

cadernos técnicos engenharia sanitária e ambiental

Órgão Oficial de Informação Técnica da ABES - Rio de Janeiro



Coletânea de Notas Técnicas 1: Valoração e gerenciamento de subprodutos gasosos do tratamento do esgoto

Parte B: Avanços nas técnicas de controle de emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios

ESA

A Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, em conjunto com Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estações Sustentáveis de Esgotamento Sanitário (INCT ETEs Sustentáveis), deu vida aos Cadernos de Nota Técnica ESA apresentado, onde tem por objetivo a publicação de contribuições técnicas e científicas nas áreas de saneamento, e suas interfaces. As contribuições são publicadas após aprovação do conselho editorial formado exclusivamente para este fim. Os artigos publicados não refletem necessariamente a opinião da Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES).

Diretor Responsável

Alceu Guérus Bittencourt

Editor Geral

Rodrigo Moruzzi

Editor Geral Adjunto

André Bezerra dos Santos

Coordenação

Allan Rodrigues.

INCT ETEs Sustentáveis

Coordenação Geral

Carlos Augusto de Lemos Chernicharo

Cesar Rossas Mota Filho

Juliana Calabria Araújo

Coordenadores Institucionais

Carlos Augusto de Lemos Chernicharo

André Bezerra dos Santos

Isaac Volschan Jr

Gustavo Rafael Collere Possetti

Lourdinha Florêncio

Paula Loureiro Paulo

Roque Passos Pivelli

Cadernos Técnicos ESA

Colaboração

Câmara Técnica de Tratamento de Esgoto (CTTE) da ABES

Conselho Editorial Geral

Carlos Augusto de Lemos Chernicharo

Rodrigo Moruzzi

Editores Associados

Carlos Augusto de Lemos Chernicharo

Emanuel Manfred Freire Brandt

Eric Javier Centeno Mora

Editor Executivo

Lívia Cristina da Silva Lobato

Revisão Técnica Final

André Bezerra dos Santos

Luciano Matos Queiroz

Mário Takayuki Kato

Maurício Alves da Motta Sobrinho

Paulo Igor Milen Firmino

Roque Passos Pivelli

Rodrigo Moruzzi

Roque Passos Pivelli

Revisão, validação e editoração

Lariza dos Santos Azevedo

Lívia Cristina da Silva Lobato

Tiago Borges Ferreira

Correspondência

Avenida Beira Mar, 216, 13º andar

CEP: 20021-060 - Rio de Janeiro (RJ), Brasil

Tel: (21) 2277-3900 - E-mail: esa@abes-dn.org.br

PRODUÇÃO EDITORIAL



Estatuto em Vigor: Alteração de Estatuto referendado pela Assembleia Geral Extraordinária realizada no Rio de Janeiro (RJ) em 08 de julho de 2011. Essa nova versão do Estatuto recebeu protocolo número 20100801358447 e foi averbada na matrícula número 1244 do Registro Civil de Pessoas Jurídicas do Rio de Janeiro em 25 de agosto de 2011.

cadernos técnicos engenharia sanitária e ambiental

Cadernos Técnico Eng Sanit Ambient | v.1 n.2 | 2021



Créditos da imagem da capa: ETE Cachoeira, município de Araucária-Paraná.

Revista Engenharia Sanitária e Ambiental Fundada com o título Engenharia Sanitária em 1962 (vol.1, n.1, jun de 1962) com formato 18,0 x 26,0 cm, até o vol.12, n.3, quando foi adotado o formato A4. A partir do vol.28, abr./jun. de 1989, passou a chamar-se BIO, com o formato 21,0 x 28,0 cm, sendo a Engenharia Sanitária transformada em encarte técnico da BIO. A partir de 1996, retorna a Engenharia Sanitária, desta feita incorporando a palavra Ambiental (Ano I, n.1, jan/mar. 1996).



DIRETORIA NACIONAL

Presidente: Alceu Guérios Bittencourt; **Vice-Presidente:** Mario Cesar Guerino; **Secretário Geral:** Marcel Costa Sanches ; **Secretário Adjunto:** Rafael Carvalho de O. Santos; **Tesoureiro Geral:** Maria Lúcia B. Coelho Silva; **Tesoureiro Adjunto:** Álvaro José Menezes da Costa; **Diretor Sul:** Edgard Faust Filho; **Diretora Sudeste:** Célia Regina Alves Rennó; **Diretor Centro-Oeste:** Marcos Elano F. Montenegro; **Diretora Nordeste:** Vanessa Britto Silveira Cardoso; **Diretor Norte:** Haroldo Costa Bezerra; **Coordenador de Relações Internacionais:** Carlos Alberto Rosito; **Coordenador do Programa Jovens Profissionais do Saneamento:** Witan Silva.

CONSELHO FISCAL

Efetivos: Carlos Alberto Rosito (RJ); Edson Melo Filizzola (GO); Miguel Mansur Aisse (PR).

Suplentes: Carlos Roberto Soares Mingione (SP); Hélio Nazareno Padula Filho (SP); Reynaldo Eduardo Young Ribeiro (SP)

CONSELHO DIRETOR

Membros Natos: Antônio César da Costa e Silva (SP), Antônio Marsiglia Netto (SP), Carlos Alberto Rosito (RJ), Cassilda Teixeira de Carvalho (MG), Clovis Francisco do Nascimento Filho (RJ), Dante Ragazzi Pauli (SP), Hugo de Mattos Santos (RJ), João Alberto Viol (SP), José Aurélio Boranga (SP), José Carlos Vieira (RJ), Lineu Rodrigues Alonso (SP), Luiz Otávio Mota Pereira (PA), Nelson Rodrigues Nucci (SP), Paulo Cesar Pinto (RJ), Roberval Tavares de Souza (SP) e Walter Pinto Costa (RJ).

Membros Eleitos 2020/2022

Mario Cesar Guerino
Marcel Costa Sanches
Rafael Carvalho de O Santos
Maria Lúcia B. Coelho Silva
Álvaro José Menezes da Costa
Edgard Faust Filho
Célia Regina Alves Rennó
Marcos Heleno F. Montenegro
Vanessa Britto Silveira Cardoso
Haroldo Costa Bezerra
Carlos Alberto Rosito
Witan Silva

Edumar Ramos Cabral Coelho (ES)

Marisa Pignataro de Sant'anna (GO)
Nelson José Bello Cavalcante (MA)
Rogerio Pena Siqueira (MG)
Aroldo Ferreira Galvão (MS)
Rosidélma Francisca Guimarães Santos (MT)
Vanessa Souza Alvares de Mello (PA)
Jaqueline Pequeno da Silva (PB)
Sergio Xavier dos Santos (PE)
Carlos Ernando da Silva (PI)
Luiz Henrique Bucco (PR)
Miguel Alvarenga Fernández Y Fernández (RJ)
Maria Geny Formiga de Farias (RN)
Jussara Kalil Pires (RS)
Andreia May (SC)
Marcio Gonçalves de Oliveira (SP)

Divino Lazaro de Souza Aguiar (GO)

Fabio Julian de Sousa (GO)
Maria do Carmo Varella Bastos (MG)
Ronaldo Vasconcellos Novais (MG)
Antonio Carlos Gerardi (PR)
Antonio Roberto Sartor (PR)
Miguel Alvarenga Fernández Y Fernández (RJ)
Eduardo Pacheco Jordão (RJ)
Geraldo Antonio Reichert (RS)
Jairo Tardelli Filho (SP)
Monica Ferreira do Amaral Porto (SP)
Osvaldo Ioshio Niida (SP)
Antonio Carlos da Costa Lino (SP)
Vasti Ribeiro Facincani (SP)
Ricardo Toledo Silva (SP)
Sadalla Domingos (SP)
Alvaro Diogo Sobral Teixeira (SP)
João Cesar Queiroz Prado (SP-SUB)
Fábio Severo (SP-SUB)
Antonio Rodrigues da Grela Filho (SP-SUB)
Tsunao Matsumoto (SP-SUB)
Jorge Luiz Monteiro (SP-SUB)

Presidentes das Seções Estaduais

2019/2021

Ana Catarina Pires de Azevedo Lopes (AL)
Rainier Pedraça de Azevedo (AM)
Arnor de Oliveira Fernandes Junior (BA)
Francisco Humberto de Carvalho Junior (CE)
Sergio Antonio Gonçalves (DF)

Representantes das Seções Estaduais 2019/2021

Ana Catarina Pires de Azevedo Lopes (AL)
Silvio Roberto Magalhães Orrico (BA)
Sergio Antonio Gonçalves (DF)

Sumário

Cadernos Técnico Eng Sanit Ambient • v.1 n.2 • 2021 • p. 1-122

COLETÂNEA DE NOTAS TÉCNICAS 1: VALORAÇÃO E GERENCIAMENTO DE SUBPRODUTOS GASOSOS DO TRATAMENTO DO ESGOTO

COLLECTION OF TECHNICAL NOTES 1: VALORATION AND MANAGEMENT OF GASEOUS BY-PRODUCTS OF SEWAGE TREATMENT

Parte B: Avanços nas técnicas de controle de emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios

Part B: Advances in gas emission control techniques for anaerobic-based STPs

1 Editorial - ESA

Rodrigo Moruzzi e André Bezerra dos Santos

3 Editorial - INCT ETEs Sustentáveis

Carlos Augusto de Lemos Chernicharo

5 Nota Técnica 1 - Tópicos de interesse

Technical Note 1 - Topics of interest

Emanuel Manfred Freire Brandt, Cláudio Leite de Souza, Erick Javier Centeno Mora, Fábio José Bianchetti, Juliana Mattos Bohrer Santos, Carlos Augusto de Lemos Chernicharo

23 Nota Técnica 2 - Câmaras de dessorção para remoção de sulfeto de hidrogênio e metano dissolvidos em efluentes de reatores anaeróbios

Technical Note 2 - Desorption chamber for removal dissolved hydrogen sulfide and methane in effluents from anaerobic reactors

Cláudio Leite de Souza, Belinazir Costa Espírito Santo, Emanuel Manfred Freire Brandt, Juliana Mattos Bohrer Santos,

Carlos Augusto de Lemos Chernicharo

35 Nota Técnica 3 - Recuperação de gases dissolvidos em efluentes de reatores anaeróbios por meio de câmaras de vácuo

Technical Note 3 - Recovery dissolved gases in effluents from anaerobic reactors by means of vacuum degasification

Klaus Nelting, Gustavo Rafael Collere Possetti, Julio Cesar Rietow, Ana Caroline de Paula, Fernanda Janaína Oliveira Gomes da Costa,

Eliana Medeiros Ferreira da Silva Gallo, Niklas Trautmann

49 Nota Técnica 4 - Recuperação de metano dissolvido em efluentes de reatores anaeróbios por meio de contactores de membrana desgaseificadora

Technical Note 4 - Recovery of dissolved methane in effluents from anaerobic reactors by means of membrane contactors

Erick Javier Centeno Mora, Paula Rafaela Silva Fonseca, Emanuel Manfred Freire Brandt, Carlos Augusto de Lemos Chernicharo

63 Nota Técnica 5 - Sistemas de biofiltração para tratamento de gases residuais

Technical Note 5 - Biofiltration systems for waste gas treatment

Emanuel Manfred Freire Brandt, Cláudio Leite de Souza, Erick Javier Centeno Mora, Juliana Mattos Bohrer Santos, Carlos Augusto de Lemos Chernicharo

77 Nota Técnica 6 - Uso energético e queima de gases residuais

Technical Note 6 - Energetic use and burning of waste gas

Emanuel Manfred Freire Brandt; Erick Javier Centeno Mora; Juliana Mattos Bohrer Santos; Carlos Augusto de Lemos Chernicharo

91 Nota Técnica 7 - Emissão e compensação de gases de efeito estufa

Technical Note 7 - Greenhouse gases emissions and compensations

Fábio José Bianchetti, Emanuel Manfred Freire Brandt, Henrique Alves Santos, Carlos Augusto de Lemos Chernicharo

107 Nota Técnica 8 - Emissão e modelagem matemática da dispersão de gases odorantes

Technical Note 8 - Emission and mathematical models of dispersion of odorants gases generated in the STPs

Willian Lemker Andreão, Taciana Toledo de Almeida Albuquerque, Lucas de Almeida Chamhum Silva, Carlos Augusto de

Lemos Chernicharo

ESA

Desde sua fundação em 1962, a Revista Engenharia Sanitária e Ambiental (ESA) tem como missão a disseminação do conhecimento produzido na academia, empresas de pesquisa, concessionárias e empresas de saneamento, órgãos governamentais, profissionais técnicos, entre outros, por meio da publicação de artigos técnicos, revisões críticas e notas técnicas.

Os desafios na área da engenharia sanitária e ambiental são enormes e dinâmicos. Ao longo de sua história a ESA tem se adaptado às novas demandas e desafios, visando manter sua missão de publicar materiais técnicos e científicos de elevada qualidade e relevância nacional. Inicialmente, os artigos voltavam-se majoritariamente para soluções técnicas da Engenharia, aplicadas à área de Saneamento Básico. O crescente interesse pela área de meio ambiente ampliou o universo de atuação da Engenharia e trouxe novas dimensões para as pesquisas, abrindo portas para diferentes abordagens, com aumento significativo de contribuições à ESA. Mais recentemente, a ampliação da pós-graduação no Brasil e as exigências associadas aos seus programas e as agências de fomento à pesquisa aumentaram ainda mais o fluxo de artigos, exigindo grande esforço de todo corpo editorial e revisores voluntários.

Estruturalmente a ESA também se modernizou. A adoção de nova plataforma de gerenciamento, a definição de regras claras e rígidas de revisão por pares, a padronização das decisões do corpo editorial e a redução significativa do tempo de avaliação permitiram enfrentar os novos desafios e reforçar a qualidade dos manuscritos publicados. Entretanto, para além da sua história, tradição e reconhecimento dos pares, a reputação de um periódico é também aferida por meio de métricas internacionais, tal como o fator de impacto.

O fator de impacto tem grande importância na escolha do periódico pelos cientistas, pois afere sobre a visibilidade e a qualidade dos manuscritos publicados. Entretanto, são enormes os desafios de ampliar o fator de impacto de um periódico de circulação restrita nacional, dada a abrangência e o acesso limitados. Assim sendo, entendemos que a internacionalização da ESA é premente.

Todavia, a tarefa de internacionalizar uma revista com a importância da ESA no cenário nacional é árdua e encontra resistências legítimas, que não podem ser desconsideradas. Internacionalizar é muito mais que publicar manuscritos na língua inglesa; envolve abrir as fronteiras da ESA para divulgação científica aberta ao público internacional, incluindo seu corpo/conselho editorial e quadro de revisores. A maior resistência à internacionalização da ESA advém da sua maior virtude, ou seja, sua importância e reconhecimento no contexto brasileiro.

Dessa forma, os Cadernos Técnicos ESA foram uma saída construída pelo conjunto da ABES, diretoria e corpo editorial da ESA, que oportuniza a divulgação a disseminação de conhecimento voltados aos problemas técnicos nacionais, sem conflitar com o movimento de internacionalização científica da ESA. Afortunadamente, o lançamento dos cadernos técnicos foi abrillantado pela parceria com o INCT ETEs Sustentáveis, por meio da divulgação de contribuição técnico-científica de alto nível e de extrema relevância ao contexto brasileiro. Nos orgulha fazer parte desse novo marco para a ESA!

Rodrigo Moruzzi
Editor Geral – ESA

André Bezerra dos Santos
Editor Geral Adjunto – ESA

INCT ETEs Sustentáveis

Prezados leitores,

O INCT ETES Sustentáveis foi criado em 2017 com o intuito de se tornar um centro de referência para questões relacionadas ao tratamento de esgoto sanitário, de forma a contribuir para a promoção de mudanças estruturais e estruturantes por meio da capacitação profissional, do desenvolvimento de soluções tecnológicas apropriadas às diversas realidades nacionais, da construção e transmissão de conhecimento para a sociedade, órgãos governamentais e empresariais.

As estações convencionais de tratamento de esgoto, de maneira geral, apresentam fluxogramas de tratamento que consideram o lançamento do efluente tratado em algum corpo d'água receptor e, portanto, são concebidas levando-se em consideração apenas a legislação de proteção das coleções hídricas. Se adequadamente projetadas, construídas e operadas, podem alcançar elevadas eficiências de remoção de matéria orgânica, nutrientes e patógenos, cumprindo o seu papel principal de controle da poluição da água. No entanto, essa não é a situação usual no Brasil, onde a maioria das estações apresenta algum tipo de problema operacional, que resulta na elevação dos custos do tratamento, na perda de eficiência e no não cumprimento da legislação ambiental. Ademais, os subprodutos sólidos (lodo e escuma) e gasosos (notadamente biogás) gerados durante o tratamento apresentam rotas de destinação final que usualmente são os aterros sanitários e a queima para a atmosfera. Embora sejam rotas de destinação de subprodutos aceitas no Brasil, sabidamente não são as mais adequadas, face aos impactos ambientais que podem ser causados na atmosfera, no solo e nas águas subterrâneas. Ainda, é de conhecimento amplo que os subprodutos do tratamento apresentam elevado potencial de aproveitamento, mas os esforços nesse sentido são incipientes e, quando realizados, ocorrem de forma desarticulada, normalmente abordando poucas das possibilidades existentes.

Em 4 anos de atuação, o INCT ETEs Sustentáveis desenvolveu pesquisas básicas e aplicadas visando propiciar o desenvolvimento de sistemas integrados e sustentáveis de tratamento de esgoto, com recuperação e valoração dos subprodutos do tratamento. Os resultados das pesquisas desenvolvidas no âmbito do Instituto, em adição à consolidação do conteúdo já existente, possibilitaram a elaboração de cerca de 50 notas técnicas, com tópicos relacionados ao aproveitamento e utilização dos subprodutos gerados a partir do tratamento de esgoto, além de maior eficiência e melhoria dos processos. A partir da parceria firmada entre a ESA e o INCT ETEs Sustentáveis, de forma a ampliar o alcance dos conteúdos e estabelecer melhor integração da academia com profissionais e empresas do setor de saneamento ambiental, essas notas técnicas foram agrupadas em 8 cadernos técnicos de acordo com a temática, a fim de apresentar de forma consolidada e integrada o conteúdo produzido.

Esperamos que a publicação via cadernos técnicos, com ilustrações didáticas e linguagem menos acadêmica, possibilite a efetiva transmissão e apropriação do conhecimento pelos profissionais que atuam no setor. Fica nossa forte expectativa de que o conhecimento disponibilizado possa induzir as transformações necessárias na nossa área, com reflexos na melhoria da gestão, dos projetos, da construção e da operação e manutenção dos sistemas de esgotamento sanitário. Enfim, que o grande esforço empreendido por mais de 100 colegas (autores, coautores, revisores e validadores das diversas notas técnicas), aos quais agradeço imensamente, possa contribuir para a melhoria da sustentabilidade do saneamento, notadamente na área de esgotamento sanitário. Valeu a pena, pessoal!

Boa leitura!

Carlos Augusto de Lemos Chernicharo
Coordenador Geral – INCT ETEs Sustentáveis

Parte B: Avanços nas técnicas de controle de emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios

Nota Técnica 1 - Tópicos de interesse

Part B: Advances in gas emission control techniques for anaerobic-based STPs
Technical Note 1 - Topics of interest

**Emanuel Manfred Freire Brandt¹, Cláudio Leite de Souza², Erick Javier Centeno Mora³,
Fábio José Bianchetti⁴, Juliana Mattos Bohrer Santos⁵, Carlos Augusto de Lemos Chernicharo^{6*}**

RESUMO

Nas estações de tratamento de esgoto (ETEs) com reatores anaeróbios são produzidos diversos gases que, caso não sejam adequadamente gerenciados, podem levar a problemas de odores, corrosão, riscos ocupacionais, perdas energéticas, ou mesmo intensificação do efeito estufa. Os problemas relacionados a essas emissões gasosas estão associados principalmente à presença do sulfeto de hidrogênio (H_2S) e do metano (CH_4) no biogás e/ou nas emissões fugitivas a partir das diversas unidades das ETEs. Nesse contexto, esta nota técnica (NT) tem como objetivo abordar os aspectos mais importantes relacionados à geração e ao controle das emissões gasosas em ETEs que empregam reatores anaeróbios. Essa proposta advém do conhecimento consolidado por especialistas do setor acadêmico e prestadores de serviços de saneamento, bem como da literatura especializada. As técnicas de interesse são resumidas na presente NT, sendo individualmente detalhadas nas NTs subsequentes que integram a coletânea “Valorização e gerenciamento de subprodutos gasosos do tratamento do esgoto. Parte B: Avanços nas técnicas de controle de emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios”.

Palavras-chave: corrosão; efeito estufa; metano; odor; reator UASB; sulfeto; controle de emissões gasosas.

ABSTRACT

Anaerobic-based sewage treatment plants (STPs) produce various gases that, if not properly managed, can lead to problems such as odor, corrosion, occupational risks, energy losses, or even intensification of the greenhouse effect. The above-mentioned problems are mainly related to the presence of hydrogen sulfide (H_2S) and methane (CH_4) in the biogas and/or in diffuse emissions from the various units of the STPs. In this sense, this technical note (TN) aimed at addressing the main aspects related to the generation and control of gaseous emissions in anaerobic-based STPs. This contribution is derived from the experience of experts and professionals of the academic and water utility sectors, as well as from the specialized literature. The techniques of interest are summarized in this TN, being individually detailed in the following TN of the collection “Valorization and management of gaseous by-products of sewage treatment. Part B: Advances in gas emission control techniques for anaerobic-based STPs”.

Keywords: corrosion; greenhouse effect; methane; odor; UASB reactor; sulfide; gaseous emission control.

¹Químico Industrial pela Universidade Federal de Ouro Preto (UFOP). Mestre e Doutor em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Docente Permanente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF). Diretor Técnico da Brandt Meio Ambiente Ltda. Membro do INCT ETEs Sustentáveis.

²Engenheiro Civil pela Universidade Federal de Viçosa (UFV). Mestre e Doutor em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Professor associado do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG. Membro do INCT ETEs Sustentáveis.

³Engenheiro Civil pela Universidade de Costa Rica (UCR). Mestre em Tratamento e Gestão do Solo, Águas e Resíduos pela Universidade Parisiense AgroParisTech. Aluno de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da UFMG. Membro do INCT ETEs Sustentáveis.

⁴Engenheiro Civil pela UFMG. Mestre e aluno de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da UFMG. Professor do Departamento de Engenharia Civil e Meio Ambiente do Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais (Cefet MG) Campus Curvelo. Membro do INCT ETEs Sustentáveis.

⁵Engenheira Ambiental e Sanitarista pela UFJF. Mestre e aluna de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da UFMG. Membro do INCT ETEs Sustentáveis.

⁶Engenheiro Civil pela UFMG. Doutor em Engenharia Ambiental pela Universidade de Newcastle upon Tyne - UK. Professor titular aposentado do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG. Coordenador do INCT ETEs Sustentáveis.

Endereço para correspondência: Avenida Antônio Carlos 6.627 - Universidade Federal de Minas Gerais - Escola de Engenharia - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - Bloco 1. Belo Horizonte, MG. CEP: 31270-901. e-mail: calemos@desa.ufmg.br

1. INTRODUÇÃO

O tratamento de esgoto produz uma variedade de gases que, caso não adequadamente gerenciados, podem levar a problemas de odores, corrosão de elementos de concreto ou metálicos, riscos ocupacionais, perdas energéticas, ou mesmo intensificação do efeito estufa (**Figura 1**). O biogás gerado em reatores anaeróbios, por exemplo, possui elevado poder calorífico, podendo ser aproveitado energeticamente. No entanto, quando o seu aproveitamento não é uma opção técnica e economicamente atrativa, o biogás deve ser submetido a combustão em queimadores, de forma a minimizar as emissões de gases de efeito estufa (GEEs) – a exemplo do metano (CH_4) – e de gases causadores dos maus odores e da corrosão – notadamente o sulfeto de hidrogênio (H_2S). A eficiência da queima desses gases depende fortemente do tipo de queimador e das condições climáticas, resultando em fatores de emissão

significativamente maiores para os queimadores abertos, quando comparados aos queimadores fechados (cerca de 50 vezes maiores, conforme detalhado na **Figura 1**) (LEAHEY *et al.*, 2001; BRASIL, 2017; BRANDT *et al.*, 2018; KAMINSKI *et al.*, 2018).

De modo análogo, gases são também emitidos a partir do esgoto ou do lodo biológico em canais, tanques, caixas de distribuição, decantadores, entre outras unidades das estações de tratamento de esgoto (ETEs), contribuindo para o agravamento dos problemas citados. Em relação aos gases odorantes (emissões gasosas que causam mau cheiro), uma vez emitidos, se dispersam na atmosfera, sob influência das condições meteorológicas, topografia, e uso e ocupação do solo da região. Dependendo de sua concentração na atmosfera e tempo de exposição, pode causar incômodos à vizinhança próxima às ETEs e, por consequência, reclamações.

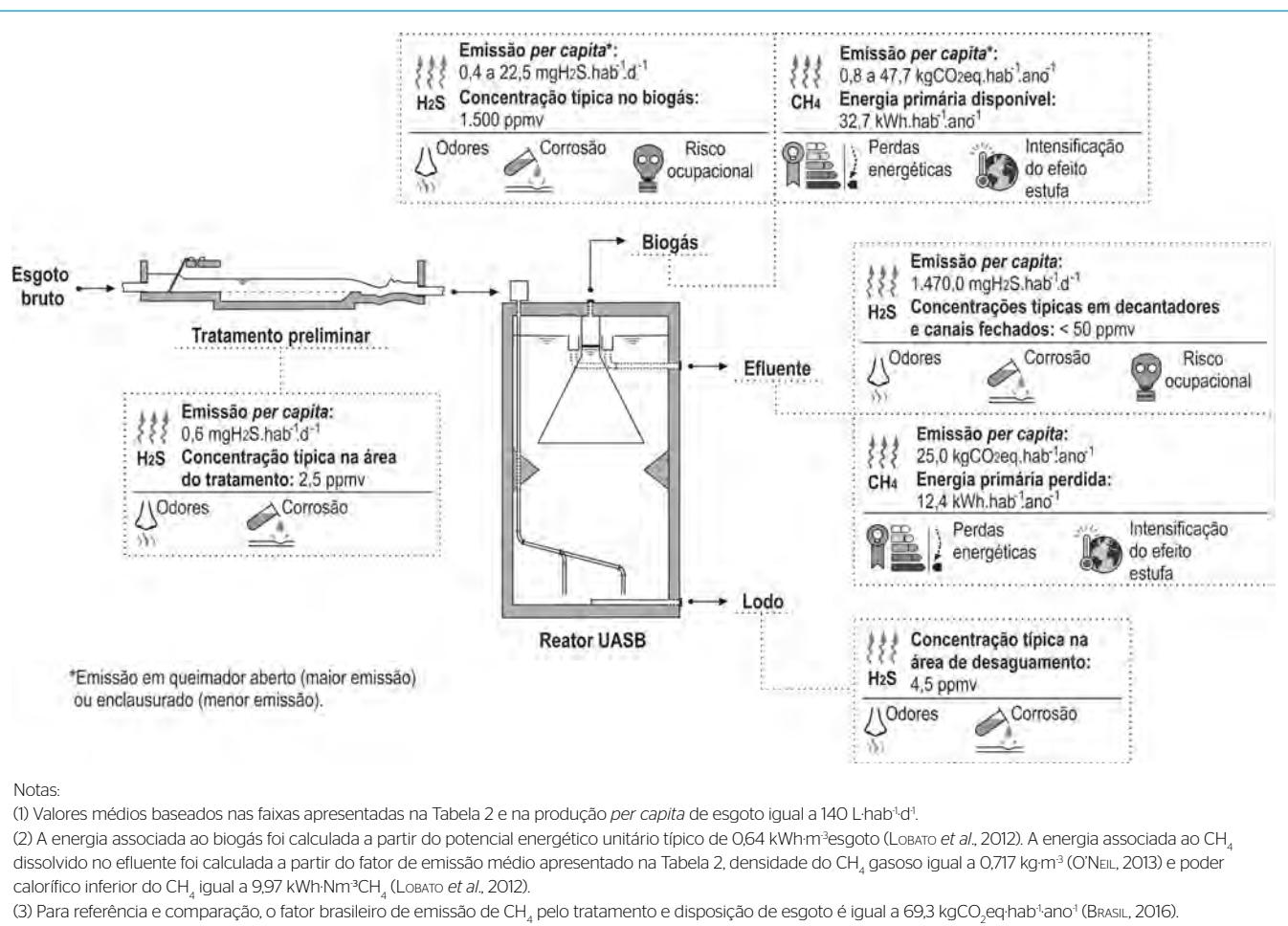


Figura 1 – Principais pontos de emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios, fatores de emissão e problemas associados.

Adicionalmente, a emissão desses gases pode gerar ambientes insalubres para os trabalhadores das ETEs, já que o H₂S e outros gases causadores de corrosão e de odores são também irritantes e tóxicos aos seres humanos. Assim, torna-se muito importante o controle de emissões gasosas odorantes, com o intuito de reduzir o impacto real sobre as pessoas e o seu bem-estar.

Em ETEs com reatores anaeróbios, as unidades por onde passam os efluentes dos reatores (incluindo os decantadores dos próprios reatores) são pontos especialmente críticos em relação às emissões de H₂S e CH₄. Isso ocorre devido aos elevados teores desses gases dissolvidos nos efluentes (SOUZA, 2010; SOUZA *et al.*, 2011; SOUZA *et al.*, 2012; NELTING *et al.*, 2015), resultado da intensa atividade biológica anaeróbia nos reatores. Esses gases podem ser liberados e dispersados na atmosfera, contribuindo fortemente para os problemas de odores/corrosão (no caso do H₂S) e, ainda, para o aumento da pegada de carbono das ETEs (devido às emissões de CH₄), que consiste nas emissões totais de GEE, expressas em equivalente de massa de dióxido de carbono (CO₂eq) (CHERNICHARO *et al.*, 2017). De todo o CH₄ produzido em reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB, do inglês *upflow anaerobic sludge blanket*), cerca de 30% a 40% é perdido na forma dissolvida nos efluentes, sendo o restante potencialmente coletado na forma de biogás (SOUZA, 2010; SOUZA *et al.*, 2011). Assim, em ETEs que fazem ou pretendem fazer o uso energético do biogás, as emissões de CH₄ a partir dos efluentes dos reatores anaeróbios podem não

só significar um aspecto negativo por contribuir para o aumento da pegada de carbono, mas também representar perdas expressivas de potencial energético.

Nesse contexto, visando minimizar os problemas citados, na **Tabela 1** são destacados os principais tópicos/técnicas de interesse relacionados ao controle de emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios. Essa proposta advém do conhecimento consolidado por especialistas do setor acadêmico e prestadores de serviços de saneamento, bem como da produção técnica-científica aplicada a esses reais desafios. As técnicas de interesse são resumidas na presente nota técnica (NT), sendo individualmente detalhadas nas NTs subsequentes que integram a coletânea “Valoração e gerenciamento de subprodutos gasosos do tratamento do esgoto. Parte B: Avanços nas técnicas de controle de emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios” (**Tabela 1**). Especificamente, esta NT tem como objetivo principal fundamentar a questão das emissões gasosas, bem como propor cenários apropriados à utilização de cada técnica de controle.

2. EMISSÕES GASOSAS EM ETEs COM REATORES ANAERÓBIOS

Diferentes gases e vapores são gerados na coleta, no transporte e no tratamento de esgoto. No entanto, maior atenção comumente é dada àqueles associados aos maus odores, como é o caso do H₂S, das mercaptanas, da amônia (NH₃), dos compostos orgânicos voláteis (COVs), entre outros.

Tabela 1 – Correspondência entre as notas técnicas desta coletânea e os tópicos de interesse para o controle das emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios.

Tópico de interesse	Nota técnica correspondente
• Remoção de gases dissolvidos em efluentes de reatores anaeróbios para o seu posterior tratamento	NT 2 - Câmaras de dessorção para remoção de sulfeto de hidrogênio e metano dissolvidos em efluentes de reatores anaeróbios (SOUZA <i>et al.</i> , 2021).
	NT 3 - Recuperação de gases dissolvidos em efluentes de reatores anaeróbios por meio de câmaras de vácuo (NELTING <i>et al.</i> , 2021).
	NT 4 - Recuperação de metano dissolvido em efluentes de reatores anaeróbios por meio de contactores de membrana desgaseificadora (CENTENO-MORA <i>et al.</i> , 2021).
• Tratamento das emissões gasosas de ETEs com reatores anaeróbios	NT 5 - Sistemas de biofiltração para tratamento de gases residuais (BRANDT <i>et al.</i> , 2021a).
	NT 6 - Uso energético e queima de gases residuais (BRANDT <i>et al.</i> , 2021b).
	NT 7 - Emissão e compensação de gases de efeito estufa (BIANCHETTI <i>et al.</i> , 2021).
• Modelos de dispersão de poluentes atmosféricos aplicados aos gases odorantes em ETEs	NT 8 - Emissão e modelagem matemática da dispersão de gases odorantes (ANDREAO <i>et al.</i> , 2021).

Em ETEs com reatores anaeróbios, quase sempre o H₂S é o principal alvo do gerenciamento, já que representa a maior parcela das emissões odorantes e, ainda, é o principal responsável pela corrosão das unidades da estação (BRANDT *et al.*, 2018).

O H₂S apresenta limiar de percepção olfativa variando entre 0,47 ppb_v (partes por bilhão) (0,00047 ppm_v – partes por milhão) e 100 ppb_v (0,1 ppm_v) (TCHOBANOGLOUS *et al.*, 2016), podendo também causar irritação ocular em pessoas expostas a concentrações acima de 10 ppm_v por 6-7 h (WEF, 2004). Em um cenário menos provável de exposição em espaço confinado, o H₂S pode levar à perda momentânea de consciência e outros efeitos graves como edema pulmonar e convulsão (exposição a concentrações de 100-200 ppm_v por cerca de 20 min) ou até a morte (exposição a concentrações acima de 900 ppm_v por aproximadamente 1 min) (WEF, 2004). Nesse cenário, as altas concentrações de H₂S (maiores que 150-200 ppm_v) resultam na perda momentânea do olfato (em cerca de 2-15 min) que pode levar a uma falsa e perigosa sensação de segurança (WEF, 2004). Na presença de umidade e pequenas quantidades de oxigênio, o H₂S pode ser oxidado a ácido sulfúrico (H₂SO₄), causando a corrosão de

elementos metálicos e de concreto das ETEs. No caso do concreto, esse ácido reage com a matriz cimentícia, gerando gesso e etringita, subprodutos expansivos que possuem baixa capacidade estrutural (LI *et al.*, 2017). O surgimento desses subprodutos no concreto estimula o desenvolvimento de trincas, o despreendimento de material e o aumento da área de contato para corrosão (O'DEA, 2007; MIRON e MAGAÑA, 2017), uma situação frequentemente observada em lajes de cobertura e câmaras de biogás de reatores UASB sem proteção anticorrosiva (BRANDT *et al.*, 2019).

O H₂S é formado a partir da decomposição da matéria orgânica, em que, na ausência de oxigênio, diferentes grupos de bactérias redutoras de sulfato (BRS) utilizam o sulfato (SO₄²⁻) ou o tiossulfato (S₂O₃²⁻) como aceptores finais de elétrons na respiração anaeróbia (TANG *et al.*, 2009). As emissões de H₂S dependem primeiramente das condições necessárias para o desenvolvimento dos microrganismos anaeróbios, mas também de outros fatores como (BRANDT *et al.*, 2018): concentração de enxofre ou sulfato no esgoto bruto; área superficial do líquido exposta à atmosfera; características construtivas da ETE; grau de turbulência do fluido; pH e temperatura do esgoto.

Tabela 2 – Fatores de emissão de H₂S e CH₄ em ETEs com reatores anaeróbios.

Local da ETE	Fator de emissão*		Base de cálculo
Elevatórias e canais de esgoto; tratamento preliminar	H ₂ S	~0 a 8,5 mgH ₂ S·m ³ esgoto	<ul style="list-style-type: none"> Concentração de SO₄²⁻ no esgoto (CHERNICHARO <i>et al.</i>, 2011): 40 a 50 mgSO₄²⁻·L⁻¹ (14 a 17 mgS·SO₄²⁻·L⁻¹) Fator de emissão de H₂S (BRANDT <i>et al.</i>, 2019): aprox. 0 a 0,5 mgH₂S·g⁻¹S·SO₄²⁻esgoto
Efluentes de reatores UASB	H ₂ S	6.000 a 15.000 mgH ₂ S·m ³ esgoto	<ul style="list-style-type: none"> Concentração de H₂S dissolvido no efluente (SOUZA <i>et al.</i>, 2011; SOUZA <i>et al.</i>, 2012): 6 a 15 mgH₂S·L⁻¹
	CH ₄	10,0 a 25,0 gCH ₄ ·m ³ esgoto 280,0 a 700,0 gCO ₂ eq·m ³ esgoto	<ul style="list-style-type: none"> Concentração de CH₄ dissolvido no efluente (SOUZA <i>et al.</i>, 2011; SOUZA <i>et al.</i>, 2012): 10 a 25 mgCH₄·L⁻¹
Biogás bruto	H ₂ S	92 a 309 mgH ₂ S·m ³ esgoto	<ul style="list-style-type: none"> Concentração de H₂S no biogás (LOBATO, 2011): 2.000 ppm_v (1,5 a 3,0 gH₂S·Nm³biogás) Produção de biogás no reator UASB (LOBATO <i>et al.</i>, 2012): 0,0603 a 0,1016 Nm³biogás·m³esgoto
	CH ₄	30,3 a 58,3 gCH ₄ ·m ³ esgoto 847,2 a 1.632,2 gCO ₂ eq·m ³ esgoto	<ul style="list-style-type: none"> Produção de CH₄ no reator UASB (LOBATO <i>et al.</i>, 2012): 0,0422 a 0,0813 Nm³CH₄·m³esgoto Densidade do CH₄ gasoso (O'NEIL, 2013): 0,717 kg·m⁻³
Queimador de biogás aberto	H ₂ S	48 a 272 mgH ₂ S·m ³ esgoto	<ul style="list-style-type: none"> Eficiência na combustão do H₂S (LEAHY <i>et al.</i>, 2001): 11% a 50%
	CH ₄	14,2 a 52,5 gCH ₄ ·m ³ esgoto 398,2 a 1.469,0 gCO ₂ eq·m ³ esgoto	<ul style="list-style-type: none"> Eficiência na combustão do CH₄ (LEAHY <i>et al.</i>, 2001): 10% a 53%
Queimador de biogás fechado	H ₂ S	~0 a 6,1 mgH ₂ S·m ³ esgoto	<ul style="list-style-type: none"> Eficiência na combustão do H₂S (BRASIL, 2017; KAMINSKI <i>et al.</i>, 2018): 98% a aprox. 100%
	CH ₄	~0 a 1,2 gCH ₄ ·m ³ esgoto ~0 a 32,6 gCO ₂ eq·m ³ esgoto	<ul style="list-style-type: none"> Eficiência na combustão do CH₄ (BRASIL, 2017; KAMINSKI <i>et al.</i>, 2018): 98% a aprox. 100%

Nota: *Para o cálculo das emissões de CH₄ em equivalentes de massa de dióxido de carbono (CO₂eq), considerou-se um potencial de agravamento do efeito estufa 28 vezes superior ao atribuído ao CO₂ (IPCC, 2014).

Na **Tabela 2** é possível verificar os fatores de emissão do H_2S nas diversas unidades de ETEs com reatores anaeróbios, sendo notável o maior impacto das emissões a partir dos efluentes dos reatores anaeróbios (SOUZA *et al.*, 2011; SOUZA *et al.*, 2012), bem como a partir da queima do biogás em queimadores do tipo aberto, pouco eficientes na combustão e destruição do H_2S e outros gases (LEAHEY *et al.*, 2001; BRASIL, 2017).

Por ser um importante GEE, o CH_4 é também outro gás de destaque em ETEs com reatores anaeróbios, embora não esteja associado aos problemas de odor e corrosão. Em um horizonte de 100 anos, esse gás apresenta potencial de agravamento do efeito estufa 28 vezes superior ao atribuído ao dióxido de carbono (CO_2) (IPCC, 2014). Em ambientes anaeróbios, o CH_4 é um produto da atividade dos microrganismos metanogênicos envolvidos na degradação da matéria orgânica (SEGHEZZO, 2004). Por isso, em ETEs com reatores anaeróbios, está presente em grandes quantidades nos gases gerados dentro dos compartimentos de digestão dessas unidades, podendo se dissolver no meio líquido ou se desprender diretamente para a fase gasosa a partir das superfícies líquidas. Assim, em ETEs com reatores anaeróbios, dois principais pontos de emissão de CH_4 podem ser destacados (**Tabela 2**):

1. Emissões de CH_4 na forma de biogás: idealmente, o biogás gerado em reatores anaeróbios deve ser encaminhado a alguma unidade de aproveitamento energético, onde o CH_4 sofre combustão e é convertido em CO_2 , um gás que possui menor potencial de agravamento do efeito estufa¹. No entanto, quando o CH_4 é enviado para combustão em queimadores, sua destruição (assim como do H_2S) pode ser apenas parcial (LEAHEY *et al.*, 2001; BRASIL, 2017), resultando ainda em importantes fontes de emissões de GEE em ETEs.
2. Emissões de CH_4 a partir dos efluentes dos reatores anaeróbios: apesar da baixa solubilidade do CH_4 em água, são observadas consideráveis concentrações de CH_4 dissolvido em efluentes de reatores anaeróbios (SOUZA *et al.*, 2011; SOUZA *et al.*, 2012). Potencialmente, todo o CH_4 dissolvido nos efluentes dos reatores pode se

desprender da fase líquida para a atmosfera, constituindo importante fonte de emissão de GEE, além de acarretar perda de potencial energético, no caso de ETEs que fazem ou pretendem fazer o uso energético do biogás.

Por fim, ainda que as diversas fontes de emissões gasosas possam contribuir para os problemas citados, sem dúvida, as elevadas quantidades de H_2S e CH_4 dissolvidos nos efluentes dos reatores anaeróbios justificam atenção especial no gerenciamento dessa importante fonte de emissão. Nesse sentido, no item subsequente são apresentados os fundamentos do processo de emissão de gases dissolvidos, necessários ao entendimento das técnicas de controle abordadas nesta coletânea de NTs.

3. FUNDAMENTOS DO PROCESSO DE EMISSÃO DE GASES DISSOLVIDOS

3.1. Equilíbrio termodinâmico entre a fase líquida e a gasosa

Na **Figura 2** são apresentados os princípios do equilíbrio entre as fases gasosa e líquida nos seguintes casos: (a) um sistema aberto à atmosfera, como um canal de saída de um reator UASB; (b) um sistema confinado ou fechado, como o interior de um separador trifásico ou o interior de um decantador fechado de um reator UASB.

Quando uma mistura gasosa (ar ou biogás) e um líquido (água ou efluente de um reator anaeróbio) entram em contato em uma interface estática, é formado um fluxo de moléculas de gás através dessa interface. O equilíbrio entre as fases líquida e gasosa se dá quando a velocidade v_1 com a qual o total de moléculas de um composto gasoso atravessa a interface para se dissolver na fase líquida é igual à velocidade v_2 com a qual o processo inverso acontece. Nesse cenário, as concentrações do composto nas fases gasosa e líquida serão constantes no tempo, sendo matematicamente descritas pela Lei de Henry (**Equações 1 e 2 - Tabela 3**) (TCHOBANOGLOUS *et al.*, 2016; CENTENO-MORA *et al.*, 2020).

¹ Vale destacar que, no tratamento de esgoto, as emissões de CO_2 não são contabilizadas como emissões de GEE, já que fazem parte do ciclo planetário do carbono (decomposição da matéria orgânica).

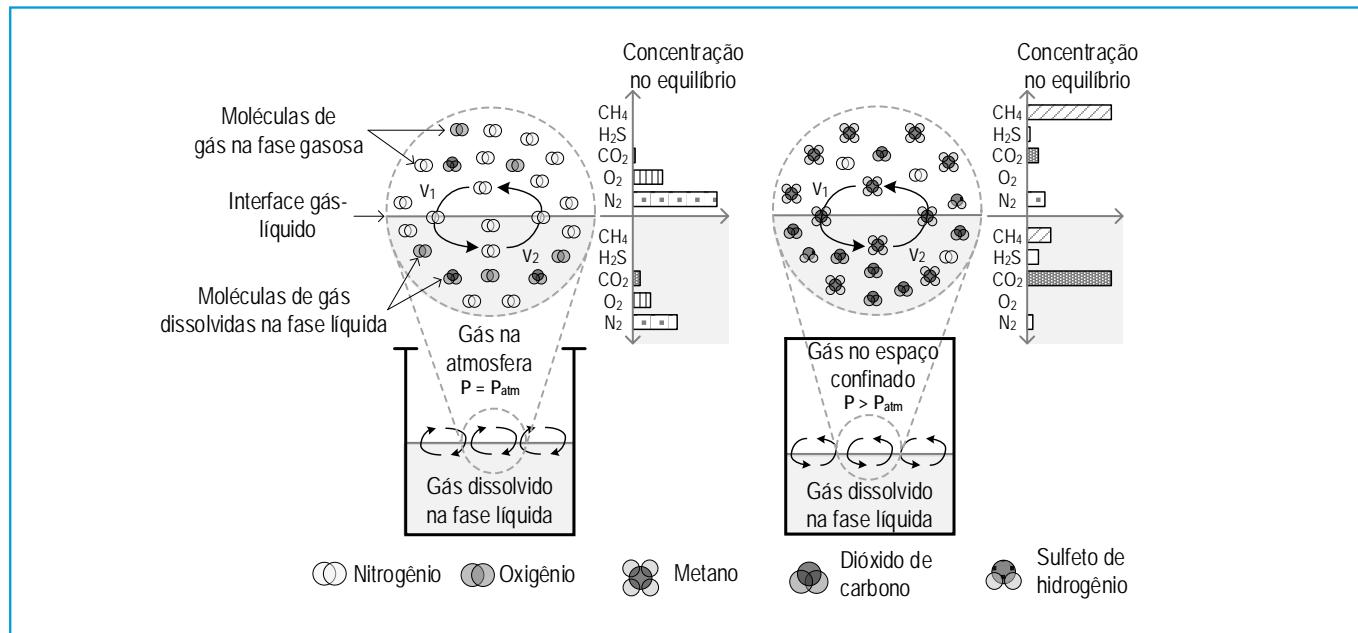


Figura 2 – Princípios do equilíbrio termodinâmico entre a fase líquida e a fase gasosa em: (a) sistemas abertos; (b) sistemas fechados ou confinados.

Tabela 3 – Equações referentes a Lei de Henry.

Equação	Observações
$C_{g,dis} = K_H \times P_{p,g}$ (1)	$C_{g,dis}$: concentração do composto gasoso dissolvido na fase líquida ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$). $P_{p,g}$: pressão parcial do composto na fase gasosa (atm), conforme Equação 2. K_H : constante de Henry do composto ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{atm}^{-1}$), a qual pode ser consultada em Perry e Green (2007) ou Sander (1999).
$P_{p,g} = P_{total} \times y_{p,g}$ (2)	P_{total} : pressão total do sistema (atm) $y_{p,g}$: fração molar ou volumétrica (concentração relativa do composto na fase gasosa).

De acordo com a Lei de Henry, em sistemas em equilíbrio e abertos à atmosfera (**Figura 2a**), o grau de dissolução de um composto gasoso em um líquido dependerá da sua concentração na atmosfera. Particularmente, no caso dos gases produzidos no tratamento de esgoto (p. ex.: H_2S e CH_4), as suas concentrações na atmosfera são desprezíveis e, portanto, o equilíbrio entre as fases equivale à condição na qual também são desprezíveis as concentrações desses compostos dissolvidos no esgoto ou efluente tratado. Em sistemas fechados e com pressões parciais superiores à atmosférica (**Figura 2b**), como é o caso do interior de um separador trifásico ou de um decantador fechado de um reator UASB, as frações dissolvidas dos gases em eventual equilíbrio (p. ex.: H_2S e CH_4)

dependerão de suas concentrações (ou pressões parciais) no biogás ou na atmosfera do decantador.

Vale notar que a constante de Henry é um valor indicativo para a condição de equilíbrio entre as fases gasosa e líquida. Na maioria dos casos, e particularmente no caso dos gases dissolvidos em efluentes de reatores anaeróbios, têm-se condições dinâmicas (fora do equilíbrio), o que favorecerá o fluxo de matéria (ou transferência de massa) dos gases de uma fase à outra (nesse caso, da fase líquida para a fase gasosa) (HEILE et al., 2017).

3.2. Princípios de transferência de massa (difusão)

A transferência de massa entre as fases líquida e gasosa se dá por meio do fenômeno de difusão, segundo o qual as moléculas de um composto em uma fase com maior concentração são transportadas para uma de menor concentração até que uma condição de equilíbrio seja atingida.

No contexto desta coletânea de notas técnicas, a transferência de massa (difusão) de compostos dissolvidos da fase líquida para a fase gasosa será tratada por técnicas baseadas no processo de dessorção, que consiste em um processo forçado de remoção ou separação dos gases dissolvidos nos efluentes de reatores anaeróbios.

O processo de dessorção dos gases dissolvidos em efluentes anaeróbios é ilustrado na **Figura 3**.

As técnicas de dessorção conduzem o sistema a um distanciamento do equilíbrio dado pela Lei de Henry (**Equações 1 e 2**), aumentando a força motriz, que consiste na diferença entre as concentrações reais dos compostos nas fases líquida e gasosa, e as concentrações correspondentes ao equilíbrio entre as fases, definido pela constante adimensional de Henry (K_H), conforme mostrado na **Figura 3**. Na prática, essa condição pode ser alcançada de duas formas (Heile *et al.*, 2017):

1. Reduzindo a concentração (fração molar) do composto na fase gasosa (y_{pg}): ao estabelecer um fluxo de ar atmosférico dentro do sistema de dessorção (conhecido como gás de arraste), a concentração do composto na fase gasosa será muito menor do que a concentração dada pelo equilíbrio. Assim, a força motriz gerada (deslocamento do equilíbrio) conduz a difusão (transferência de massa) do composto da fase líquida para a fase gasosa.
2. Reduzindo a pressão total da fase gasosa (P_{total}): ao estabelecer uma pressão negativa dentro do sistema de dessorção (vácuo), reduz-se a pressão parcial do composto na fase gasosa (P_{pg}), deslocando o equilíbrio dado pela Lei de Henry. O deslocamento do equilíbrio garante a

força motriz entre as fases e, consequentemente, a difusão (transferência de massa) do composto para a fase gasosa.

Para mais detalhes sobre o equilíbrio termodinâmico entre as fases líquida e gasosa e sobre o princípio de dessorção, o leitor pode consultar Cussler (2009); Dutta (2009); Crittenden *et al.* (2012); Tchobanoglous *et al.* (2016).

4. GERENCIAMENTO DE EMISSÕES DE H_2S E CH_4 EM ETEs COM REATORES ANAERÓBIOS

4.1. Identificação das correntes gasosas

Como já mencionado, o gerenciamento das emissões de H_2S tem como propósito o controle de odores e da corrosão, enquanto o gerenciamento do CH_4 tem como objetivo evitar perdas de potencial energético e emissões de GEE. Nesta lógica, na **Figura 4** são mostradas as principais rotas propostas para o gerenciamento das emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios, destacando duas principais correntes gasosas:

1. Biogás: gás rico em CH_4 gerado no compartimento de digestão de reatores anaeróbios, a exemplo do gás coletado nos separadores trifásicos de reatores

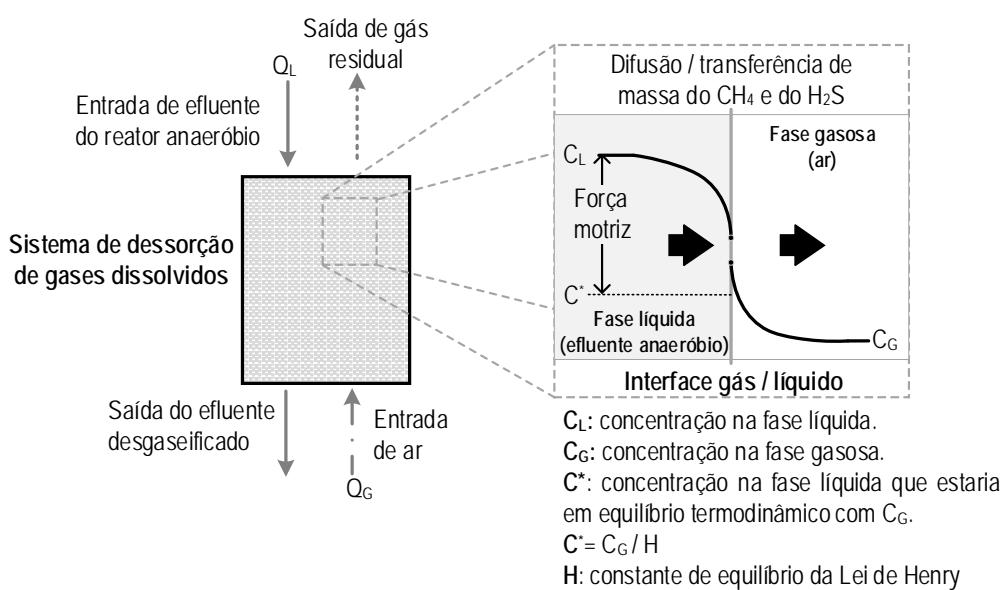


Figura 3 – Princípios de transferência de massa em técnicas de dessorção de gases dissolvidos.

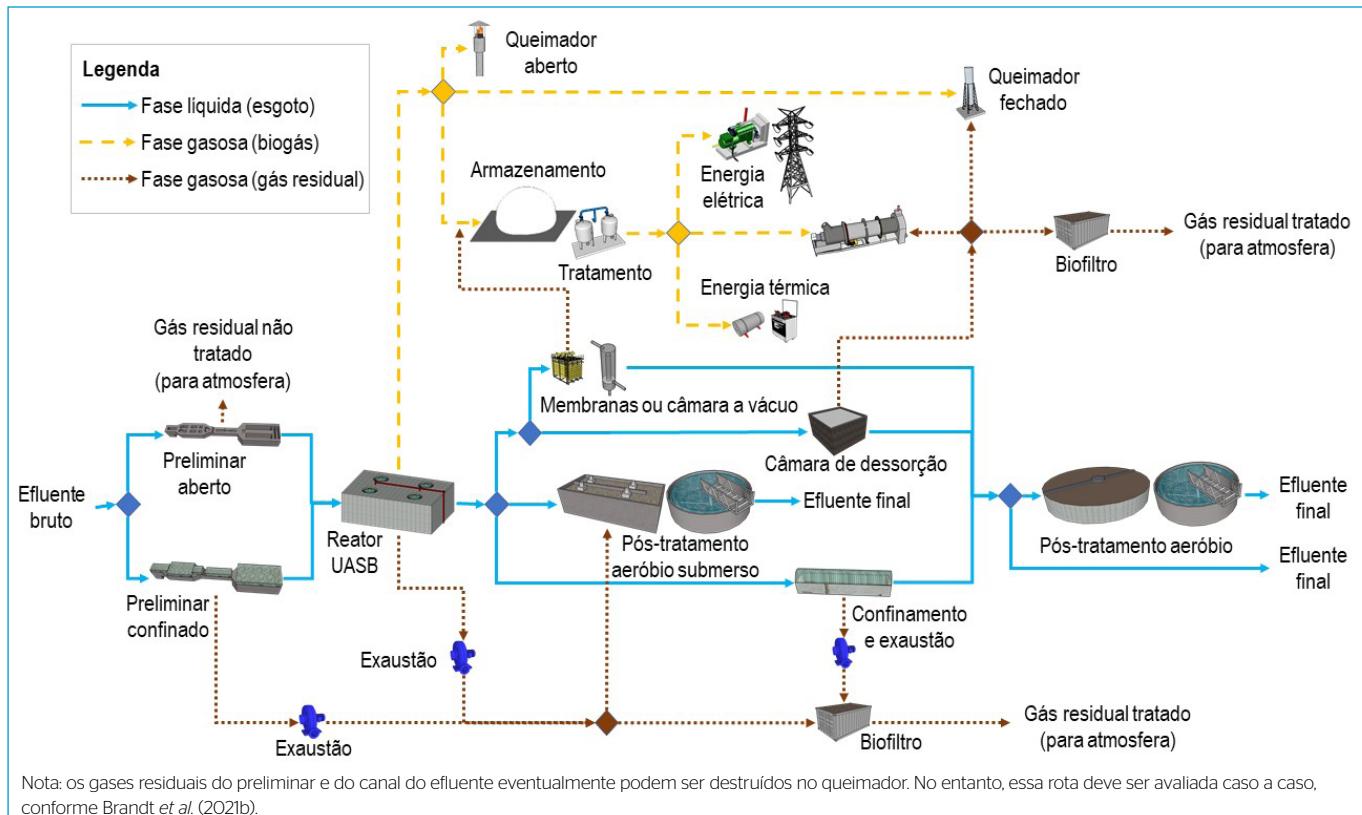


Figura 4 – Principais alternativas para o gerenciamento de emissões de H_2S e CH_4 em ETEs com reatores anaeróbios.

UASB. O biogás também contém quantidades significativas de H_2S , e, se não for adequadamente coletado e queimado, torna-se uma importante fonte de emissão de CH_4 e H_2S (Brandt et al., 2018). Em um cenário mais sustentável, pode-se propor o aproveitamento energético do biogás, sendo necessárias etapas adicionais para seu tratamento e condicionamento, a depender do uso energético proposto, conforme tratado em mais detalhes na coletânea de notas técnicas “Valoração e gerenciamento de subprodutos gasosos do tratamento do esgoto - Parte A: Avanço das ferramentas e técnicas para estimativa de produção e tratamento de biogás em ETEs com reatores anaeróbios”.

2. Gás residual: corrente gasosa gerada a partir do confinamento e da exaustão de uma fonte de emissão fugitiva (BRANDT et al., 2018). Elevatórias, canais e caixas de distribuição de esgoto, unidades do tratamento preliminar e áreas de desaguamento de lodo são exemplos de potenciais fontes de emissões fugitivas de H_2S . Com o confinamento e a exaustão dessas unidades,

é gerado um gás residual que deve ser submetido ao tratamento para remoção de H_2S . Quando o efluente de um reator anaeróbio é submetido a um processo de dessorção de gases, é gerado um gás residual que também deve ser adequadamente gerenciado.

4.2. Gerenciamento dos gases dissolvidos (H_2S e CH_4)

Conforme é mostrado na **Figura 4**, são propostas quatro rotas principais para o adequado gerenciamento do H_2S e do CH_4 dissolvidos em efluentes de reatores anaeróbios. As diferentes rotas são brevemente contextualizadas na **Tabela 4**, sendo que as técnicas empregadas em cada rota são descritas em mais detalhes no item 5 desta NT.

1. As rotas 1, 3 e 4 são efetivas para a remoção do H_2S dissolvido, principalmente quando são empregadas as câmaras de dessorção de gases (WEF, 2004; HEILE et al., 2017; SOUZA et al., 2019; CENTENO-MORA et al., 2020). Esses sistemas reduzem a valores mínimos os odores (H_2S) liberados pelos efluentes dos reatores anaeróbios.

Tabela 4 – Contextualização das rotas propostas para o gerenciamento dos gases dissolvidos (H_2S e CH_4) em efluentes de reatores anaeróbios.

Rota de gerenciamento	Técnica(s) empregada(s)	Contextualização da rota
1 - Encaminhamento do efluente do reator anaeróbio para unidade de pós-tratamento aeróbio submerso para oxidação dos gases dissolvidos	Pós-tratamento aeróbio submerso do efluente (p. ex.: lodos ativados)	<ul style="list-style-type: none"> Aplicável a ETEs que possuem algum tipo de pós-tratamento aeróbio que permita a entrada submersa do efluente do reator anaeróbio. Grande parte do H_2S dissolvido é biologicamente oxidada na fase líquida da unidade de pós-tratamento. Em geral, a oxidação do CH_4 dissolvido não é alcançada, exceto quando há alternância de condições anóxicas e aeróbias na unidade de pós-tratamento. O encaminhamento do efluente anaeróbio até o pós-tratamento deve ser feito em canais fechados e que evitem a ocorrência de quedas d'água e turbulências (dificultem emissões fugitivas).
2 - Confinamento e exaustão do canal do efluente do reator anaeróbio para posterior tratamento/destruição do gás residual gerado	Dessorção em canal confinado	<ul style="list-style-type: none"> Atua no controle pontual das emissões e, invariavelmente, parte dos gases serão liberados pelo efluente ao deixar a zona confinada (p. ex.: no ponto de lançamento do efluente final da ETE ou na entrada da unidade de pós-tratamento). Tal limitação pode ser minimizada com o aproveitamento de quedas d'água ou condições mais turbulentas de fluxo na região de confinamento e exaustão, de forma a propiciar uma maior eficiência na dessorção dos gases dissolvidos. O gás residual exaurido deve ser submetido a algum tipo de tratamento, seja para a remoção do H_2S (quando o foco é apenas o controle de odores/corrosão) ou para a remoção conjunta de H_2S e CH_4 (quando se pretende ainda o controle das emissões de GEE).
3 - Dessorção dos gases dissolvidos no efluente do reator anaeróbio para posterior tratamento/destruição do gás residual gerado	Câmara de dessorção	<ul style="list-style-type: none"> Aplicável a ETEs que não fazem uso energético do biogás. Embora efetiva na remoção do CH_4 e do H_2S, produz um gás residual com baixos teores de CH_4. O gás residual deve ser submetido a algum tipo de tratamento, seja para a remoção do H_2S (controle de odores/corrosão) ou para a remoção conjunta de H_2S e CH_4 (controle das emissões de GEE).
4 - Dessorção dos gases dissolvidos no efluente do reator anaeróbio para posterior aproveitamento do potencial energético do CH_4	Câmara de dessorção	<ul style="list-style-type: none"> Aplicável a ETEs que fazem uso térmico do biogás para geração de energia térmica (p. ex.: caldeiras ou secadores térmicos de lodo). Embora efetiva na remoção do CH_4 e do H_2S, produz um gás residual com baixos teores de CH_4, o que inviabiliza o seu uso energético quando misturado ao biogás (é gerada uma mistura combustível pobre). O gás residual pode ser empregado como gás combustível (ar de combustão) em queimadores de unidades de aproveitamento térmico do biogás, aproveitando o poder calorífico do CH_4 recuperado.
	Câmara a vácuo e contactor de membrana desgaseificadora	<ul style="list-style-type: none"> Aplicável a ETEs que fazem uso do biogás (para geração de energia elétrica e/ou térmica). Produz um gás residual com alto teor de CH_4, que pode ser misturado ao biogás. A câmara a vácuo é pouco efetiva na dessorção do H_2S. No caso do contactor de membrana desgaseificadora, não há parâmetros para a efetividade da dessorção do H_2S. Assim, para ambas as tecnologias pode ser necessário o controle do H_2S dissolvido remanescente em uma unidade complementar de dessorção ou de pós-tratamento aeróbio.

- As rotas 3 e 4 são também apropriadas à remoção do CH_4 dissolvido (HEILE *et al.*, 2017; SOUZA *et al.*, 2019; Centeno-Mora *et al.*, 2020), embora a literatura relate condições específicas que também podem permitir a aplicação da rota 1 para esse propósito (DAELMAN *et al.*, 2012; ARIAS *et al.*, 2018).
- A rota 2 não propõe uma remoção ativa dos gases dissolvidos, mas atua na contenção e exaustão dos gases naturalmente liberados pelos efluentes dos reatores anaeróbios (BRANDT *et al.*, 2018; BRANDT *et al.*, 2019).

4.3. Gerenciamento do H_2S e do CH_4 no gás residual

Em relação ao gás residual, a **Figura 4** mostra que o seu gerenciamento pode ter como finalidade a destruição

do CH_4 e do H_2S por combustão ou oxidação biológica, ou ainda a valorização energética do CH_4 recuperado, somada à destruição do H_2S . Na proposta de uso energético do gás residual, o potencial energético disponível no biogás ($0,4\text{-}0,8\text{ kWh}\cdot\text{m}^{-3}\text{ esgoto}$) (LOBATO, 2011) pode ser incrementado em até $0,2\text{-}0,3\text{ kWh}\cdot\text{m}^{-3}\text{ esgoto}$ (BIANCHETTI *et al.*, 2021). Evidentemente, as opções de gerenciamento do gás residual dependem das técnicas que o geraram e, também, da existência de uma proposta de uso energético do biogás. Nesse sentido, na **Tabela 5** é contextualizada as quatro rotas principais propostas para o gerenciamento do gás residual. As técnicas empregadas em cada rota são descritas em mais detalhes no item 6 desta NT.

5. TÉCNICAS PARA CONTROLE DO H₂S E DO CH₄ DISSOLVIDOS EM EFLUENTES DE REATORES ANAERÓBIOS

5.1. Visão geral das técnicas

As principais técnicas utilizadas para a dessorção do H₂S e do CH₄ dissolvidos em efluentes de reatores

anaeróbios são apresentadas na **Figura 5**, e sucintamente descritas posteriormente, sendo detalhadas nas NTs subsequentes que integram esta coletânea. Nessas técnicas é possível observar dois fluxos: (i) fase líquida, constituída pelo efluente do reator anaeróbio; e (ii) fase gasosa, composta pelo ar de arraste e/ou gás residual recuperado.

Tabela 5 – Contextualização das rotas propostas para o gerenciamento do H₂S e do CH₄ no gás residual gerado em ETEs com reatores anaeróbios.

Rota de gerenciamento	Técnica(s) empregada(s)	Contextualização da rota
1 - Tratamento do gás residual por oxidação biológica em sistema de pós-tratamento aeróbio do efluente líquido	Pós-tratamento aeróbio submerso do efluente (p. ex.: lodos ativados, biofiltros aerados submersos)	<ul style="list-style-type: none"> • Aplicável a ETEs que possuem algum tipo de pós-tratamento aeróbio que permita a entrada submersa do gás residual. • O gás residual é insuflado através de difusores submersos no tanque biológico. • Aplicável somente ao tratamento do H₂S. • Também pode ser usada no tratamento do gás residual gerado em zonas confinadas (não somente ao gás residual gerado em unidades de dessorção).
2 e 3 - Biofiltração ou tratamento do gás residual por oxidação biológica	Biofiltro ou biopercolador	<ul style="list-style-type: none"> • Aplicável ao tratamento do H₂S e do CH₄, sendo uma rota que se destaca por ser mais simples e efetiva na remoção desses gases. Tratamento biológico do gás residual em sistema de filtração de gás do tipo biofiltro ou biopercolador. • Também pode ser usada no tratamento do gás residual gerado em zonas confinadas (não somente ao gás residual gerado em unidades de dessorção).
2 e 3 - Destrução ou combustão do gás residual em queimador enclausurado (fechado)	Queimador de biogás do tipo enclausurado (fechado)	<ul style="list-style-type: none"> • Aplicável a ETEs que não fazem uso energético do biogás e que possuem queimadores de biogás do tipo fechado. • Encaminhamento do gás residual gerado em uma câmara de dessorção para a destruição (queima) em queimador do tipo fechado. O gás residual é utilizado como gás combustível, e deve ser insuflado diretamente no queimador, substituindo a entrada de ar de combustão.
4 - Aproveitamento energético do gás residual	Unidades de aproveitamento térmico do biogás	<ul style="list-style-type: none"> • Aplicável ao gás residual gerado em uma câmara de dessorção, menos concentrado em CH₄. • Uso do gás residual como combustível (ar de combustão/queima) em queimadores de caldeiras e secadores térmicos de lodo. • Um queimador de biogás do tipo fechado (enclausurado) deve ser instalado na ETE para o caso de paralização da unidade de aproveitamento energético.
	Unidades de aproveitamento elétrico e/ou térmico do biogás	<ul style="list-style-type: none"> • Aplicável ao gás residual recuperado em uma câmara de dessorção à vácuo ou em um contactor de membrana desgaseificadora, mais concentrado em CH₄. • Mistura do gás residual com o biogás e uso como combustível em unidades de aproveitamento energético do biogás (p. ex.: motores de combustão interna, microturbinas, secadores térmicos de lodo etc.).

Nota: os gases residuais do pré-tratamento e do canal do efluente eventualmente podem ser destruídos no queimador. No entanto, essa rota deve ser avaliada caso a caso, conforme BRANDT et al. (2021b).

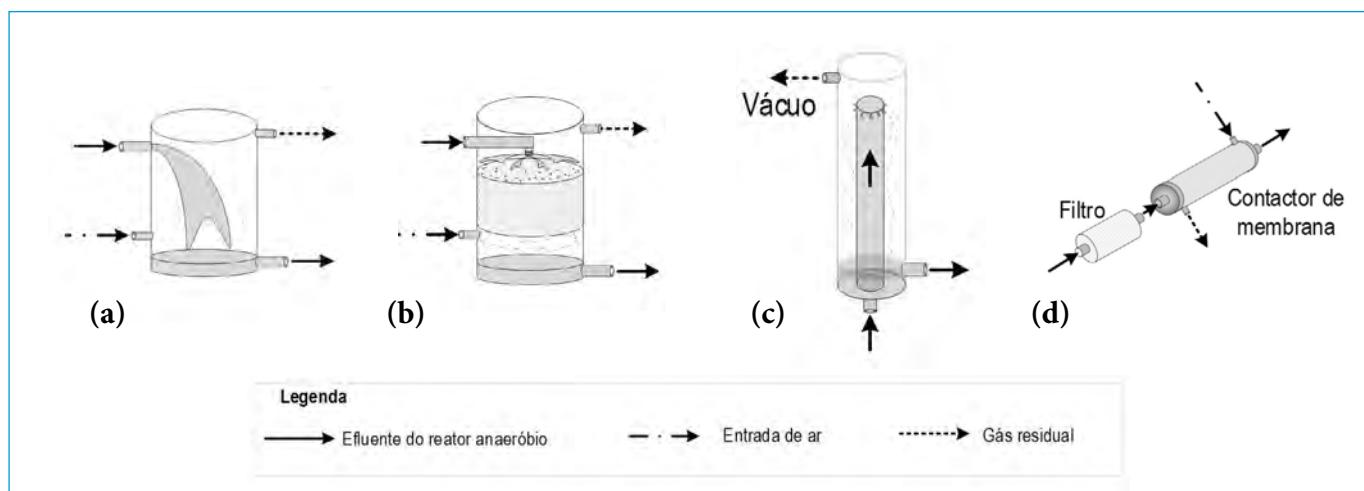


Figura 5 – Técnicas para a dessorção do H₂S e do CH₄ dissolvidos em efluentes de reatores anaeróbios: (a) câmara de dessorção simplificada; (b) câmara de dessorção com enchimento; (c) câmara a vácuo; (d) membrana desgaseificadora.

Como princípio geral das técnicas, os gases dissolvidos na fase líquida são transferidos para a fase gasosa (vide item 3), sendo necessárias medidas adicionais para tratamento ou aproveitamento energético do gás residual recuperado (vide item 6).

5.2. Câmara de dessorção para remoção do H_2S e do CH_4

A câmara de dessorção simplificada (CDS) (**Figura 5a**) consiste em uma unidade hermeticamente fechada, na qual o efluente do reator anaeróbio é submetido a uma queda hidráulica de 1,2 a 1,5 m em contracorrente com um fluxo de ar forçado ascendente (SOUZA *et al.*, 2019). O fluxo de ar renova a atmosfera e mantém um gradiente de concentração aproximadamente constante nas interfaces das fases líquida e gasosa. A CDS é uma técnica de dessorção que proporciona eficiências de remoção típicas entre 40% e 60% para H_2S dissolvido e entre 60% e 65% para CH_4 dissolvido (SANTO *et al.*, 2019).

Já a câmara de dessorção com enchimento (CDE) (**Figura 5b**) se diferencia da CDS pela presença de um material de enchimento randômico (p. ex.: *Pall Rings*) que proporciona a percolação do efluente anaeróbio e uma maior superfície de contato entre as fases líquida e gasosa (SOUZA *et al.*, 2019). O material de enchimento também proporciona o crescimento de um biofilme que pode promover intensificação da oxidação do H_2S (SANTO *et al.*, 2019). São relatadas eficiências de remoção típicas entre 85% e 93% para H_2S dissolvido e entre 75% e 85% para CH_4 dissolvido (SANTO *et al.*, 2019). Tanto a CDS, quanto a CDE apresentam baixos custos de implantação e operação (baixa complexidade operacional), ainda que a CDE demande investimento adicional na aquisição do material. Devido à necessidade de elevadas vazões de ar de arraste, tanto a CDS quanto a CDE produzem um gás residual com baixo teor de CH_4 , o que inviabiliza o seu aproveitamento energético em geral (exceto nos casos já mencionados no item 4). Nesse sentido, o gás residual é mais comumente submetido a algum tipo de tratamento (vide item 6). A NT 2 desta coletânea apresenta mais detalhes para o projeto e a operação de câmaras de dessorção (SOUZA *et al.*, 2021).

5.3. Câmara de dessorção à vácuo para recuperação do CH_4

Na câmara de dessorção à vácuo (CDV) (**Figura 5c**), o efluente do reator anaeróbio é introduzido pela parte inferior de um cilindro vertical interno, seguindo em fluxo ascendente até a sua borda, onde então é induzido a uma queda pela face externa do cilindro. Diferentemente das técnicas anteriormente citadas, no caso da CDV não é aplicado um fluxo de ar. Ao contrário, é aplicado vácuo. A partir da aplicação do vácuo, a superfície formada no topo e nas paredes do cilindro é suficiente para promover a dessorção dos gases dissolvidos no efluente do reator anaeróbio, atingindo eficiências de remoção de 40% a 80% do CH_4 dissolvido e de aproximadamente 24% do H_2S dissolvido (NELTING *et al.*, 2017; POSSETTI *et al.*, 2018). O gás residual é coletado na parte superior da câmara, apresentando concentrações de CH_4 da ordem de 20%v/v a 50%v/v, o que também permite o seu aproveitamento energético direto junto ao biogás. A NT 3 desta coletânea apresenta mais detalhes para o projeto e a operação de CDVs (NELTING *et al.*, 2021).

5.4. Membrana desgaseificadora para recuperação do CH_4

No contactor de membrana desgaseificadora (CMD) (**Figura 5d**), o efluente do reator anaeróbio não entra em contato direto com o ar de arraste, visto que esses fluxos são separados pela membrana. Nesse processo, os gases dissolvidos no efluente se difundem através da membrana em direção ao ar de arraste, que mantém um gradiente de concentração aproximadamente constante entre as fases líquida e gasosa (HUETE *et al.*, 2018). Por não haver contato direto entre as fases, tem-se uma maior flexibilidade para aplicação de menores vazões de ar de arraste, o que permite a recuperação de um gás residual com concentrações de CH_4 acima de 40%v/v (MC LEOD *et al.*, 2016). Em função disso, o gás residual pode ser misturado ao biogás gerado no reator anaeróbio e encaminhado para uma unidade de aproveitamento energético. Os CMDs oferecem grandes superfícies de membrana em unidades muito compactas - da ordem de $4.600 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$ (HEILE *et al.*, 2017), o que resulta na recuperação de até 99% do CH_4 dissolvido no efluente do reator anaeróbio (COOKNEY *et al.*, 2016). Comparado ao demais sistemas de dessorção,

os CMDs apresentam maiores custos de implantação e operação, além de uma maior complexidade operacional. A NT 4 desta coletânea apresenta mais detalhes para o projeto e a operação de CMDs (CENTENO-MORA *et al.*, 2021).

5.5. Outras técnicas para o controle de gases dissolvidos em efluentes de reatores anaeróbios

Outras técnicas para a dessorção de gases dissolvidos em efluentes de reatores anaeróbios são exploradas na literatura, embora ainda incipientes no Brasil:

1. Filtros biológicos percoladores fechados: a dessorção dos gases dissolvidos no efluente anaeróbio é realizada em um filtro biológico percolador fechado e preenchido com espuma de poliuretano. Operando com vazões de ar de arraste suficientemente pequenas, é possível recuperar um gás residual com elevado teor de CH_4 (MATSUURA *et al.*, 2015).
2. Reator aeróbio submerso: outra possibilidade simples e econômica para o controle dos gases dissolvidos, conforme mencionado na rota 1 do item 4.2, é a sua oxidação direta na fase líquida do pós-tratamento sem o uso de uma unidade de dessorção. Algumas variantes de processos de lodos ativados, como os biorreatores de membrana (MBR, do inglês *Membrane Biorreactor*) (SILVA-TEIXEIRA *et al.*, 2017) e os sistemas integrados de biomassa suspensa e aderida (IFAS, do inglês *Integrated Fixed Film Activated Sludge*) (ARIAS *et al.*, 2018) foram utilizadas para oxidação do H_2S e do

CH_4 diretamente na fase líquida, apresentando eficiências de remoção próximas a 100% e 85%, respectivamente.

6. TÉCNICAS PARA CONTROLE DO H_2S E DO CH_4 NO GÁS RESIDUAL

6.1. Visão geral das técnicas

Diferentes técnicas, baseadas em processos físicos/físico-químicos (absorção, adsorção, separação por membrana etc.), químicos (combustão direta, lavadores químicos etc.) e biológicos (biofiltros, biopercoladores, biolavadores etc.) (BRANDT *et al.*, 2019; SOUZA *et al.*, 2019), podem ser usadas no tratamento dos gases residuais gerados em ETEs com reatores anaeróbios. Ainda que tecnicamente todos esses processos possam ser aplicados ao tratamento do H_2S , poucos são efetivos na remoção concomitante do CH_4 . Nesse sentido, a biofiltração e as técnicas de combustão direta são consideradas mais adequadas quando se objetiva o tratamento conjunto do H_2S e do CH_4 (Figura 6). Essas técnicas são suscintamente descritas a seguir e detalhadas nas notas técnicas subsequentes que integram esta coletânea. Vale notar que, no caso da remoção do CH_4 , as técnicas de tratamento são especialmente aplicáveis a ETEs de pequeno e médio porte, nas quais a recuperação desse gás para posterior aproveitamento energético (energia elétrica e térmica) nem sempre é atrativa e/ou técnica e economicamente viável.

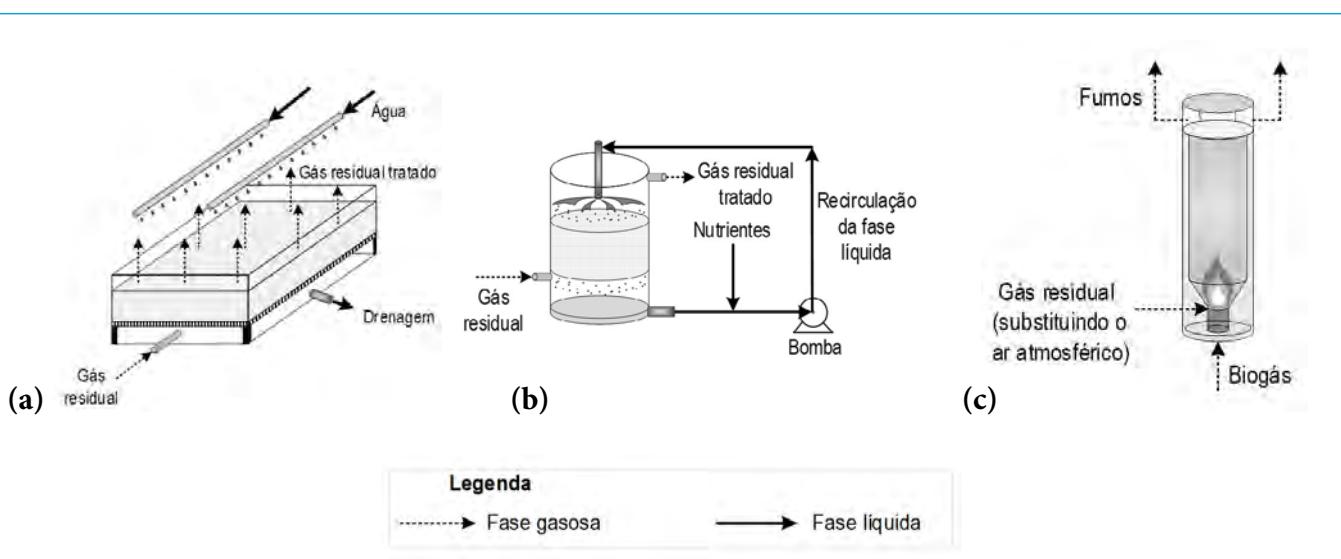


Figura 6 – Técnicas para o tratamento do gás residual gerado em ETEs com reatores anaeróbios: (a) biofiltro; (b) biopercolador; (c) queimador enclausurado (fechado).

Mais detalhes a respeito de outros processos (absorção e adsorção) podem ser obtidos em Kohl e Nielsen (1997); Belli Filho *et al.* (2001); Stuetz e Frechen (2001).

6.2. Biofiltração

No processo de biofiltração, o gás residual é insuflado em um reator e passa através de um material de enchimento (misturas de turfas, solos, materiais da compostagem, rochas, argilas expandidas, cerâmicas, materiais plásticos etc.), sobre o qual microrganismos crescem aderidos e oxidam os compostos de interesse, no caso o H_2S e/ou o CH_4 (WEF, 2004; BRANDT *et al.*, 2018). Para permitir o crescimento dos microrganismos (biofilme), um sistema de umidificação mantém uma pequena película líquida sobre o material de enchimento (KENNES e VEIGA, 2001). Duas configurações de reatores são mais utilizadas para a biofiltração de gases residuais: biofiltro (**Figura 6a**) e biopercolador (**Figura 6b**) (BRANDT *et al.*, 2019). Em um biofiltro, a umidificação do meio suporte é feita por um sistema de aspersão de água acionado em regime descontínuo e, eventualmente, o excesso de umidade é recolhido por um dreno de fundo (WEF, 2004). Já em um biopercolador, a água é aplicada a uma taxa muito superior àquela empregada nos biofiltros e, além disso, segue em circuito fechado, formando um fluxo contínuo de fase líquida (KENNES e VEIGA, 2001). Nesse último caso, a fase líquida tem as funções adicionais de fornecer os nutrientes para os microrganismos e dissolver/difundir de maneira mais eficiente os compostos gasosos de interesse no biofilme (KENNES e VEIGA, 2001).

Eficiências entre 90% e 100% são observadas na remoção do H_2S em biofiltros/biopercoladores operados com tempos de detenção de aproximadamente 1-2 min, enquanto eficiências entre 70% e 100% são observadas na remoção do CH_4 em biofiltros/biopercoladores operados com tempos de detenção bem maiores, de aproximadamente 20-30 min (BRANDT *et al.*, 2018; BRANDT *et al.*, 2019; SOUZA *et al.*, 2019). Assim, se o objetivo é o controle de odores/corrosão, o gás residual deve ser encaminhado a um biofiltro destinado apenas ao tratamento do H_2S . No entanto, se o objetivo é o tratamento do H_2S e do CH_4 , a biofiltração de ambos os gases é atingida em um sistema de biorreatores

sequenciais. A NT 5 desta coletânea apresenta mais detalhes para o projeto e a operação de biofiltros e biopercoladores (BRANDT *et al.*, 2021a).

6.3. Combustão direta

Em uma ETE com reator anaeróbio, o queimador (também chamado de *flare*) é um elemento essencial, podendo ser utilizado para a queima de todo o biogás gerado na ETE ou para a queima do biogás excedente de um sistema de aproveitamento energético. Se a tocha (chama) do queimador é exposta à atmosfera (mesmo que protegida por defletor de ventos), o queimador é considerado do tipo atmosférico ou aberto, sendo essa a configuração mais comumente observada em ETEs brasileiras. Os queimadores abertos são pouco efetivos na destruição do CH_4 e do H_2S , apresentando eficiências de queima entre 10-50% para ambos os gases (LEAHEY *et al.*, 2001; BRASIL, 2017). De outra forma, se a queima ocorre em uma câmara de combustão termicamente isolada e protegida das condições atmosféricas, o queimador é considerado do tipo enclausurado ou fechado (**Figura 6c**). Se, por um lado, os queimadores fechados demandam maiores investimentos, por outro, eles possibilitam um melhor controle da mistura ar/combustível, da temperatura de queima e do tempo de residência dos gases em contato chama. Tudo isso proporciona queimas praticamente completas, com eficiências maiores do que 98% para o CH_4 e o H_2S (KAMINSKI *et al.*, 2018).

Em queimadores abertos, a entrada de ar de combustão (gás comburente) geralmente ocorre de forma passiva, por autossuccção através de aberturas posicionadas abaixo da câmara de ignição. Já em queimadores fechados, a entrada de ar se localiza no início da câmara de combustão, podendo ocorrer de forma passiva, via sistema Venturi, ou de forma ativa, por meio de soprador de ar. É somente nesse último caso que se insere a proposta de destruição do gás residual. Nessa proposta, o gás residual é utilizado como gás comburente (insuflado na entrada de ar), e não como um combustível propriamente dito (nesse caso, o biogás). Essa rota é particularmente interessante para sistemas de dessorção que utilizam elevadas vazões de ar de arraste e produzem gás residual com baixas concentrações de CH_4 e H_2S (como é o caso das câmaras de dessorção),

ou para o tratamento do gás residual gerado em zonas confinadas (p. ex.: gás residual do tratamento preliminar). Nesse cenário, o oxigênio presente no gás residual oferece as condições necessárias para a queima completa do biogás e a destruição do CH_4 e do H_2S presentes no próprio gás residual. Vale enfatizar que essa proposta não pode ser implementada em queimador do tipo aberto, para o qual não há controle da entrada de ar de queima/combustão. A NT 6 desta coletânea apresenta mais detalhes para os cálculos necessários ao dimensionamento da destruição do gás residual em queimadores fechados (BRANDT *et al.*, 2021b).

7. EMISSÃO E COMPENSAÇÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA

O tratamento de esgoto, seja pela via biológica aeróbia ou anaeróbia, é responsável por emissões diretas e indiretas de GEEs.

Os GEEs emitidos diretamente pelo tratamento de esgoto dependem da tecnologia de tratamento utilizada, sendo os principais: (i) CO_2 ; (ii) CH_4 ; e (iii) óxido nitroso (N_2O).

As emissões de CO_2 de uma ETE podem ter origem na produção de energia necessária à ETE e na estabilização da matéria orgânica. Já em relação ao CH_4 , em ETEs com reatores anaeróbios, a queima incompleta do biogás em queimadores, as emissões fugitivas e a dessorção do CH_4 dissolvido nos efluentes anaeróbios são as principais fontes de emissão de CH_4 . Por outro lado, o aproveitamento do potencial energético do CH_4 em ETEs anaeróbias pode consistir em um eficaz mecanismo de redução, compensação ou eliminação de emissões diretas ou indiretas e, ainda, de substituição de outras emissões alheias às demandas da ETE. Embora o N_2O seja um GEE com um elevado potencial de aquecimento global, no contexto desta coletânea de notas técnicas este não é abordado em detalhes, uma vez que não é formado sob condições anaeróbias.

As emissões indiretas no tratamento de esgoto podem advir, por exemplo, de ações relacionadas ao condicionamento, transporte e disposição de lodo, bem como às demandas energéticas da ETE.

A NT 7 desta coletânea apresenta mais detalhes dos tópicos de interesse atribuídos às emissões diretas e indiretas de GEE em reatores anaeróbios, além de uma ferramenta

para cálculo da pegada de carbono como um indicador do impacto proveniente de ETEs anaeróbias, a qual permite comparar o efeito das diferentes técnicas de manejo de emissões gasosas abordadas nas demais NTs que compõem esta coletânea (BIANCHETTI *et al.*, 2021).

8. EMISSÃO E MODELAGEM MATEMÁTICA DA DISPERSÃO DE GASES ODORANTES

As emissões de gases odorantes em ETEs constituem, atualmente, uma das principais preocupações para os órgãos públicos e reguladores, assim como para a população em geral. A resolução dos problemas de odor envolve o controle das emissões de gases odorantes, sendo necessário determinar a taxa de emissão do composto que se deseja reduzir ou controlar.

A medição de emissões a partir de fontes canalizadas (chaminés de fábricas) é relativamente fácil, pois a vazão pode ser facilmente mensurada. Por outro lado, para as fontes tipo área, como as unidades abertas de tratamento de esgoto (p. ex.: lagoas de estabilização, decantadores, tanques de equalização, canais de efluentes de reatores UASB, filtros biológicos percoladores), não há o enclausuramento da fonte, o que impossibilita a coleta e medição da vazão do gás. Uma vez emitido, o composto odorante se dispersa na atmosfera, sob influência das condições meteorológicas, topografia, e uso e ocupação do solo da região. Dependendo de sua concentração na atmosfera e tempo de exposição, pode causar incômodos à vizinhança próxima.

Dessa forma, a fim de se investigar as concentrações na atmosfera dos compostos odorantes, são utilizados modelos de dispersão, os quais utilizam técnicas matemáticas para simular os processos físicos e químicos que afetam os poluentes atmosféricos à medida que se dispersam na atmosfera. A NT 8 desta coletânea apresenta os principais métodos de estimativa de emissões de gases odorantes em ETEs, discutindo também os principais modelos de dispersão de poluentes atmosféricos aplicados aos gases odorantes (ANDRÉAO *et al.*, 2021).

9. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Conforme apontado nesta NT, os problemas relacionados às emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios

(odores, corrosão, riscos ocupacionais, perdas energéticas, intensificação do efeito estufa) estão associados principalmente à presença do H₂S e do CH₄ no biogás ou nas emissões fugitivas a partir de elevatórias, tanques, canais e caixas de distribuição de esgoto e efluente de reatores anaeróbios, bem como em unidades de gerenciamento do lodo. Com esta coletânea de NTs, espera-se contribuir para o melhor entendimento dos diferentes problemas e de suas origens, assim como para o apontamento de técnicas apropriadas ao controle dessas emissões gasosas, trazendo parâmetros de projeto, construção e operação de tais sistemas. A maioria expressiva das técnicas aqui apresentadas são simples e efetivas, sem impactos significativos sobre os custos das ETEs e, portanto, aplicáveis a ETEs de pequeno e médio porte. Outras técnicas também apresentadas são destinadas à recuperação do CH₄ dissolvido em efluentes de reatores anaeróbios e, de certa forma, apresentam alta complexidade operacional e elevados custos de implantação/operação. No entanto, em ETEs brasileiras, o uso dessas técnicas pode se justificar a partir de uma análise técnico-econômica que demonstre que o incremento de energia proporcionado pelo CH₄ recuperado é compatível

com os investimentos necessários para a implantação e a operação de um sistema mais complexo, cenário esse mais provável em ETEs de médio e grande porte.

Nesse sentido, gestores, consultores, projetistas, construtores e operadores de sistemas de tratamento de esgoto baseados em reatores anaeróbios são incentivados a se atualizarem e a aprofundarem seus conhecimentos acerca dos tópicos de interesse discutidos nesta NT, os quais são detalhados nas **NTs 2 a 8** que integram esta coletânea.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio recebido do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais – FAPEMIG e do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estações Sustentáveis de Tratamento de Esgoto – INCT ETEs Sustentáveis.

Este trabalho faz parte da série de publicações do INCT ETEs Sustentáveis.

REFERÊNCIAS

ANDREÃO, W. L.; ALBUQUERQUE, T. T. A.; CHAMNUM-SILVA, L. A.; LOBATO, L. C. S.; CHERNICHARO, C. A. L. Valoração e gerenciamento de subprodutos gasosos do tratamento do esgoto. Parte B: Avanços nas técnicas de controle de emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios - Nota Técnica 8 - Emissão e modelagem matemática da dispersão de gases odorantes gerados em ETEs. *Cadernos Técnicos Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 1, n.2, p. 107-122, 2021.

ARIAS, A.; ALVARINO, T.; ALLEGUE, T.; SUÁREZ, S.; GARRIDO, J. M.; OMIL, F. An innovative wastewater treatment technology based on UASB and IFAS for cost-efficient macro and micropollutant removal. *J Hazard Mater*, v. 359, n. X, p. 113-120, 2018.

BELLI FILHO, P.; COSTA, R. H. R.; GONÇALVES, R. F.; CORAUCCI FILHO, B.; LISBOA, H. M. Tratamento de odores em sistemas de

esgotos sanitários. In: Prosab/Finep/Cnpq (Ed.). *Pós tratamento de efluentes de reatores anaeróbios*. 1 ed. Belo Horizonte: Segrac Editora e Grafica, 2001. p. 455-490.

BIANCHETTI, F. J.; BRANDT, E. M. F.; SANTOS, H. A.; CHERNICHARO, C. A. L. Valoração e gerenciamento de subprodutos gasosos do tratamento do esgoto. Parte B: Avanços nas técnicas de controle de emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios - Nota Técnica 7 - Emissão e compensação de gases de efeito estufa. *Cadernos Técnicos Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 1, n.2, p. 91-105, 2021.

BRANDT, E. M. F.; SOUZA, C. L.; CENTENO-MORA, E.; SANTOS, J. M. B.; CHERNICHARO, C. A. L. Valoração e gerenciamento de subprodutos gasosos do tratamento do esgoto. Parte B: Avanços nas técnicas de controle de emissões gasosas em ETEs com

reatores anaeróbios - Nota Técnica 5 - Sistemas de biofiltração para tratamento de gases residuais. *Cadernos Técnicos Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 1, n. 2, p. 63-76, 2021a.

BRANDT, E. M. F.; CENTENO-MORA, E.; SANTOS, J. M. B.; CHERNICHARO, C. A. L. Valoração e gerenciamento de subprodutos gasosos do tratamento do esgoto. Parte B: Avanços nas técnicas de controle de emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios - Nota Técnica 6 - Uso energético e queima de gases residuais. *Cadernos Técnicos Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 1, n.2, p. 77-90, 2021b.

BRANDT, E. M. F.; MCADAM, E. J.; NOYOLA, A. Control of diffuse emissions in UASB reactors treating sewage. In: (Ed). *Anaerobic Reactors for Sewage Treatment: Design, Construction, and Operation*. ed. London: IWA Publishing, 2019. p. 245-283.

BRANDT, E. M. F.; SANTOS, J. M. B.; SOUZA, C. L.; POSSETTI, G. R. C.; BRESSANI-RIBEIRO, T.; CHERNICHARO, C. A. L. Contribuição para o aprimoramento de projeto, construção e operação de reatores UASB aplicados ao tratamento de esgoto sanitário - Parte 4: Controle de corrosão e emissões gasosas. *Revista DAE*, v. 214, n. 66, p. 56-72, 2018.

BRASIL. *Guia técnico de aproveitamento energético de biogás em estações de tratamento de esgoto*. 1^a ed. Brasília: Ministério das Cidades, 2017. 183 p.

BRASIL. *Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil*. 3^a ed. Brasília, Brasil: Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações, 2016. 83 p.

CENTENO-MORA, E.; FONSECA, P. R. S.; BRANDT, E. M. F.; CHERNICHARO, C. A. L. Valoração e gerenciamento de subprodutos gasosos do tratamento do esgoto. Parte B: Avanços nas técnicas de controle de emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios - Nota Técnica 4 - Recuperação de metano dissolvido em efluentes de reatores anaeróbios por meio de contactores de membrana desgaseificadora. *Cadernos Técnicos Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 1, n.2, p. 49-62, 2021.

CENTENO-MORA, E.; FONSECA, P. R.; ANDREÃO, W. L.; BRANDT, E. M. F.; DE SOUZA, C. L.; CHERNICHARO, C. A. L.. Mitigation of diffuse CH_4 and H_2S emissions from the liquid phase of UASB-based sewage treatment plants: challenges, techniques, and perspectives. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 27, n. 29, p. 35979-35992, 2020.

CHERNICHARO, C. A. L.; BRANDT, E. M. F.; BRESSANI-RIBEIRO, T.; MELO, V. R.; BIANCHETTI, F. J.; MOTA FILHO, C. R.; MCADAM, E. J. Development of a tool for improving the management of gaseous

emissions in UASB-based sewage treatment plants. *Water Practice & Technology*, v. 12, n. X, p. 917-926, 2017.

CHERNICHARO, C. A. L.; STUETZ, R. M.; SOUZA, C. L.; MELO, G. C. B. Contribuição para o projeto de biofiltros aplicados ao tratamento de emissões odorantes provenientes de reatores anaeróbios. *Revista DAE*, v. 186, n. 1767, p. 56-62, 2011.

COOKNEY, J.; MCLEOD, A.; MATHIOUDAKIS, V.; NCUBE, P.; SOARES, A.; JEFFERSON, B.; MCADAM, E. J. Dissolved methane recovery from anaerobic effluents using hollow fibre membrane contactors. *Journal of Membrane Science*, v. 502, n. X, p. 141-150, 2016.

CRITTENDEN, J. C.; TRUSSELL, R. R.; HAND, D. W.; HOWE, K. J.; TCHOBANOGLOUS, G. *MWH's Water Treatment: Principles and Design*. 3rd ed. New Jersey, USA: John Wiley & Sons, Inc, 2012. 1920 p.

CUSSLER, E. L. *Diffusion: mass transfer in fluid systems*. 3rd ed. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 2009. 631 p.

DAELMAN, M. R.; VAN VOORTUHUIZEN, E. M.; VAN DONGEN, U. G.; VOLCKE, E. I.; VAN LOOSDRECHT, M. C. Methane emission during municipal wastewater treatment. *Water Research*, v. 46, n. 11, p. 3657-3670, 2012.

DUTTA, B. K. *Principles of Mass Transfer and Separation Processes*. 3rd ed. New Delhi: PHI Learning Private Limited, 2009. 960 p.

HEILE, S.; CHERNICHARO, C. A. L.; BRANDT, E. M. F.; MCADAM, E. J. Dissolved gas separation for engineered anaerobic wastewater systems. *Separation and Purification Technology*, v. 189, n. X, p. 405-418, 2017.

HUETE, A.; DE LOS COBOS-VASCONCELOS, D.; GÓMEZ-BORRAZ, T.; MORGAN-SAGASTUME, J. M.; NOYOLA, A. Control of dissolved CH_4 in a municipal UASB reactor effluent by means of a desorption - Biofiltration arrangement. *Journal of Environmental Management*, v. 216, n. X, p. 383-391, 2018.

IPCC. Climate change 2014: synthesis report. In: Pachauri, R. K. e Meyer, L. A. (Ed). *Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Core Writing Team*. 5th ed. Geneva, Switzerland: Intergovernmental Panel on Climate Change, 2014. p. 151.

KAMINSKI, G. F.; WAGNER, L. G.; SILVA, F. O. M.; POSSETTI, G. R. C. Análise crítica acerca da aplicação de queimadores enclausurados em ETEs para destruição de biogás. In: 3º Simpósio Maui Brasil - Alemanha, 2018, Curitiba, Brasil. *Proceedings*. Curitiba, Brasil: Universität Stuttgart, UFPR, SENAI e ABES-PR, 2018, p.

KENNES, C.; VEIGA, M. C. *Bioreactors for waste gas treatment*. ed. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 2001. 312 p.

KOHL, A.; NIELSEN, R. *Gas Purification*. 5 ed. Houston: Gulf Publishing Company, 1997. 1395 p.

LEAHEY, D. M.; PRESTON, K.; STROSHER, M. Theoretical and Observational Assessments of Flare Efficiencies. *Journal of the Air & Waste Management Association*, v. 51, n. 12, p. 1610-1616, 2001.

LI, X.; KAPPLER, U.; JIANG, G.; BOND, P. L. The Ecology of Acidophilic Microorganisms in the Corroding Concrete Sewer Environment. *Front Microbiol*, v. 8, n. p. 683, 2017.

LOBATO, L. C.; CHERNICHARO, C. A.; SOUZA, C. L. Estimates of methane loss and energy recovery potential in anaerobic reactors treating domestic wastewater. *Water Science & Technology*, v. 66, n. 12, p. 2745-2753, 2012.

LOBATO, L. C. S. *Aproveitamento energético de biogás gerado em reatores UASB tratando esgoto doméstico*. 2011. 184 f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.

MATSUURA, N.; HATAMOTO, M.; SUMINO, H.; SYUTSUBO, K.; YAMAGUCHI, T.; OHASHI, A. Recovery and biological oxidation of dissolved methane in effluent from UASB treatment of municipal sewage using a two-stage closed downflow hanging sponge system. *Journal of Environmental Management*, v. 151, p. 200-209, 2015.

MCLEOD, A.; JEFFERSON, B.; MCADAM, E. J. Toward gas-phase controlled mass transfer in micro-porous membrane contactors for recovery and concentration of dissolved methane in the gas phase. *Journal of Membrane Science*, v. 510, n. p. 466-471, 2016.

MIRON, L. E. R. D.; MAGAÑA, M. E. L. Influence of Sulfur ions on concrete resistance to microbiologically Induced concrete Corrosion. In: MIRON, L. E. R. D. e Koleva, D. A. (Ed.). *Concrete durability: Cementitious Materials and Reinforced Concrete Properties, Behavior and Corrosion Resistance*. 1st: Springer, 2017. p. 11-21.

NELTING, K.; CAICEDO, C.; WEICHGREBE, D.; ROSENWINKEL, K.-H. Influence of UASB reactor configuration and operation conditions on the dissolved methane quantities in the effluent. In: 14th World Congress on Anaerobic Digestion, 2015, Viña del Mar, Chile. International Water Association, 2015, p. 4.

NELTING, K.; POSSETTI, G. R. C.; RIETOW, J. C.; PAULA, A. C.; COSTA, F. J. O. G.; GALLO, E. M. F. S.; TRAUTMANN, N. Valoração e gerenciamento de subprodutos gasosos do tratamento do esgoto. Parte B: Avanços nas técnicas de controle de emissões gasosas em ETEs com reatores

anaeróbios - Nota Técnica 3 - Recuperação de gases dissolvidos em efluentes de reatores anaeróbios por meio de câmaras de vácuo. *Cadernos Técnicos Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 1, n.2, p. 35-47, 2021.

NELTING, K.; TRAUTMANN, N.; CAICEDO, C.; WEICHGREB, D.; ROSENWINKEL, K. H.; COSTA, F. J. O. G.; POSSETTI, G. R. C. Constraints on the dissolved methane in the effluent of full scale municipal UASB reactors. In: 14th IWA Leading Edge Conference on Water and Wastewater Technologies - LET, 2017, Florianópolis, Brasil. International Water Association - IWA, 2017, p.

O'NEIL, M. J. *The Merck Index - An Encyclopedia of Chemicals, Drugs, and Biologicals*. 15th ed. Cambridge, UK: Royal Society of Chemistry, 2013. 1105 p.

O'DEA, V. Understanding biogenic sulfide corrosion. *Materials Performance*, v. 46, n. 11, p. 36-39, 2007.

PERRY, R. H.; GREEN, D. W. *Chemical engineers' handbook*. 8 ed. New York: McGraw-Hill, 2007.

POSSETTI, G. R. C.; MELO, D. F.; PASSOS, F. L. D.; LOBATO, L. C. S.; NEVES, P. N. P.; ALBANO, J.; BRESSANI-RIBEIRO, T.; CHERNICHARO, C. A. L. Contribuição para o aprimoramento de projeto, construção e operação de reatores UASB aplicados ao tratamento de esgoto sanitário - Parte 5: Biogás e emissões fugitivas de metano. *Revista DAE*, v. 214, n. 66, p. 73-89, 2018.

SANDER, R. *Compilation of Henry's Law Constants for Inorganic and Organic Species of Potential Importance in Environmental Chemistry*. 3rd ed. Mainz, Germany: Max-Planck Institute of Chemistry, 1999. 107 p.

SANTO, B. C. D. E.; MACHADO, L. M.; MARINHO, T. D.; SOUZA, C. L. Desenvolvimento de câmara de dessorção no controle de emissão de gases dissolvidos em efluente de reator UASB: minimização de maus odores e mitigação de efeito estufa. In: ROSS, B. Z. L., POSSETTI, G. R. C., et al (Ed.). *Inovação para a sustentabilidade a serviço do saneamento ambiental: trabalhos contemplados no Prêmio Sanepar de Tecnologias Sustentáveis e no Prêmio Inova Sanepar*. 1ª ed. Curitiba (PR) - Brasil: Sanepar, 2019. p. 16-27.

SEGHEZZO, L. *Anaerobic treatment of domestic wastewater in subtropical regions*. 1 ed. Wageningen, Holanda: Wageningen Universiteit, 2004. p.

SILVA-TEIXEIRA, A.; SÁNCHEZ, A.; BUNTNER, D.; RODRÍGUEZ-HERNÁNDEZ, L.; GARRIDO, J. M. Removal of dissolved methane and nitrogen from anaerobically treated effluents at low temperature by MBR post-treatment. *Chemical Engineering Journal*, v. 326, n. p. 970-979, 2017.

SOUZA, C. L. *Estudo das rotas de formação, transporte e consumo dos gases metano e sulfeto de hidrogênio resultantes do tratamento de esgoto doméstico em reatores UASB*. 2010. 127 f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2010.

SOUZA, C. L.; SANTO, B. C. E.; BRANDT, E. M. F.; SANTOS, J. M. B. Valoração e gerenciamento de subprodutos gasosos do tratamento do esgoto. Parte B: Avanços nas técnicas de controle de emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios - Nota Técnica 2 - Câmaras de dessorção para remoção de sulfeto de hidrogênio e metano dissolvidos em efluentes de reatores anaeróbios. *Cadernos Técnicos Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 1, n.2, p. 23-33, 2021.

SOUZA, C. L.; CHERNICHARO, C. A. L.; BRANDT, E. M. F.; POSSETTI, G. R. C. Subprodutos gasosos do tratamento de esgotos. In: SANTOS, A. B. (Ed.). *Caracterização, Tratamento e Gerenciamento de Subprodutos de Correntes de Esgotos Segregadas e Não Segregadas em Empreendimentos Habitacionais*. ed. Fortaleza, Brasil: Imprece, 2019. p. 573-663.

SOUZA, C.; CHERNICHARO, C. A. L.; MELO, G. Methane and hydrogen sulfide emissions in UASB reactors treating domestic

wastewater. *Water Science & Technology*, v. 65, n. 7, p. 1229-1237, 2012.

SOUZA, C. L.; CHERNICHARO, C. A. L.; AQUINO, S. F. Quantification of dissolved methane in UASB reactors treating domestic wastewater under different operating conditions. *Water Science & Technology*, v. 64, n. 11, p. 2259-2264, 2011.

STUETZ, R. M.; FRECHEN, F. B. *Odours in Wastewater Treatment: measurement, modelling and control*. 1 ed. London: IWA Publishing, 2001. 456 p.

TANG, K.; BASKARAN, V.; NEMATI, M. Bacteria of the sulphur cycle: An overview of microbiology, biokinetics and their role in petroleum and mining industries. *Biochemical Engineering Journal*, v. 44, n. 1, p. 73-94, 2009.

TCHOBANOGLOUS, G.; STENSEL, H. D.; TSUCHIHASHI, R.; BURTON, F.; ABU-ORF, M.; BOWDEN, G.; PFRANG, W. *Wastewater engineering: treatment, disposal, reuse*. 5th ed. New York, USA: The McGraw-Hill Companies, Inc., Metcalf & Eddy, AECOM, 2016. 1980 p.

WEF. *Control of odors and emissions from wastewater treatment plants. Manual of Practice 25*. 1st ed. Alexandria: Water Environment Federation, 2004. 566 p.



Parte B: Avanços nas técnicas de controle de emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios

Nota Técnica 2 - Câmaras de dessorção para remoção de sulfeto de hidrogênio e metano dissolvidos em efluentes de reatores anaeróbios

Part B: Advances in gas emission control techniques for anaerobic-based STPs
Technical Note 2 - Desorption chamber for removal dissolved hydrogen sulfide and methane in effluents from anaerobic reactors

**Cláudio Leite de Souza¹, Belinazir Costa Espírito Santo², Emanuel Manfred Freire Brandt³,
Juliana Mattos Bohrer Santos⁴, Carlos Augusto de Lemos Chernicharo^{5*}**

RESUMO

A presença de gases dissolvidos em efluentes de reatores anaeróbios resulta em problemas de odores e corrosão (associados ao sulfeto de hidrogênio - H_2S), bem como de emissões de gases de efeito estufa (associadas ao metano - CH_4). Nesse contexto, tem-se a câmara de dessorção (CD) como unidade simples e de baixo custo para controle dessas emissões. A CD funciona basicamente com o esgoto em fluxo descendente e o ar em fluxo ascendente em seu interior, havendo oxidação dos gases dissolvidos e transferência deles para a fase gasosa. Com isso, o gás residual produzido deve ter um adequado gerenciamento e destinação final. As eficiências de remoção podem ser próximas ou maiores que 80%. A presente nota técnica apresenta em detalhes o funcionamento e as aplicações das CDs.

Palavras-chave: controle de emissões gasosas; gás residual; reator UASB; odorante; efeito estufa.

ABSTRACT

The presence of dissolved gases in effluents from anaerobic reactors leads to problems of odors and corrosion (associated with hydrogen sulfide - H_2S), as well as emissions of greenhouse gases (associated with methane - CH_4). In this context, the desorption chamber (DC) is used as a simple and low-cost unit to control these emissions.

The DC basically works by means of sewage in downflow and air in upflow, with oxidation of the dissolved gases and transfer of them to the gas phase. Thus, the waste gas produced must have adequate management and final destination. Removal efficiencies can be close to or greater than 80%. This technical note detailly presents the operation and application of DCs.

Keywords: gaseous emission control; waste gas; UASB reactor; odorant; greenhouse effect.

¹Engenheiro Civil pela Universidade Federal de Viçosa (UFV). Mestre e Doutor em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Professor associado do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG. Membro do INCT ETEs Sustentáveis.

²Engenheiro Químico pela UFMG. Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela UFMG.

³Químico Industrial pela Universidade Federal de Ouro Preto (UFOP). Mestre e Doutor em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela UFMG. Docente Permanente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Juiz de Fora (PEC-UFJF). Diretor Técnico da Brandt Meio Ambiente Ltda. Membro do INCT ETEs Sustentáveis.

⁴Engenheira Ambiental e Sanitarista pela UFJF. Mestre e aluna de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da UFMG. Membro do INCT ETEs Sustentáveis.

⁵Engenheiro Civil pela UFMG. Doutor em Engenharia Ambiental pela Universidade de Newcastle upon Tyne - UK. Professor titular aposentado do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG. Coordenador do INCT ETEs Sustentáveis.

Endereço para correspondência: Avenida Antônio Carlos 6.627 - Universidade Federal de Minas Gerais - Escola de Engenharia - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - Bloco 1. Belo Horizonte, MG. CEP: 31270-901. e-mail: calemos@desa.ufmg.br

1. INTRODUÇÃO

A presença de gases dissolvidos em efluentes de reatores anaeróbios tratando esgoto doméstico tem causado conhecidos problemas de odores e corrosão (associados ao sulfeto de hidrogênio – H_2S), bem como resultando em emissões de gases de efeito estufa (associadas ao metano – CH_4). Diante dessa problemática, tema geral abordado na nota técnica 1 (NT 1) desta coletânea (BRANDT et al., 2021a), surge a necessidade de soluções simples e sustentáveis que permitam o controle de emissões gasosas. Nesse sentido, a técnica de câmara de dessorção (CD) vem como uma alternativa compacta, de baixo custo e que apresenta simplicidade construtiva e operacional (BRANDT et al., 2018; SOUZA et al., 2019).

A CD é uma técnica que apresenta grande potencial de aplicação para o controle de emissões de gases odorantes e de efeito estufa dissolvidos em efluentes anaeróbios, como o H_2S e o CH_4 , respectivamente. As eficiências de remoção em CDs podem ser próximas ou maiores que 80% para H_2S e CH_4 dissolvidos (SANTO et al., 2019), não possibilitando, a princípio, a recuperação de enxofre elementar ou CH_4 .

O mecanismo de remoção dos gases dissolvidos em uma CD se baseia em princípios de transferência de massa e dessorção dos gases dissolvidos da fase líquida para a fase gasosa (gás residual), de forma conjugada à oxidação desses compostos na própria unidade e/ou em unidades externas, como biofiltros, por exemplo (BRANDT et al., 2021b). Outra alternativa de tratamento do gás residual, que está sendo recentemente considerada, é a sua utilização como ar combustível em queimadores enclausurados (BRANDT et al., 2021c).

Nesse contexto, a presente NT tem como objetivo descrever a alternativa técnica da CD, com foco no projeto, dimensionamento e operação da unidade, a qual deverá se integrar a alternativas de tratamento do gás residual aprofundadas nas NTs 5 e 6 desta coletânea (BRANDT et al., 2021b; BRANDT et al., 2021c). Para tanto, esta NT abarca os seguintes pontos de interesse: (i) fundamentos do processo; (ii) critérios e parâmetros de projeto; (iii) exemplo de dimensionamento; (iv) operação e manutenção; e (iv) estudo de casos.

2. FUNDAMENTOS DO PROCESSO

O processo de transferência de massa envolvendo a remoção de gases - desgaseificação - e de compostos orgânicos

voláteis (COVs) - volatilização - a partir da fase líquida para a fase gasosa é denominado de dessorção (CRITTENDEN et al., 2005).

A dessorção dos gases dissolvidos no efluente de um reator anaeróbio ocorre em uma unidade para a qual o líquido é inteiramente direcionado, enquanto, simultaneamente, um gás (frequentemente ar atmosférico) é também inserido na mesma unidade. Os gases dissolvidos (p. ex.: CH_4 -D e H_2S -D) são transferidos para a atmosfera interior, e a fase líquida deixa a unidade com concentrações menores desses gases. Por sua vez, a fase gasosa deixa a unidade com uma concentração desses gases mais alta do que quando entrou. Essa corrente gasosa resultante é denominada de gás residual. No sentido de atingir o efetivo tratamento do gás residual formado, é necessária a inclusão de uma etapa de oxidação dos compostos alvo, notadamente CH_4 e H_2S , após a unidade de dessorção (BROWN, 2006; HEILE et al., 2017).

As unidades de dessorção comumente utilizadas para a remoção de gases dissolvidos são classicamente conhecidas como torres ou colunas e podem ser subdivididas em três tipos: com enchimento, de pratos e de spray (BROWN, 2006; CRITTENDEN et al., 2012; HEILE et al., 2017). Adicionalmente, outro tipo mais simplificado de unidade de dessorção pode ser identificado, sendo baseado somente na queda d'água dentro de uma estrutura hidráulica simples e fechada, sem nenhum relevante atributo interno diferenciador (CORSI et al., 1992).

Apesar de ser tradicionalmente utilizada e reportada mundialmente, a técnica de torre/coluna de dessorção não havia sido desenvolvida em termos de parâmetros operacionais adequados e específicos para o contexto do tratamento de efluente de reatores anaeróbios (p. ex.: reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo, UASB, do inglês *upflow anaerobic sludge blanket*). Assim, na última década, tal técnica foi desenvolvida para esse contexto, passando a ser denominada de câmara de dessorção (SOUZA, 2010; GLORIA et al., 2016; SANTO et al., 2019).

Nesse sentido, as modalidades de câmara de dessorção simplificada - CDS (sem enchimento) e câmara de dessorção com enchimento - CDE (material plástico) vêm sendo indicadas para remoção de gases dissolvidos em efluente de reatores anaeróbios tratando esgoto doméstico (**Figura 1**).

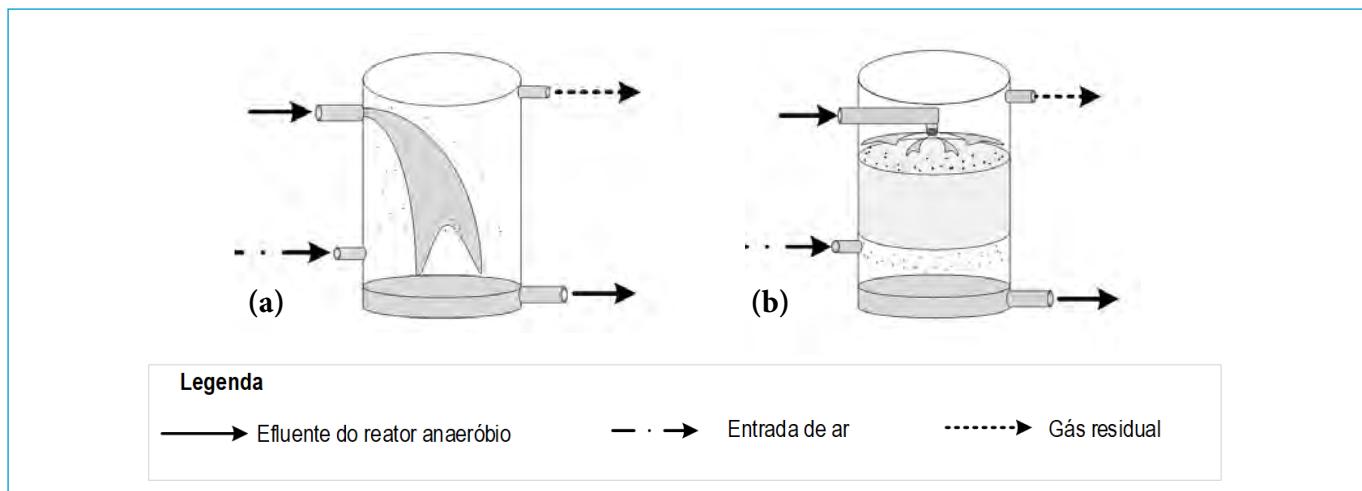


Figura 1 – Tipos de câmaras de dessorção para remoção de H_2S e CH_4 dissolvidos em efluentes de reatores anaeróbios: (a) câmara de dessorção simplificada - CDS; (b) câmara de dessorção com enchimento - CDE.

Na sequência, o gás residual deve receber o devido tratamento para remoção de CH_4 e/ou H_2S antes de ser lançado na atmosfera.

No que diz respeito aos parâmetros de projeto e operação das CDs para remoção de H_2S e CH_4 dissolvidos em efluentes de reatores anaeróbios, têm-se as seguintes definições sintéticas (SOUZA *et al.*, 2019):

1. Altura de queda d'água (H): altura útil de queda hidráulica.
 2. Taxa de aplicação superficial (TAS): vazão de esgoto admitida na CD por unidade de área de seção transversal (unidade usual $m^3 \cdot m^{-2} \cdot min^{-1}$).
 3. Relação entre vazões ar/líquido (R_Q): razão entre vazão de ar (Q_G) e de esgoto (Q_L) admitidas na CD.
 4. Modificações internas: elementos internos à CD que podem promover maiores eficiências, especialmente a inserção de enchimento com materiais plásticos ou pratos.

No Brasil, os trabalhos iniciais com CDS foram desenvolvidos por Souza (2010), e, na sequência, Gloria *et al.* (2016) avançaram nos desenvolvimentos. Mais recentemente, pesquisadores mexicanos também agregaram aprimoramentos (HUETE *et al.*, 2018). Por sua vez, os estudos mais recentes foram realizados com o menor desnível possível entre efluente do reator UASB e afluente da CD, em torno de 0,7 m (SANTO *et al.*, 2019). A sistematização detalhada

dos resultados mais aplicáveis é apresentada no próximo item, destacando-se os parâmetros de projeto indicados para dimensionamento da unidade de CD. Em geral, atingiram-se eficiências médias de 50% e 62% na remoção do H_2S e do CH_4 , respectivamente, utilizando-se a CDS. Para as CDEs, as eficiências médias de remoção foram de 89% para o H_2S e 80% para o CH_4 (SANTO *et al.*, 2019).

No interior das CDs ocorre, além da dessorção, a oxidação dos compostos dissolvidos, sobretudo do H_2S , em função da existência de microrganismos em biofilmes e/ou de oxigênio. Em seu trabalho, Santo *et al.* (2019) constataram que a maior parte do sulfeto dissolvido removido na CDE foi por meio da oxidação a sulfato e, possivelmente também, a enxofre elementar, tendo inclusive sido comprovado o aumento da concentração de sulfato no seu efluente. Por sua vez, a oxidação bioquímica do CH_4 nas CDs não deve ocorrer, a princípio, em função da TAS, R_Q , entre outras características (MATSUURA *et al.*, 2015). Assim, em relação a remoção total de cada gás dissolvido, estimou-se em 15% o percentual de dessorção para o H_2S e 100% para CH_4 para CDE (SANTO *et al.* 2019).

Nesse sentido, o gás residual gerado nas CDs deve ser direcionado para uma unidade de tratamento, para oxidação do H_2S residual e do CH_4 antes de ser lançado na atmosfera. A técnica de tratamento mais consolidada para remoção do H_2S e, mais recentemente, do CH_4 presentes

no gás residual é a biofiltração (BRANDT *et al.*, 2018; HUETE *et al.*, 2018). Maiores detalhes sobre essa alternativa de tratamento podem ser encontrados na NT 5 desta coletânea (BRANDT *et al.*, 2021b).

No entanto, a alternativa de tratamento do gás residual por oxidação termoquímica em queimadores enclausurados (fechados) também é apresentada como solução. Cabe ressaltar, que essa alternativa é aplicável apenas para queimadores enclausurados, que possuem câmara de combustão com condições que permitem a adequada oxidação dos gases de interesse, diferente dos queimadores do tipo aberto. Adicionalmente, a injeção do gás residual no queimador fechado deve ser controlada para que seja fornecida a quantidade adequada para a mistura ar/combustível. Uma vantagem adicional dessa alternativa seria que o H_2S do gás residual também oxidaria termicamente no próprio queimador, sem necessidade de biofiltro de gás. Para o devido aprofundamento dessa alternativa, consultar a NT 6 desta coletânea (BRANDT *et al.*, 2021c).

3. CRITÉRIOS E PARÂMETROS DE PROJETO

3.1. Preliminares

Considerando os parâmetros essenciais para projeto de CDS e CDE, na **Tabela 1** são apresentadas as faixas de valores indicados para: (i) alturas úteis (queda d'água e material de enchimento); (ii) taxa de aplicação superficial (TAS); (iii) relação entre vazões ar/líquido (R_Q); (iv) eficiências de remoção; e (v) concentrações esperadas de H_2S e CH_4 no gás residual. Tais valores foram adaptados a partir de estudos com aplicação em projetos reais, considerando os valores das medições, principalmente, em escala experimental ampliada (demonstração) (SANTO *et al.*, 2019).

No que se refere ao material de enchimento, cabe destacar que é indicada a aplicação de material plástico de área superficial específica na faixa de $80-120\ m^2\cdot m^{-3}$, a exemplo de anéis tipo *Pall* de 3" (polegadas). Materiais com áreas menores poderão favorecer o acúmulo excessivo de sólidos, causando eventuais obstruções de fluxo líquido e consequente redução da performance da CDE (MARINHO, 2019; SANTO *et al.*, 2019).

Na **Figura 2** são apresentados os detalhes relacionados aos fluxos aplicados a uma CDE para remoção de H_2S e CH_4 dissolvidos no efluente anaeróbio. Cabe ressaltar que é indicada a instalação da CDE próxima à saída do reator anaeróbio, de forma a reduzir a perda de carga no perfil hidráulico da ETE e evitar perdas de gases dissolvidos em tubulações e canais.

É possível observar, ainda, a opção de instalação do exaustor na linha de saída do gás residual da CDE, em algum ponto entre a própria unidade de dessorção e o tratamento do gás, por exemplo, em sistema de dois biofiltros sequenciais, um para remoção de H_2S e outro para remoção de CH_4 . Outra configuração possível seria realizar a exaustão de gás logo após o biofiltro para remoção de H_2S , com a vantagem de o sistema de exaustão não sofrer possíveis danos decorrentes do contato com maiores concentrações de H_2S . Porém, caso o tratamento do gás residual seja realizado a partir de sua aplicação como gás combustível em queimador enclausurado, necessariamente o exaustor deverá ser posicionado entre a CDE e o queimador.

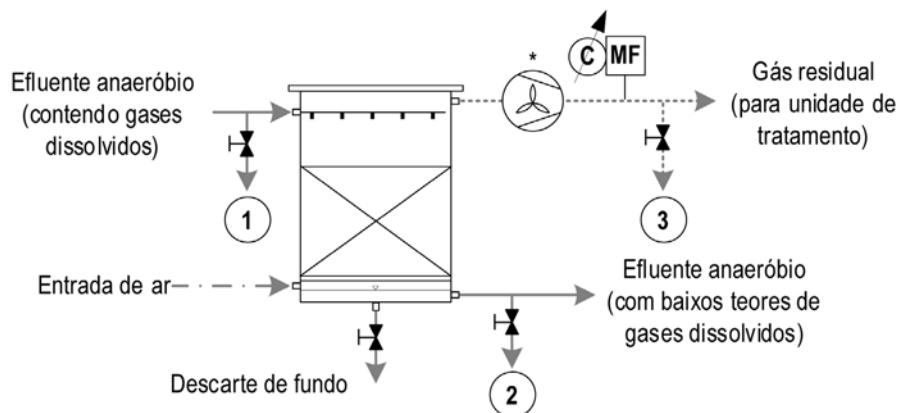
3.2. Exemplo de dimensionamento de câmara de dessorção em efluente de reator anaeróbio

O exemplo seguinte ilustra os cálculos referentes ao dimensionamento de câmara de dessorção para o controle de emissões gasosas (H_2S e CH_4) em efluente de reator UASB tratando esgoto doméstico.

Tabela 1 – Parâmetros de projeto para câmaras de dessorção na remoção de H_2S e CH_4 dissolvidos em efluentes de reatores anaeróbios.

Tipo de CD	Altura (m)		Taxa de aplicação superficial	R_Q	Eficiência de remoção (%)		Concentração no gás residual	
	Queda d'água	Enchimento			$Q_G\cdot Q_L$	H_2S	CH_4	$H_2S\ (ppm_V)$
Simplificada	1,2 a 1,5	-	0,15 a 0,30	2 a 4	40 a 60	60 a 65	200 a 400	0,4 a 0,8
Com enchimento	1,2 a 1,5	0,8 a 1,0	0,15 a 0,30	2 a 4	85 a 93	75 a 85	150 a 550	0,4 a 0,8

Fonte: adaptado de Santo *et al.* (2019)



Legenda



Exaustor



Controle e medição de fluxo



Válvula fechada



Material de enchimento

1: Amostragem da fase líquida à montante

Fase líquida

2: Amostragem da fase líquida à jusante

Fase Gasosa (ar atmosférico)

3: Amostragem de gás residual

Fase Gasosa (gases residuais)

Nota: *opção mais comum para posicionamento do exaustor da CDE.

Figura 2 – Câmara de dessorção com enchimento e detalhes de fluxos e elementos adicionais ao seu funcionamento e operação.

Exemplo: Dimensionar uma câmara de dessorção com enchimento (CDE).

Dados de entrada:

- População de projeto (P): 25.000 habitantes
- Contribuição *per capita* de esgoto (QPC): 150 L·hab⁻¹·d⁻¹
- Taxa de contribuição por infiltração (T_{inf}) = 0,1 L·s⁻¹·km⁻¹
- Extensão de rede por habitante (Lrede·hab⁻¹): 2,0 m·hab⁻¹
- Altura de queda útil (H): 1,50 m (altura total de 2,0 m)
- Taxa de aplicação superficial (TAS): 0,20 m³·m⁻²·min⁻¹
- Relação entre vazões (R_q) = 3 (Q_g/Q_l)
- Enchimento = 1 m de camada de material plástico (anéis com cerca de 3")
- Concentração de CH₄ dissolvido no afluente ($C_{L-CH_4,af}$): 20 mg·L⁻¹ (20 g·m⁻³) (valor típico)
- Concentração de H₂S dissolvido no afluente ($C_{L-H_2S,af}$): 15 mg·L⁻¹ (15 g·m⁻³) (valor típico)
- Eficiências de remoção total (E_{CDE}): 89% para H₂S (oxidação + dessorção); e 80% para CH₄ (dessorção)
- Percentual de dessorção (E_{Dess}): 15% para H₂S e 100% para CH₄
- Densidade_{CH₄}: 668 mg·L⁻¹; Densidade_{H₂S}: 1.391 mg·L⁻¹
- Condições de pressão e temperatura: 1 atm e 25 °C. Densidades dos gases calculadas nessas condições.

Consideração:

Para o dimensionamento em questão, considerou-se 4 reatores UASB e 4 CDEs (uma para cada reator)

Solução:

a) Cálculo da vazão média de esgoto bruto (Q_{med}):

$$Q_{med} = P \times QPC \times \frac{1d}{86.400s} + P \times \text{Lrede} \cdot \text{hab}^{-1} \times T_{inf}$$

$$Q_{med} = 25.000 \text{ hab} \times 150 \text{ L} \cdot \text{hab}^{-1} \cdot \text{d}^{-1} \times \frac{1d}{86.400s} + 25.000 \text{ hab} \times 2,0 \text{ m} \cdot \text{hab}^{-1} \times \frac{1\text{km}}{1000\text{m}} \times 0,1 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-1}$$

$$Q_{med} = 48,4 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1}$$

b) Vazão média por reator UASB (Q_L):

$$Q_L = \frac{Q_{med}}{N_{reator-UASB}} = \frac{48,4 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1}}{4} = 12,1 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1} (0,73 \text{ m}^3 \cdot \text{min}^{-1})$$

c) Cálculo da vazão média por CDE (Q_{CDE}):

$$Q_{L,CDE} = Q_L = 12,1 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1} (0,73 \text{ m}^3 \cdot \text{min}^{-1})$$

d) Determinação da área da unidade (A):

$$A = \frac{Q_L}{TAS} = \frac{0,73 \text{ m}^3 \cdot \text{min}^{-1}}{0,20 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{min}^{-1}} = 3,65 \text{ m}^2$$

e) Determinação do diâmetro interno da unidade (D):

$$D = \left(\frac{A \times 4}{\pi} \right)^{1/2} = \left(\frac{3,65 \text{ m}^2 \times 4}{3,14} \right)^{1/2} = 2,16 \text{ m}$$

f) Determinação da vazão de operação do exaustor (Q_G):

$$Q_G = R_Q \times Q_L = 3 \times 0,73 \text{ m}^3 \cdot \text{min}^{-1} = 2,19 \text{ m}^3 \cdot \text{min}^{-1} \approx 131 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$$

g) Determinação das concentrações de H_2S e CH_4 dissolvidos no efluente da CDE ($C_{L-H2S,ef}$ e $C_{L-CH4,ef}$):

$$C_{L-H2S,ef} = C_{L-H2S,af} \times \left(1 - \frac{E_{CDE}}{100} \right) = 15 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \times \left(1 - \frac{89}{100} \right) = 1,7 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$$

$$C_{L-CH4,ef} = C_{L-CH4,af} \times \left(1 - \frac{E_{CDE}}{100} \right) = 20 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \times \left(1 - \frac{80}{100} \right) = 4,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$$

h) Determinação das concentrações de H_2S e CH_4 no gás residual (C_{G-H2S} e C_{G-CH4}):

$$C_{G-H2S} = C_{L-H2S,af} \times \left(\frac{E_{CDE}}{100} \right) \times \left(\frac{E_{Dess}}{100} \right) \times \left(\frac{Q_L}{Q_G} \right) = 15 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \times \left(\frac{89}{100} \right) \times \left(\frac{15}{100} \right) \times \left(\frac{1}{3} \right) = 0,67 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$$

$$C_{G-H2S} = \frac{0,67 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}}{\text{Densidade}_{H2S}} = \frac{0,67 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}}{1.391 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}} = 0,048\% \text{ v/v}$$

$$C_{G-CH4} = C_{L-CH4,af} \times \left(\frac{E_{CDE}}{100} \right) \times \left(\frac{E_{Dess}}{100} \right) \times \left(\frac{Q_L}{Q_G} \right) = 20 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \times \left(\frac{80}{100} \right) \times \left(\frac{100}{100} \right) \times \left(\frac{1}{3} \right) = 5,3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$$

$$C_{G-CH4} = \frac{5,3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}}{\text{Densidade}_{CH4}} = \frac{5,3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}}{668 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}} = 0,79\% \text{ v/v}$$

Observações finais:

- O gás residual com as concentrações de H_2S e CH_4 obtidas no item (h) poderá ser encaminhado para tratamento em biofiltro de H_2S (primeiro estágio) e de CH_4 (segundo estágio). Para maiores detalhes, consultar a NT 5 desta coletânea (BRANDT et al., 2021b).
- Deverão, no total, ser instaladas 4 CDEs dimensionadas com: 2,2 m de diâmetro e 2 m de altura total, sendo 1,5 m de altura útil e 1,0 m de enchimento plástico.
- A vazão determinada de operação da exaustão foi de $131 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ por unidade de CDE, que, portanto, deverá ser disponibilizada igualmente para todas as 4 unidades, seja por meio de 1 exaustor por CDE ou para cada 2 CDEs, por exemplo. A escolha entre as opções depende também do projeto das tubulações de gás residual e das unidades de tratamento do gás residual (p. ex.: biofiltros).

4. ASPECTOS ADICIONAIS DE PROJETO, OPERAÇÃO E MANUTENÇÃO

É particularmente importante projetar, construir e operar adequadamente os sistemas de distribuição do esgoto afluente, de condução do efluente e de exaustão de gás

residual da CD, assim como selecionar o material adequado para o enchimento da CDE. Ademais, o monitoramento operacional e de eficiências também é fundamental. Nesse sentido, na **Tabela 2** são apresentados alguns aspectos que requerem atenção (SOUZA et al., 2019).

Tabela 2 – Aspectos adicionais de projeto, operação e manutenção de CDs

Aspectos	Diretrizes
Sistema de distribuição do esgoto afluente e sistema de saída do efluente	<ul style="list-style-type: none"> Recomenda-se agregar um distribuidor hidráulico imediatamente abaixo da chegada da tubulação afluente, já no interior da câmara, de forma a fracionar bem o fluxo e aumentar a área de contato superficial entre as fases líquida e gasosa. O sistema de saída do efluente deve estar devidamente afogado, para garantir o isolamento da atmosfera interior relativamente ao exterior, particularmente nessa região de saída do esgoto tratado.
Material de enchimento (quando aplicável)	<ul style="list-style-type: none"> Recomenda-se a utilização de anéis de plástico com área superficial específica em torno de 100 m²·m³, visto a aplicação de materiais de enchimento com área superficial de cerca de 200 m²·m³ ter causado o acúmulo excessivo de sólidos/lodo no médio prazo (4 a 6 meses), podendo provocar eventuais obstruções de fluxo líquido e redução de eficiências (MARINHO, 2019; SANTO <i>et al.</i>, 2019).
Sistema de exaustão	<ul style="list-style-type: none"> As entradas de ar no interior da câmara, na sua parte inferior, devem ser definidas em número adequado (duas ou mais), dotadas das devidas proteções externas e internas. Similarmente, os pontos de saída do gás residual são localizados na parte superior da câmara. Deve-se respeitar a vazão de dimensionamento, também considerando as perdas de carga reais do sistema de dutos, conexões e do próprio tratamento dos gases. Nesse sentido, um exaustor adequado deve ser selecionado, considerando também aspectos de resistência dos materiais às condições adversas. Importante considerar o devido ajuste de vazão ao sistema real implantado, devendo-se utilizar um sistema de controle, manual ou automatizado, dotado de medidor e controle de fluxo. Importante a instalação de registros e válvulas adequadas para verificações e manobras operacionais necessárias. Pode ser bastante adequada a previsão de pontos de purga/remoção de condensados. Recomenda-se também avaliar a colocação adequada de dispositivos contra sobre pressão e vácuo.
Monitoramento	<ul style="list-style-type: none"> Recomenda-se a realização de campanhas de monitoramento de CH₄ e H₂S no sistema e imediações, visto que: (i) as concentrações de CH₄ não devem ocorrer sistematicamente em valores dentro da faixa de inflamabilidade/explosividade (5 a 15%); (ii) vazamentos de gás residual contendo H₂S podem provocar eventos locais ou disseminados de maus odores.

5. ESTUDO DE CASOS

A seguir são apresentados, em linhas gerais, os principais aparatos experimentais explorados no âmbito do INCT ETEs Sustentáveis e que vêm contribuindo para o desenvolvimento da solução técnica de CD para efluente de reatores anaeróbios. Tais aparatos foram instalados no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento (CePTS), localizado na Estação de Tratamento de Esgotos do Arrudas (ETE Arrudas) da Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA). Uma fração do esgoto afluente à ETE Arrudas, que recebe grande parte do esgoto sanitário gerado pela região metropolitana de Belo Horizonte, é retirada para alimentar as unidades experimentais, após o esgoto bruto passar pelo tratamento preliminar.

5.1. CD em escala demonstração: simplificada e com enchimento

Os aparatos e experimentos em escala demonstração, apresentados a seguir, representam as principais bases científicas que permitiram a consolidação dos resultados apresentados na presente NT e em algumas publicações prévias (SOUZA *et al.*, 2019; SANTO *et al.*, 2019).

Foi utilizado um reator UASB em escala demonstração (altura de 4,5 m, 14,0 m³ de volume, tempo de detenção hidráulica de 7 a 10 h). O efluente desse reator teve saída por tubulação abaixo da superfície do decantador. Em seguida, o efluente foi direcionado para a CD, também em escala demonstração, instalada a 0,7 m abaixo da saída, conforme detalhamento apresentado na **Figura 3**. Testou-se os dois tipos de CDs: simplificada e com enchimento. O material de enchimento aplicado era constituído de anéis plásticos como recortes de eletrodomésticos corrugados (diâmetro de 2,0 cm; altura de 5,0 cm). A CD foi fabricada em material acrílico com formato cilíndrico, altura útil de 1,2 m e diâmetro de 0,35 m.

Na **Figura 4** são apresentados os diversos estágios dos experimentos, tendo se iniciado pela CDS (**Figura 4a**), passando pela CDE (**Figura 4b**). Conforme apresentado na **Tabela 1**, com os devidos parâmetros operacionais associados, as eficiências foram mais elevadas para a opção com enchimento (75-85% e 85-93% para CH₄ e H₂S dissolvidos) e menores para opção simplificada (60-65% e 40-60% para CH₄ e H₂S dissolvidos).

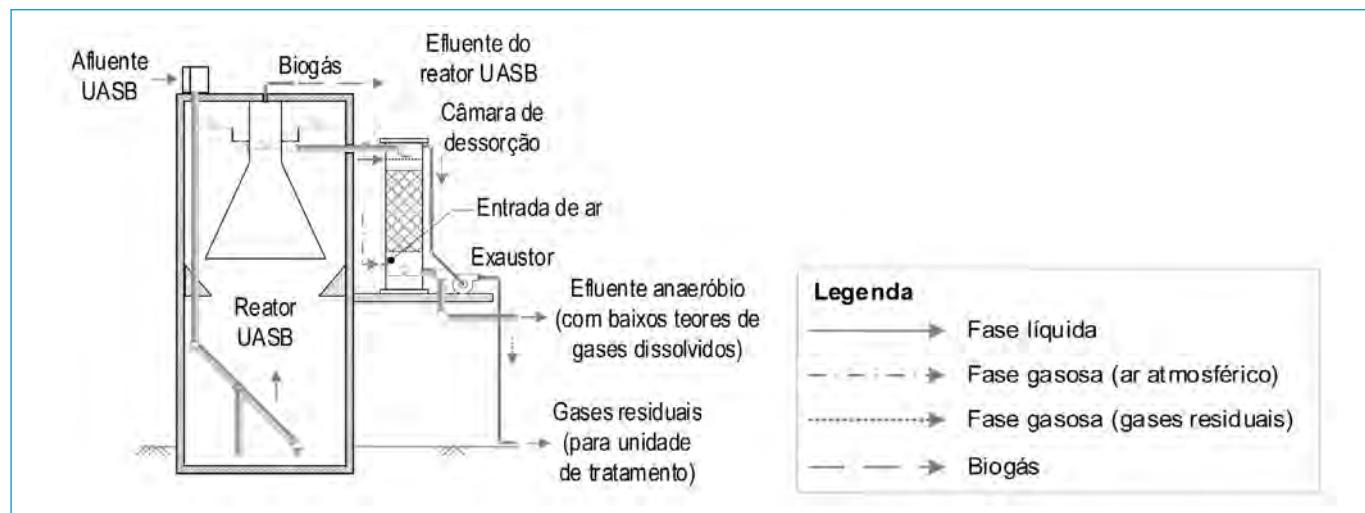


Figura 3 – Esquema em perfil de reator UASB com aplicação de câmara de dessorção para remoção de H_2S e CH_4 dissolvidos.

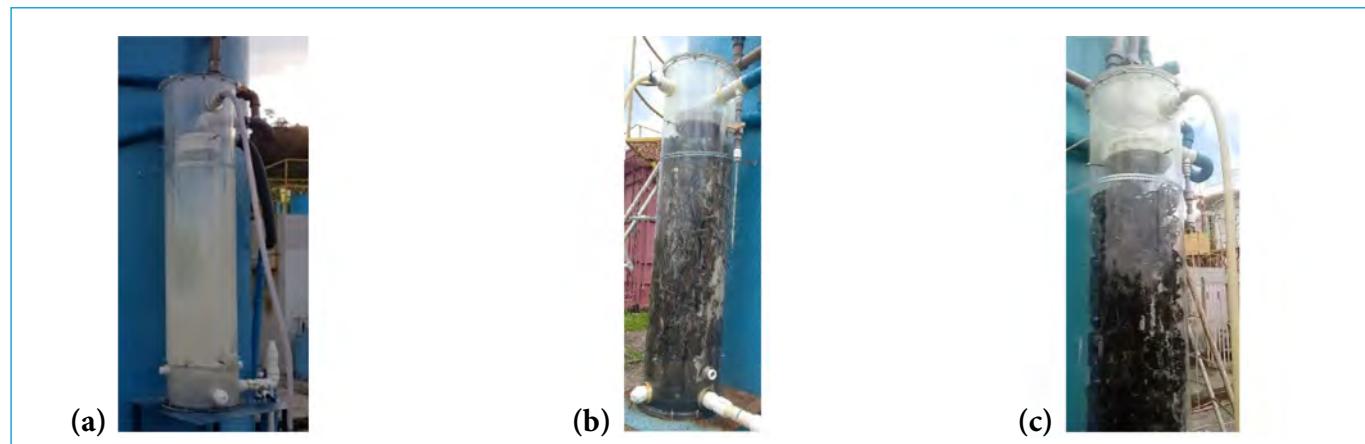


Figura 4 – Câmara de dessorção, em escala de demonstração, estudada nas pesquisas: (a) Câmara de dessorção simplificada (CDS); (b) Câmara de dessorção com enchimento (CDE) de eletrodutos corrugados (3/4" x 5 cm); (c) CDE de anéis Pall de 3".

Buscando uma melhor performance no que diz respeito ao menor acúmulo de lodo/sólidos sobre o material de enchimento a longo prazo, houve a troca do material para anéis plásticos bem maiores (anéis *Pall* de 3"), mostrado na Figura 4c. De fato, a performance desse novo material foi muito melhor, de modo que, mesmo com um ano de funcionamento contínuo, não houve registros de acúmulos excessivos de lodo/sólidos nesse segundo material de enchimento.

5.2. CD em escala demonstração: com enchimento e recuperação de CH_4

A partir de CDE (descrita no item anterior), testou-se também uma variação/inovação da técnica com aplicação de

baixas vazões de ar de exaustão para avaliar a possibilidade de recuperação de CH_4 . Essa alternativa, com necessários adicionais desenvolvimentos, pode vir a se tornar bastante atrativa para propósitos de aproveitamento energético, pois os resultados demonstraram concentrações de CH_4 no gás residual em torno de 20% (SANTO *et al.*, 2019; MARINHO, 2019). Nessa concentração seria possível encaminhar aprimoramentos para queima com aproveitamento de calor e/ou mistura com o biogás, conforme tratado na NT 6 desta coletânea (BRANDT *et al.*, 2021c).

A exceção do parâmetro R_Q , ajustado em cerca de 0,05-0,10, os demais parâmetros de operação foram próximos dos outros tipos de CDs, com TAS próximo de $0,2\text{-}0,3\text{ m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{min}^{-1}$. A seu turno, as eficiências foram menores, próximo a 50 e

60%, respectivamente, para a remoção de CH_4 e H_2S dissolvidos, tendo tido evidente influência do acúmulo excessivo de lodo/sólidos no material de enchimento (SANTO *et al.*, 2019; MARINHO, 2019). Contudo, mais recentemente, com a utilização do material de enchimento de maior tamanho, as eficiências têm mostrado tendências de relevantes melhorias, sem acúmulos excessivos de sólidos.

5.3. CD em escala piloto: com enchimento

O sistema era composto por três unidades, uma câmara para a dessorção de gases dissolvidos em parte do efluente de um reator UASB (320 habitantes; altura de 4,5 m; 14,0 m^3 de volume; tempo de detenção hidráulica de 7 a 10 h), seguida de dois biofiltros para o tratamento sequencial do H_2S e do CH_4 presentes no gás residual. Contudo, nesta nota técnica será dada ênfase apenas à unidade de CDE, sendo o sistema de biofiltração em dois estágios detalhado na NT 5 desta coletânea (BRANDT *et al.*, 2021b).

Na **Figura 5** é apresentado o desenho esquemático da CDE, diferenciando-se do apresentado na **Figura 3** em dois aspectos principais: (i) a CDE, por ter sido dimensionada em escala piloto, recebe apenas uma alíquota do efluente efluente do reator UASB; e (ii) o ar entra na CDE de forma ativa, em ponto abaixo do nível d'água, através da injeção por compressor de ar.

A CDE foi fabricada em fibra de vidro, com diâmetro de 0,2 m e altura total de 1,0 m, sendo dimensionada para uma vazão de esgoto de 3,0 $\text{L}\cdot\text{min}^{-1}$ e vazão de ar de 9,0 $\text{L}\cdot\text{min}^{-1}$, resultando em uma TAS de 0,10 $\text{m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{min}^{-1}$ e R_Q de 3. Os parâmetros de projeto foram baseados nos resultados dos estudos descritos nos itens 5.1 e 5.2. O material de enchimento aplicado era constituído de anéis plásticos, como recortes de eletrodutos corrugados (diâmetro de 2,0 cm; altura de 5,0 cm), sendo dispostos até uma altura de cerca de 0,6 m.

Os experimentos foram realizados para uma vazão de ar de 7,4 $\text{L}\cdot\text{min}^{-1}$ e vazão de esgoto de 3,0 e 5,0 $\text{L}\cdot\text{min}^{-1}$, resultando em relações gás/líquido de aproximadamente 2,5 e 1,5, respectivamente. Nesse sentido, as TAS variaram entre 0,10 e 0,16 $\text{m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{min}^{-1}$ com o objetivo de simular uma condição de variação de vazão de esgoto frequentemente observada em escala real.

De maneira geral, os resultados obtidos para as condições dessa pesquisa foram semelhantes aos encontrados nos demais estudos apresentados. As eficiências de remoção de H_2S da fase líquida foram maiores para R_Q de 2,5 (média de 93%) e menores para R_Q de 1,5 (média de 85%), enquanto as eficiências de remoção de CH_4 foram menos influenciadas pela variação da carga aplicada, sendo de 69% e 66% para R_Q de 2,5 e 1,5, respectivamente.

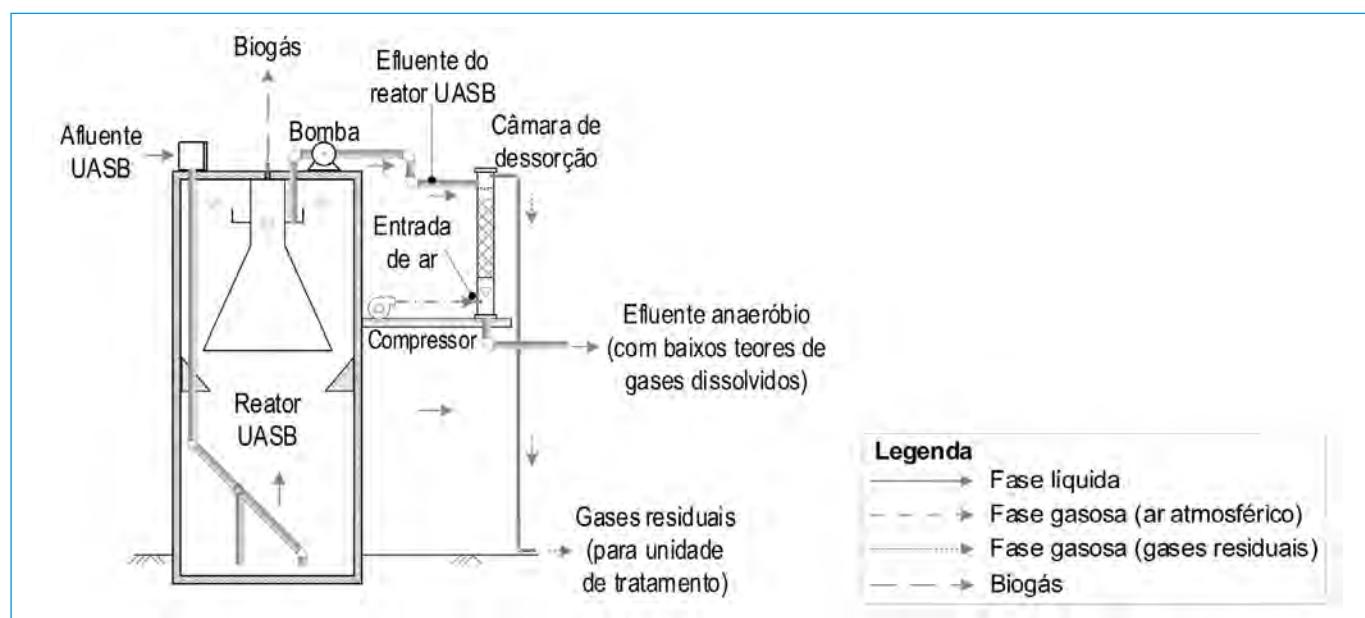


Figura 5 – Esquema em perfil de reator UASB com aplicação de câmara de dessorção para remoção de H_2S e CH_4 dissolvidos.

No que se refere à concentração de H_2S e CH_4 no gás residual, para R_Q de 2,5, foram obtidas concentrações de aproximadamente 128 ppm_v (partes por milhão) e 0,92%v/v, respectivamente. Considerando R_Q de 1,5, as concentrações de H_2S e CH_4 no gás residual aumentaram para 217 ppm_v e 1,5%v/v, respectivamente.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A presente nota buscou apresentar a técnica de câmara de dessorção, uma solução simples e prática para a remoção de gases dissolvidos (H_2S -D e CH_4 -D) em efluentes de reatores anaeróbios. O entendimento é de que a tecnologia em questão esteja em ponto adequado para utilização por ETEs em escala real. Recomenda-se progressividade na sua disseminação para que as empresas possam desenvolver a devida apropriação tecnológica e pequenos ajustes técnicos eventualmente necessários.

Para a modalidade de câmara de dessorção com enchimento, as eficiências típicas dos gases dissolvidos se mostram bastante elevadas, em média cerca de 80% (para o CH_4 -D) e 89% (para o H_2S -D). Com isso, acredita-se que a técnica poderá contribuir sobremaneira para solução de problemas de emissões de gases odorantes e de efeito estufa a partir das ETEs dotadas de reatores anaeróbios.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio recebido do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais – FAPEMIG e do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estações Sustentáveis de Tratamento de Esgoto – INCT ETEs Sustentáveis.

Este trabalho faz parte da série de publicações do INCT ETEs Sustentáveis.

REFERÊNCIAS

- BRANDT, E. M. F.; SOUZA, C. L.; CENTENO-MORA, E.; BIANCHETTI, F. J.; SANTOS, J. M. B.; CHERNICHARO, C. A. L. Valoração e gerenciamento de subprodutos gasosos do tratamento do esgoto. Parte B: Avanços nas técnicas de controle de emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios - Nota Técnica 1- Tópicos de interesse. *Cadernos Técnicos Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 1, n. 2, p. 5-22, 2021a.
- BRANDT, E. M. F.; SOUZA, C. L.; CENTENO-MORA, E.; SANTOS, J. M. B.; CHERNICHARO, C. A. L. Valoração e gerenciamento de subprodutos gasosos do tratamento do esgoto. Parte B: Avanços nas técnicas de controle de emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios - Nota Técnica 5 - Sistemas de biofiltração para tratamento de gases residuais. *Cadernos Técnicos Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 1, n. 2, p. 63-76, 2021b.
- BRANDT, E. M. F.; CENTENO-MORA, E.; SANTOS, J. M. B.; CHERNICHARO, C. A. L. Valoração e gerenciamento de subprodutos gasosos do tratamento do esgoto. Parte B: Avanços nas técnicas de controle de emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios - Nota Técnica 6 - Uso energético e queima de gases residuais. *Cadernos Técnicos Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 1, n. 2, p. 77-90, 2021c.
- BRANDT, E. M. F.; SANTOS, J. M. B.; SOUZA, C. L.; POSSETTI, G. R. C.; RIBEIRO, T. B.; CHERNICHARO, C. A. L. Contribuição para o aprimoramento de projeto, construção e operação de reatores UASB aplicados ao tratamento de esgoto sanitário - Parte 4: Controle de corrosão e emissões gasosas. *Revista DAE*, v. 214, n. 66, p. 56-72, 2018.
- BRASIL. *Guia técnico de aproveitamento energético de biogás em estações de tratamento de esgoto*. 2. ed. Brasília, DF: Ministério das Cidades, 2017. 183 p.
- BROWN, N. *Methane dissolved in wastewater exiting UASB reactors: concentration measurement and methods for neutralization*. 174 f. Masters' Thesis- Sustainable Energy Engineering- Royal Institute of Technology, 2006.
- CRITTENDEN, J. C.; TRUSSELL, R. R.; HAND, D. W.; HOWE, K. J.; TCHOBANOGLOUS, G. *MWH's Water Treatment: Principles and Design*. 3rd ed. New Jersey, USA: John Wiley & Sons, Inc, 2012. 1920 p.

CORSI, R. L.; CHANG, D. P. Y.; SCHROEDER, E. D. A modeling approach for VOC emissions from Sewers. *Water Environment Research*, v. 64, n. 5, p. 734-741, 1992.

GLÓRIA, R. M.; MOTTA, T. M.; SILVA, P. V. O.; COSTA, P.; BRANDT, E. M. F.; SOUZA, C. L.; CHERNICHARO, C. A. L. Stripping and dissipation techniques for the removal of dissolved gases from anaerobic effluents. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, v. 33, n. 4, p. 713-721, 2016.

HEILE, S.; CHERNICHARO, C. A. L.; BRANDT, E. M. F.; MCADAM, E. J. Dissolved gas separation for engineered anaerobic wastewater systems. *Separation and Purification Technology*, v. 189, p. 405-418, 2017.

HUETE, A.; DE LOS COBOS-VASCONCELOS, D.; GÓMEZ-BORRAZ, T.; MORGAN-SAGASTUME, J. M.; NOYOLA, A. Control of dissolved CH₄ in a municipal UASB reactor effluent by means of a desorption - Biofiltration arrangement. *Journal of Environmental Management*, v. 216, p. 383-391, 2018.

MARINHO, T. D. *Estudo de alternativas de microaeração aplicadas a reator UASB tratando esgotos domésticos*. 149 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2019.

MATSUURA, N.; HATAMOTO, M.; SUMINO, H.; SYUTSUBO, K.; YAMAGUCHI, T.; OHASHI, A. Recovery and biological oxidation of

dissolved methane in effluent from UASB treatment of municipal sewage using a two-stage closed downflow hanging sponge system. *Journal of Environmental Management*, v. 151, p. 200-209, 2015.

SANTO, B. C. D. E.; MACHADO, L. M.; MARINHO, T. D.; SOUZA, C. L. Desenvolvimento de câmara de dessorção no controle de emissão de gases dissolvidos em efluente de reator UASB: minimização de maus odores e mitigação de efeito estufa. In: ROSS, B. Z. L., POSSETTI, G. R. C., et al (Ed.). *Inovação para a sustentabilidade a serviço do saneamento ambiental: trabalhos contemplados no Prêmio Sanepar de Tecnologias Sustentáveis e no Prêmio Inova Sanepar*. 1^a ed. Curitiba (PR) - Brasil: Sanepar, 2019. p. 16-27.

SOUZA, C. L. *Estudo das rotas de formação, transporte e consumo dos gases metano e sulfeto de hidrogênio resultantes do tratamento de esgoto doméstico em reatores UASB*. 127 f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2010.

SOUZA, C. L.; CHERNICHARO, C. A. L.; BRANDT, E. M. F.; POSSETTI, G. R. C. Subprodutos gasosos do tratamento de esgotos. In: Santos, A. B. (Ed.). *Caracterização, Tratamento e Gerenciamento de Subprodutos de Correntes de Esgotos Segregadas e Não Segregadas em Empreendimentos Habitacionais*. ed. Fortaleza, Brasil: Imprecep, 2019. p. 573-663.



Parte B: Avanços nas técnicas de controle de emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios

Nota Técnica 3 - Recuperação de gases dissolvidos em efluentes de reatores anaeróbios por meio de câmaras a vácuo

Part B: Advances in gas emission control techniques for anaerobic-based STPs
Technical Note 3 - Recovery dissolved gases in effluents from
anaerobic reactors by means of vacuum degasification

**Klaus Neling¹, Gustavo Rafael Collere Possetti^{2*}, Julio Cesar Rietow³,
Ana Caroline de Paula⁴, Fernanda Janaína Oliveira Gomes da Costa⁵,
Eliana Medeiros Ferreira da Silva Gallo⁶, Niklas Trautmann⁷**

RESUMO

No tratamento anaeróbio de esgoto, estima-se que 30% a 40% do total de metano (CH_4) produzido encontra-se dissolvido na fase líquida, sendo majoritariamente liberado para a atmosfera caso não sejam utilizadas medidas de controle. Além disso, parte do sulfeto de hidrogênio (H_2S) gerado no processo também permanece dissolvido no esgoto, sendo facilmente desprendido e ocasionando rotineiros problemas com maus odores e corrosão. Diferentes tecnologias têm sido exploradas na literatura para a remoção de gases dissolvidos em esgoto, conforme detalhado nesta coletânea de Notas Técnicas (NT). Esta NT tem como objetivo apresentar a utilização de câmaras a vácuo para recuperação do CH_4 e do H_2S dissolvidos em efluentes de reatores anaeróbios utilizados para o tratamento de esgoto. São apresentados os seguintes conteúdos: (i) fundamentos do processo; (ii) exemplo de dimensionamento; (iii) um estudo de caso de um sistema em escala piloto.

Palavras-chave: tratamento de esgoto doméstico, reator UASB, metano dissolvido, sulfeto de hidrogênio dissolvido, desgaseificação a vácuo.

ABSTRACT

During anaerobic sewage treatment, it is estimated that 30% to 40% of the total CH_4 produced is dissolved in the liquid phase, being ultimately released to the atmosphere if control measures are not used. In addition, part of the hydrogen sulfide (H_2S) generated in the process also remains dissolved in the sewage, being easily released and causing routine problems with bad odors and corrosion. Different technologies have been explored in the literature for the removal of dissolved gases, as detailed in this Collection of Technical Notes (TN). This TN aims to present the use of vacuum degasification reactors for recovery of CH_4 and H_2S dissolved in effluents from anaerobically treated municipal wastewater. The following content is presented: (i) fundamentals of the process; (ii) dimensioning example; (iii) a case study of a system at pilot scale.

Keywords: municipal wastewater treatment, UASB reactor, dissolved methane, dissolved hydrogen sulfide, vacuum degasification.

¹Engenheiro Civil pela Hamburg University of Applied Sciences (HAW). Mestre em Recursos Hídricos e Gestão Ambiental pela Leibniz University Hannover (LUH). Doutor em Engenharia pela LUH. Fundador e diretor geral pela DiMeR GmbH.

²Engenheiro Ambiental pela Universidade Federal do Paraná (UFPR) e Engenheiro Eletricista pela Universidade Federal Tecnológica do Paraná (UTFPR). Mestre e Doutor em Ciências pela UTFPR. Gerente de Pesquisa e Inovação da Companhia de Saneamento do Paraná (Sanepar). Professor do Programa de Mestrado Profissional em Governança e Sustentabilidade do Instituto Superior de Administração e Economia do Mercosul (ISAE). Membro do INCT ETEs Sustentáveis.

³Engenheiro Ambiental e de Segurança do Trabalho pela Pontifícia Universidade Católica do Paraná (PUC-PR). Mestre e aluno de Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental pela UFPR. Membro do INCT ETEs Sustentáveis.

⁴Engenheira Química pela PUC-PR. Mestre em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental pela UFPR. Membro do INCT ETEs Sustentáveis.

⁵Engenheira de Alimentos pela Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG). Engenheira Química pela PUC-PR. Mestre em Ciência e Tecnologia de Alimentos pela UEPG. Doutora em Engenharia de Alimentos pela UFPR. Engenheira da Gerência de Pesquisa e Inovação da Sanepar.

⁶Engenheira Ambiental pela Universidade de São Paulo (USP). Especialista em Direito Ambiental Nacional e Internacional pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). Mestre em Recursos Hídricos e Gestão Ambiental pela LUH.

⁷Engenheiro Civil pela LUH. Doutor em Engenharia pela LUH. Fundador e diretor geral pela DiMeR GmbH.

Endereço para correspondência: Avenida Visconde de Guarapuava, 2943 - Instituto Superior de Administração e Economia do Mercosul (ISAE) - Programa de Mestrado Profissional em Governança e Sustentabilidade. Curitiba, PR. CEP: 80010-100. e-mail: gustavo_possetti@yahoo.com.br

1. INTRODUÇÃO

Durante o tratamento anaeróbio do esgoto sanitário em reatores anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB, do inglês *upflow anaerobic sludge blanket*), uma parte significativa do metano (CH_4) produzido permanece dissolvido na fase líquida. Estudos realizados por Souza *et al.* (2011) identificaram que 30% a 40 % de todo o CH_4 produzido em reatores UASB pode permanecer dissolvido no efluente líquido. Após a descarga desse efluente, o CH_4 dissolvido (CH_4 -D) pode ser liberado facilmente para a atmosfera, resultando na emissão de um gás de efeito estufa (GEE) com potencial de aquecimento global 28 vezes superior ao do dióxido de carbono (CO_2) (IPCC, 2014). Assim, a concentração elevada de CH_4 -D no efluente de reatores UASB não só representa uma perda significativa do potencial energético associado ao biogás, mas também uma fonte de emissão muitas vezes não considerada pelas concessionárias de saneamento (BRANDT *et al.*, 2021).

Outro componente produzido no tratamento anaeróbio de esgoto é o sulfeto de hidrogênio (H_2S). Com elevada solubilidade em meio aquoso, o H_2S dissolvido (H_2S -D) é emitido quando há turbulência hidráulica no sistema. A emissão desse gás representa um dos principais problemas de odores e corrosão de elementos de concreto ou metálicos nas estações de tratamento de esgoto (ETEs) (POSSETTI *et al.*, 2019). Diante do exposto, destaca-se que a recuperação do CH_4 -D e H_2S -D se apresenta como uma prática sustentável, capaz de aumentar o potencial de geração de energia, reduzir a emissão de GEE, propiciar o aumento da vida útil dos equipamentos instalados na ETE e melhorar as relações com a circunvizinhança a partir da redução dos problemas intrínsecos aos maus odores.

Dentre os possíveis processos de recuperação desses gases, conforme apontado na nota técnica 1 (NT 1) da presente coletânea (BRANDT *et al.*, 2021), destaca-se a tecnologia a vácuo. O princípio de funcionamento do sistema de recuperação a vácuo pauta-se na separação gás-líquido por meio da redução de pressão dentro do reator anaeróbio (LEE *et al.*, 2020). O percentual de recuperação de CH_4 -D e H_2S -D é dependente

da pressão, do nível de vácuo ao qual o efluente será exposto, da área de superfície para transferência de massa e do tempo de contato disponível (COSTA *et al.*, 2018). No que diz respeito à qualidade do biogás recuperado, deve-se ressaltar, que o mesmo idealmente não entra em contato com o ar atmosférico durante a recuperação a vácuo. Consequentemente, o biogás capturado não possuirá uma concentração de CH_4 diluída, possibilitando, dessa forma, uma melhor neutralização desse gás em queimadores ou em processos de recuperação energética. Não obstante, a recuperação a vácuo garante que nenhuma mistura explosiva de gases será formada dentro do sistema, possibilitando, com segurança, o correto armazenamento, condicionamento e aproveitamento energético do biogás capturado nos reatores anaeróbios. Embora ainda incipientes, estudos em escala piloto de sistemas de desgaseificação a vácuo têm demonstrado uma elevada eficiência em termos de recuperação de CH_4 -D e H_2S -D, além de demonstrarem facilidade e robustez operacional (NELTING *et al.*, 2018; COSTA *et al.*, 2018). Dentro desse contexto, esta NT busca complementar os conteúdos abordados na NT 1 (BRANDT *et al.*, 2021), e trazer um aprofundamento sobre os seguintes pontos de interesse acerca processo de recuperação de gases dissolvidos por meio da desgaseificação a vácuo: (i) fundamentos do processo; (ii) exemplo de dimensionamento; e (iii) estudo de caso.

2. FUNDAMENTOS DO PROCESSO

2.1. Descrição do processo

As câmaras de dessorção a vácuo (CDV) são reatores nos quais os gases dissolvidos são transferidos da fase líquida para a fase gasosa sob condições controladas, sem a mistura com o ar atmosférico, ao contrário do observado nos demais sistemas de dessorção de gases abordados nesta coletânea de NTs. O efluente do reator anaeróbio é transportado para um reator enclausurado fechado, no qual a pressão parcial existente dos gases de interesse é inferior à pressão parcial dos mesmos gases dentro do reator anaeróbio. Consequentemente, o efluente que entra no reator enclausurado é supersaturado nos gases

dissolvidos em comparação com a concentração de saturação do constituinte no líquido referente à constante de Henry, sendo induzido a um processo de dessorção. Adicionalmente, vácuo é aplicado dentro do sistema a fim de reduzir a pressão parcial dos gases dissolvidos e, consequentemente, diminuir a concentração de saturação definida pela lei de Henry. Dentro do reator enclausurado é proporcionada uma grande superfície de interface gás-liquido, bem como turbulências que aceleram o processo de transferência dos gases (LEE *et al.*, 2020). Conforme ilustrado na **Figura 1**, esse processo é realizado de forma análoga aos sistemas de dessorção de gases sem vácuo, tais como torres com enchimento, torres de spray, torres de pratos, entre outros.

Todos os sistemas de desgaseificação a vácuo apresentados acima têm em comum a necessidade de duas bombas de cavidade progressiva independentes, de modo a possibilitar o ajuste das vazões de entrada e de saída do efluente do reator anaeróbio. As bombas devem ser reguladas de acordo com a vazão do efluente do reator anaeróbio. Portanto, é necessária uma medição em tempo real e em linha da vazão de efluente. Além disso, o nível de enchimento dos reatores enclausurados deve ser monitorado para proteger as bombas de vácuo. Essas, por sua vez, são utilizadas para reduzir a pressão dentro dos reatores anaeróbios, bem como para transportar o gás recuperado para a unidade de aproveitamento energético.

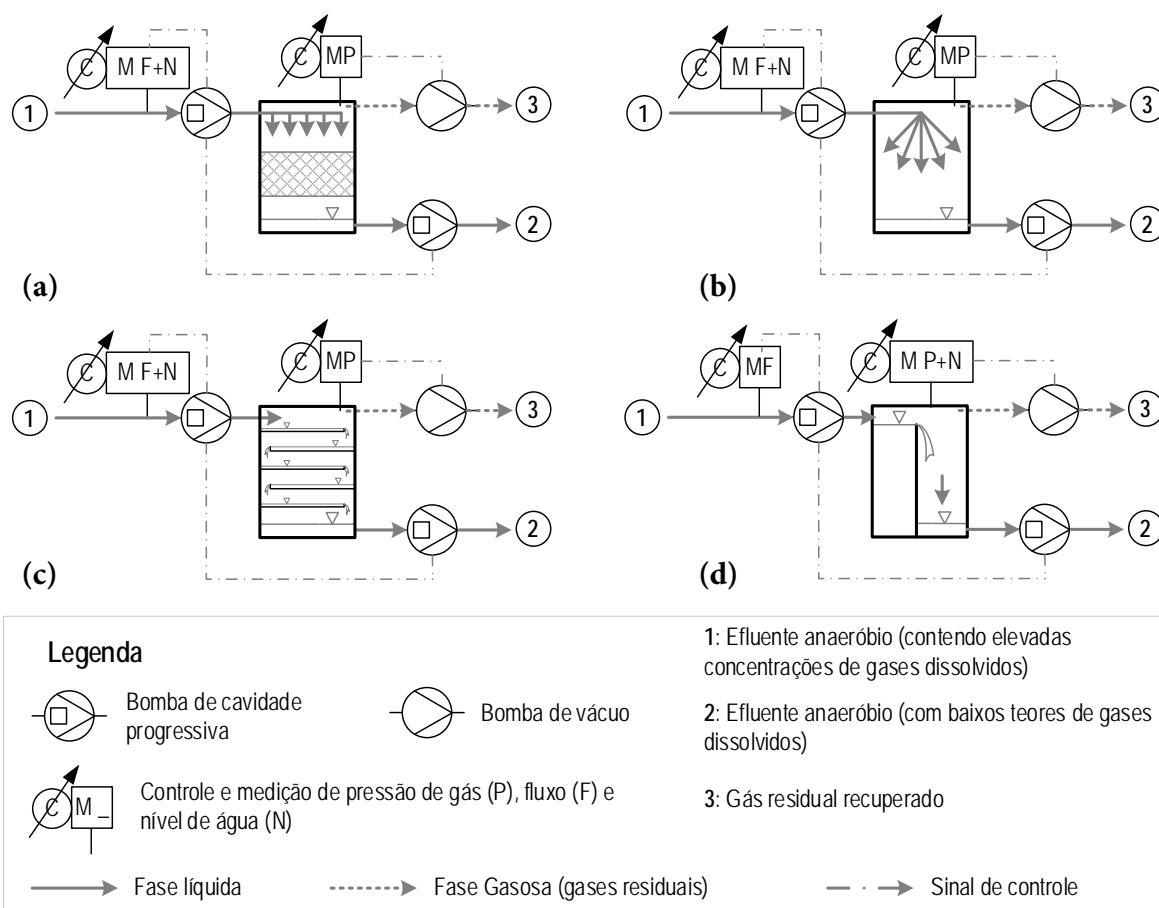


Figura 1 – Tipos de câmaras de dessorção com bomba a vácuo: (a) torres com enchimento; (b) torres de spray; (c) torres de pratos; (d) reatores de lâmina líquida fina.

2.2. Transferência de gases em sistemas de desgaseificação a vácuo

Conforme descrito na NT 1 desta coletânea (BRANDT *et al.*, 2021), a lei de Henry define que a solubilidade de um gás em um líquido a uma temperatura constante é diretamente proporcional à pressão do gás na fase gasosa. Além disso, a lei de Dalton estabelece que a pressão total de uma mistura de gases, na qual os componentes não reagem quimicamente entre si, é igual à soma das pressões parciais dos componentes individuais da mistura de gases (diretamente proporcional à concentração de cada componente na mistura gasosa). Consequentemente, a concentração de gases dissolvidos teoricamente alcançável em um sistema de desgaseificação a vácuo, para diferentes frações de gás dissolvido no efluente do reator anaeróbio, será definida pela concentração de saturação que, por sua vez, é definida pela pressão total do gás e pela concentração de cada componente na fase gasosa (pressão parcial) da câmara a vácuo. Essa eficiência de remoção teoricamente alcançável corresponde a um sistema em estado estacionário, no qual o tempo de contato disponível e a taxa de transferência de massa alcançável na interface gás-líquido são suficientes para atingir um equilíbrio entre as fases líquida e gasosa. O equilíbrio para um estado estacionário pode ser estimado com base em um balanço de massa, considerando a quantidade de gás na entrada e na saída da fase líquida do reator a

vácuo. Essa relação é apresentada na **Figura 2** para uma faixa típica de concentração de CH_4 -D no campo de aplicação do tratamento anaeróbio de esgoto. Na **Figura 2a** é ilustrada a concentração alcançável de CH_4 na fase gasosa de uma câmara a vácuo em função da concentração de entrada e saída de CH_4 -D. Já na **Figura 2b** é apresentada a pressão total de operação da câmara que será necessária para atingir uma determinada concentração de CH_4 -D efluente (nesse documento 3, 5 ou 7 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) em função da concentração afluente ao sistema de desgaseificação. Por exemplo (ver setas pontilhadas nas **Figuras 2a** e **2b**), considerando uma concentração de CH_4 -D afluente de 17 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e uma concentração de CH_4 -D efluente definida de 5 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, a concentração de CH_4 na fase gasosa da câmara a vácuo em um estado estacionário será de aproximadamente 47 %v/v. Portanto, uma pressão total de gás de 0,4 bar absoluto seria necessária para atingir uma concentração teórica de saturação de CH_4 -D na fase líquida de 5 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

Para tanto, as seguintes suposições foram feitas:

- O balanço de massa considera as principais frações de gases presente no gás residual recuperado, sendo elas a de CH_4 e CO_2 . Esses dados são validados com dados de operação empírica de testes piloto (ver item 3 deste documento).
- A taxa de transferência de massa e o tempo de contato são suficientes para atingir um equilíbrio entre as fases líquida e gasosa.

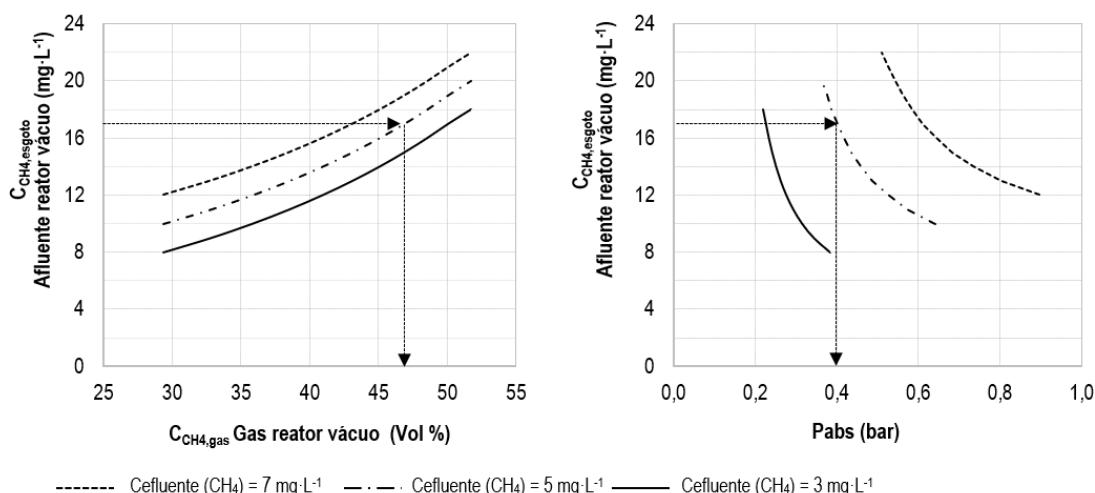


Figura 2 - Concentração de CH_4 na fase gasosa da câmara a vácuo em função da concentração de CH_4 dissolvido no afluente e efluente (a); pressão total de gás necessária na câmara a vácuo em função da concentração de CH_4 dissolvido no afluente e efluente considerando a concentração CH_4 na fase gasosa (b).

- A concentração de CO_2 dissolvido no afluente da câmara a vácuo corresponde a uma concentração de saturação a 20 °C, uma pressão total de 1 bar e uma concentração de CO_2 de 10 %v/v (valor típico em reatores UASB).
- A eficiência de desgaseificação de CO_2 dissolvido é estimada em 25%, considerando dados empíricos obtidos a partir da operação do piloto (ver item 3 deste documento).

O contexto descrito anteriormente se aplica a todos os sistemas de desgaseificação a vácuo. No entanto, a taxa de transferência de gás alcançável é específica do sistema. O tempo de contato necessário e, consequentemente, o volume do reator requerido e a taxa de aplicação hidráulica serão diferentes para cada configuração de sistema.

Em um sistema fechado, no qual não há entrada ou saída de líquido com gás dissolvido, a mudança na concentração do gás dissolvido no líquido ao longo do tempo pode ser igual ao fluxo de massa relacionado ao volume através da interface gás-líquido. Isso resulta na **Equação 1**, que define o balanço de massa para um processo de dessorção (TCHOBANOGLOUS *et al.*, 2004):

$$\frac{C_t - C_s}{C_0 - C_s} = e^{-k_L a \cdot t} \quad (1)$$

Na qual: $k_L a$ - coeficiente de transferência de massa específico do volume (h^{-1}); t - tempo (h); C_s - concentração de saturação do gás na fase líquida ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$); C_t - concentração do gás no tempo ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$); C_0 - concentração inicial do gás ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$).

Supondo que o coeficiente de transferência de um gás específico de volume seja conhecido, o tempo de retenção hidráulica, a fim de atingir um estado de equilíbrio e/ou uma concentração de gás dissolvido no efluente, pode ser estimado aplicando a **Equação 1**. Essa relação é exemplificada na **Figura 3** para valores de $k_L a$ entre 25 e 100 $\text{L} \cdot \text{h}^{-1}$, concentrações de CH_4 -D afluente de 17 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ e de CH_4 -D efluente alvo de 5 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Pode-se observar que o coeficiente de transferência de gás específico do volume tem uma influência significativa nos resultados. Nesse caso, o tempo de contato necessário varia aproximadamente entre 3 e 13 min. Consequentemente, o volume necessário da câmara a vácuo irá variar por um fator de aproximadamente quatro.

Destaca-se que, atualmente, são limitadas as informações disponíveis sobre os coeficientes de transferência de gás específicos de volume para biogás de esgoto doméstico para diferentes reatores de desgaseificação a vácuo. Valores de $k_L a$ medidos por Nelting *et al.* (2018) para CH_4 em diferentes reatores de desgaseificação em escala de laboratório e piloto estão resumidos na **Tabela 1**.

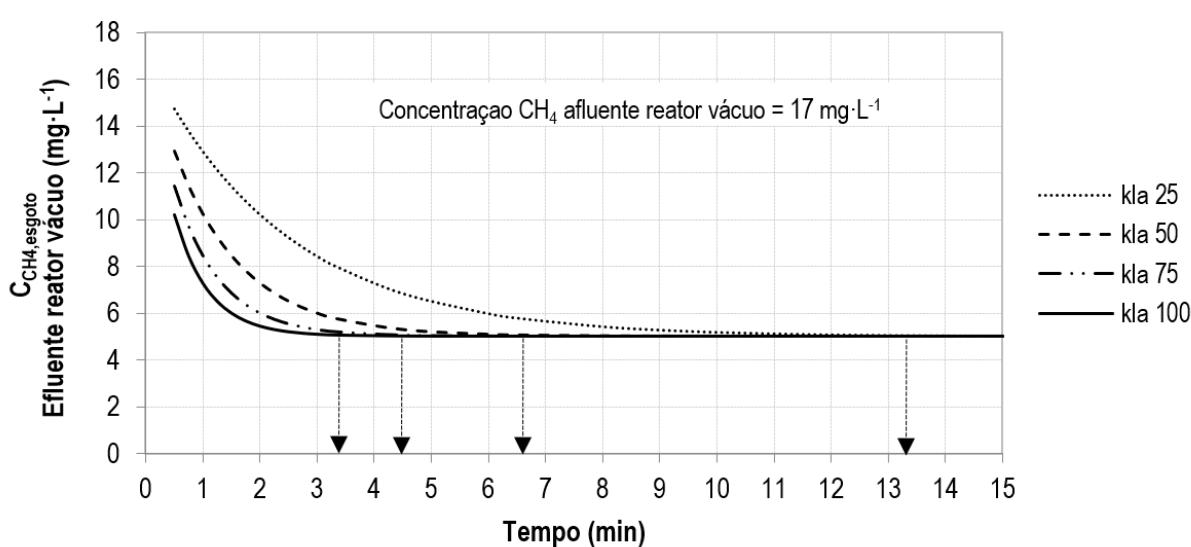


Figura 3 – Concentração de CH_4 dissolvido efluente à câmara a vácuo atingível em função do tempo de contato e do coeficiente de transferência de gás específico de volume $k_L a$.

Deve-se observar que a faixa dada de valores k_L a para cada sistema varia dependendo da configuração do sistema, como taxa de aplicação hidráulica ($m^3 \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$), energia de mistura específica de volume ($W \cdot m^{-3}$), temperatura ($^{\circ}C$) e relação disponível de superfície de interface de fase e volume de esgoto ($m^2 \cdot m^{-3}$). Com base nestes valores, pode-se afirmar que o tipo de reator a vácuo (turbulências disponíveis e relações A/V), bem como o

tipo de líquido (água potável ou esgoto doméstico) influenciam de forma significativa na possível taxa de transferência de gás.

3. EXEMPLO DE DIMENSIONAMENTO

Os exemplos seguintes ilustram os cálculos para o dimensionamento de uma CDV baseada na tecnologia DiMeR, a qual está detalhada no item 4 desta NT.

Exemplo: Dimensionar uma CDV com fina camada em combinação com fluxos internos de *stripping*.

Dados de entrada:

- População de projeto (P): 250.000 habitantes
- Contribuição *per capita* de esgoto (QPC): 165 L·hab⁻¹·d⁻¹
- Taxa de contribuição por infiltração (T_{inf}) = 0,1 L·s⁻¹·km⁻¹
- Extensão de rede por habitante (Lrede·hab⁻¹): 1,5 m·hab⁻¹
- Concentração de CH₄ dissolvido no afluente da CDV ($C_{L-CH4,af}$): 20 mg·L⁻¹ (20 g·m⁻³) (valor típico)
- Concentração de CH₄ dissolvido no efluente da CDV ($C_{L-CH4,ef}$): 5 mg·L⁻¹ (5 g·m⁻³)
- Coeficiente de massa específica de transferência k_{La} : 100 h⁻¹ (ver Tabela 1)
- Concentração estimada de metano no gás residual: 52%v/v (ver Figura 2)
- Condições de pressão do reator (P_{reator}): 0,36 bar absoluta (ver Figura 3)
- Diferença de cota conforme Figura 5 (ΔH), considerando: $\Delta P = P_{atm} - P_{reator}$ = altura lâmina de água necessária
- Perda de carga na tubulação de esgoto (H_{perda}): 0,5 m
- Condições de pressão e temperatura: 1 atm e 25 °C

Consideração:

Para o dimensionamento em questão, considerou-se a distribuição da vazão de esgoto em 10 reatores UASB.

Solução:

a) Cálculo da vazão média de esgoto bruto (Q_{med}):

$$Q_{med} = P \times QPC \times \frac{1d}{86.400s} + P \times Lrede \cdot hab^{-1} \times T_{inf}$$

$$Q_{med} = 250.000 \text{ hab} \times 165 \text{ L} \cdot \text{hab}^{-1} \cdot \text{d}^{-1} \times \frac{1d}{86.400s} + 250.000 \text{ hab} \times 1,5 \text{ m} \cdot \text{hab}^{-1} \times \frac{1km}{1000m} \times 0,1 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-1}$$

$$Q_{med} = 515 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1}$$

b) Vazão média por reator UASB (Q_L):

$$Q_L = \frac{Q_{med}}{N_{reator-UASB}} = \frac{515 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1}}{10} = 51,5 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1} (0,0515 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1})$$

c) Determinação do tempo de detenção hidráulica (TDH):

Cálculo interativo para obter valor de t, se $C_t = C_s = 5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (Equação 1):

$$\frac{C_t - C_s}{C_0 - C_s} = e^{-k_{La} \times t} \rightarrow C_t = C_s + (e^{-k_{La} \times t}) \times (C_0 - C_s) = 5 + (e^{-100 \text{ h} \times 0,08 \text{ h}}) \times (20 - 5) = 5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$$

$$t = 0,08 \text{ h} = 4,5 \text{ min}$$

d) Determinação do volume e superfície total (V):

$$V = Q_L \times TDH = 1.854 \text{ m}^3 \cdot h^{-1} \times 0,08 \text{ h} = 148,3 \text{ m}^3$$

$$\Delta H = (P_{atm} - P_{reator}) \times 10m/bar + H_{perda} = (1 \text{ bar} - 0,36 \text{ bar}) \times 10m/bar + 0,5 \text{ m} = 6,9 \text{ m}$$

$$A = \frac{V}{\Delta H} = \frac{148,3 \text{ m}^3}{6,9 \text{ m}} = 21,5 \text{ m}^2$$

e) Cálculo do CH₄ recuperado:

$$\text{Concentração de CH}_4 \text{ recuperada} = 15 \text{ mg} \cdot \text{CH}_4 \cdot \text{L}^{-1}$$

$$\text{Carga CH}_4 \text{ recuperada} = 15 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \times 1000 \text{ L} \cdot \text{m}^{-3} \times 1.854 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \times 24 \text{ h} \cdot \text{d}^{-1} \times \text{kg} \cdot 1.000.000 \text{ mg}^{-1}$$

$$\text{Carga CH}_4 \text{ recuperada} = 667,4 \text{ kg} \cdot \text{CH}_4 \cdot \text{d}^{-1}$$

Considerando a densidade do $\text{CH}_4 = 1,39 \text{ Nm}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$

$$\text{Volume CH}_4 \text{ recuperado} = 667,4 \text{ kg}_{\text{CH}_4} \cdot \text{d}^{-1} \times 1,39 \text{ Nm}^3_{\text{CH}_4} \cdot \text{kg}_{\text{CH}_4}^{-1} = 927 \text{ Nm}^3_{\text{CH}_4} \cdot \text{d}^{-1}$$

$$\text{Volume de gás total recuperado} = \frac{927 \text{ Nm}^3_{\text{CH}_4} \cdot \text{d}^{-1}}{0,52} = 1.783 \text{ Nm}^3_{\text{gás}} \cdot \text{d}^{-1} \approx 74 \text{ Nm}^3_{\text{gás}} \cdot \text{h}^{-1}$$

$$\text{Energia primária potencialmente incrementada na ETE} = 927 \text{ Nm}^3_{\text{CH}_4} \cdot \text{d}^{-1} \times 9,98 \text{ kWh} \cdot \text{Nm}^{-3}_{\text{CH}_4} = 9.251 \text{ kWh} \cdot \text{d}^{-1}$$

Observações finais:

- Na desgaseificação a vácuo, caso não haja mistura de corrente de gás com oxigênio, é possível enquadrar, condicionar e recuperar energia comum junto ao sistema de aproveitamento energético do biogás existente na ETE.
- A quantidade de reatores, os detalhes de construção e a geometria das câmaras a vácuo devem ser definidos no projeto específico de acordo com as características locais (p. ex.: perfil hidráulico da ETE, disponibilidade de fornecedores, materiais, entre outros).

Tabela 1 – Resumo do coeficiente de transferência de gás específico de volume disponível $k_L a$ (Nelting *et al.* 2018).

Tipo de reator a vácuo	Escala	Tipo de líquido	Valor de $k_L a$ (h^{-1})
CSTR (reator de agitação contínua)	Laboratório	Água potável	0,05 a 0,8
Reator com lâmina de líquida fina	Laboratório	Água potável	2 a 8
	Piloto	Efluente industrial	8 a 55
	Piloto	Esgoto doméstico	10 a 100 ^(*)

Nota: ^(*) Valor máximo de $k_L a$ alcançado com a configuração de sistema aprimorada integrando fluxos internos de extração de gás residual recuperado

4. ESTUDO DE CASO

4.1. Câmaras a vácuo baseadas na tecnologia DiMeR

Dentro do grupo de sistemas a vácuo para recuperação de gases dissolvidos em efluentes de reatores anaeróbios (ver **Figura 1**), a tecnologia DiMeR é uma alternativa inovadora que, em testes pilotos no Brasil e na Alemanha, tem mostrado alta eficiência, em termos de recuperação de gases, bem como robustez contra qualquer tipo de bloqueio/entupimento devido aos sólidos presentes nos efluentes dos reatores anaeróbios.

A tecnologia foi desenvolvida pela DiMeR GmbH em cooperação com a Universidade Leibniz de Hanover em um projeto de pesquisa para pequenas e médias empresas financiadas pelo Ministério Alemão de Educação e Pesquisa (BMBF). Aplicações em escala piloto com uma capacidade de tratamento de até $90 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ foram realizadas com sucesso nos campos de tratamento anaeróbio de efluentes domésticos e industriais, bem como em digesteres de lodo doméstico.

Nessa tecnologia, conforme indicado na **Figura 4**, o efluente dos reatores anaeróbios a ser tratado escoa para o reator DiMeR – câmara de dessorção à vácuo (CDV) através de uma fina camada com grande superfície de

contato, e produz turbulência, possibilitando um processo rápido de desgaseificação. Simultaneamente, vácuo é aplicado no reator, que reduz artificialmente a solubilidade dos gases dissolvidos e intensifica ainda mais o processo de desgaseificação.

O vácuo gerado por uma bomba faz com que o esgoto a ser tratado seja automaticamente conduzido para o reator a partir da unidade de tratamento a montante (efeito sifão). O efluente do reator de desgaseificação flui em um gradiente livre para a etapa de tratamento a jusante. A capacidade de vácuo necessária é definida pela diferença de altura entre o nível d'água no reator UASB e o nível d'água superior dentro da CDV. Assim, essa diferença de nível de altura equivale a diferença de pressão atmosférica em relação à pressão dentro do reator DiMeR, somada a perda de carga do esgoto ($\Delta H = \Delta P = P_{\text{atm}} - P_{\text{reator}} + H_{\text{perda}}$). Assim, somente uma bomba a vácuo é requerida para a operação do reator, o que resulta em baixo consumo de energia elétrica no processo. Essa é, portanto, uma particularidade da tecnologia DiMeR em relação aos outros métodos de CDV, dispensando as duas bombas de cavidade progressiva ilustradas na **Figura 1d**. Além disso, todos os componentes do sistema com diâmetro maior que 150 mm garantem robustez contra qualquer tipo de bloqueio/entupimento motivado por sólidos.

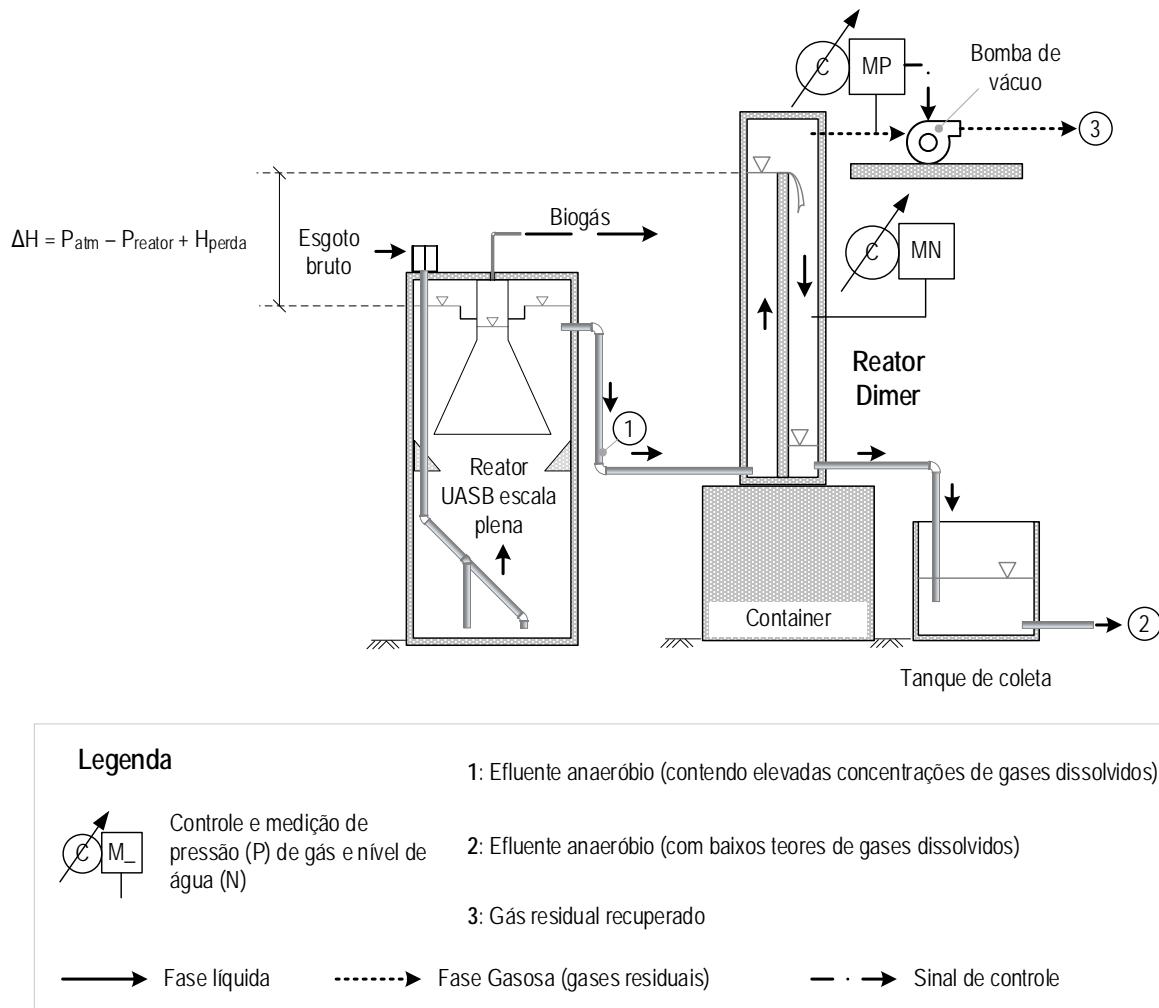


Figura 4 – Fluxograma da câmara de dessorção a vácuo (CDV) - sistema piloto com reator DiMeR.

4.2. Instalação do sistema piloto da tecnologia DiMeR

Na **Figura 5** é apresentado o sistema piloto de recuperação de CH_4 -D com CDV implementado em uma ETE localizada no município de Curitiba – Paraná. A ETE é composta por seis reatores UASB, e o sistema piloto (tecnologia DiMeR) foi construído em cima de um container de 20 pés, posicionado ao lado dos reatores e operado por 4 meses. A sucção do esgoto ocorreu diretamente através de tubulação de policloreto de vinila (PVC), e a tomada do efluente em apenas um dos reatores UASB ocorreu em 1,0 m de profundidade no compartimento de decantação.

O controle das vazões de entrada e saída do reator DiMeR ocorreu a partir da configuração do vácuo no reator e da variação da abertura das válvulas de controle na entrada e saída do esgoto no reator. A fonte de alimentação, conversão de medição, registro de dados, controle (PLC e comutação do relé ON/OFF) e o circuito de parada de emergência foi realizado por meio de um gabinete de controle instalado livremente. O sistema foi controlado de forma semi-automática por meio de um painel de toque na frente do painel de controle. Como referência para escala plena, estima-se que tecnologia DiMeR apresente um custo de investimento entre US\$ 4 e 8 por habitante.

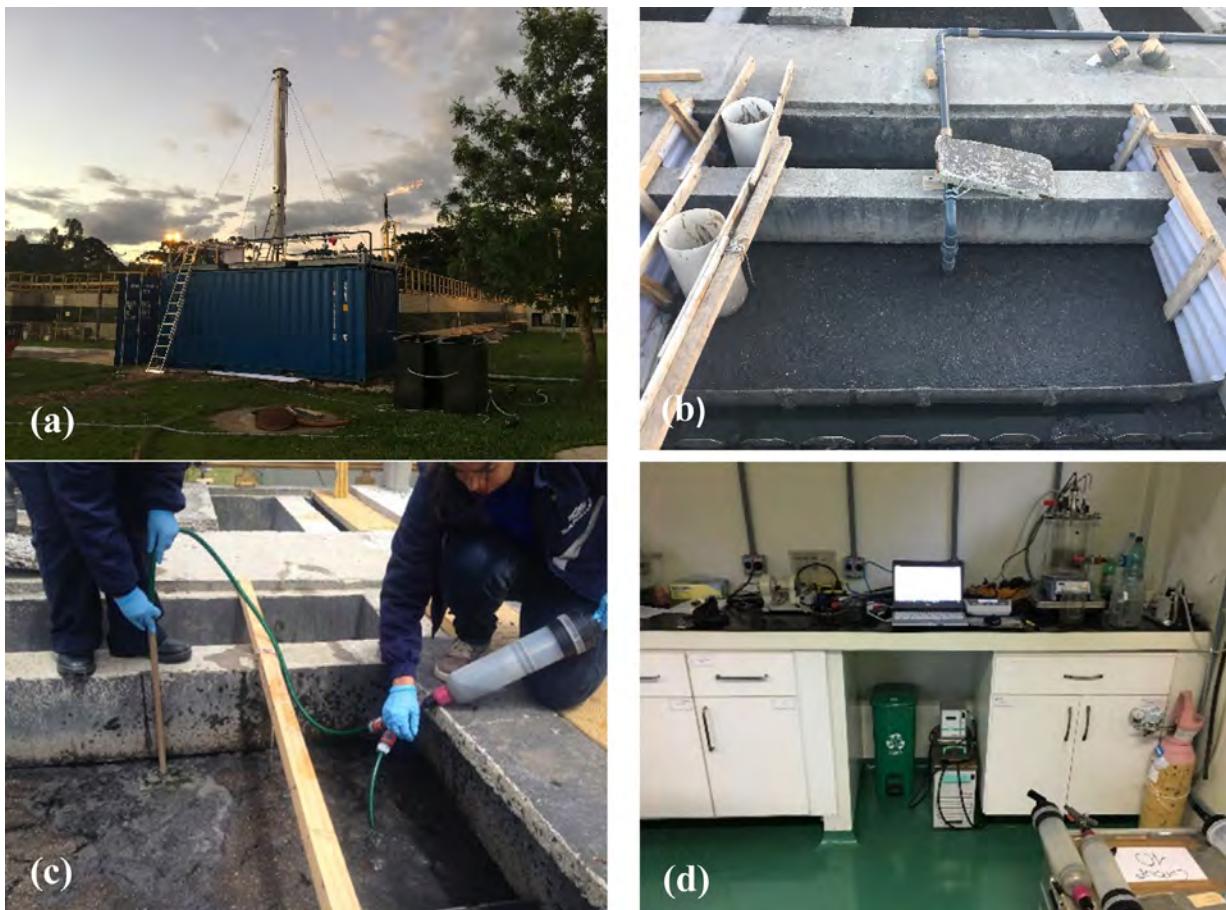


Figura 5 – Visão geral do sistema piloto a vácuo de recuperação de CH_4 dissolvido: (a) piloto instalado sobre o container ao lado dos reatores UASB da ETE em Curitiba/PR; (b) coleta do efluente do reator UASB com tubos submersos para envio ao sistema piloto; (c) amostragem de efluente do reator UASB para análises laboratoriais; (d) equipamentos para medição de gases dissolvidos em amostras de efluente anaeróbio.

4.3. Resultados do processo de recuperação do CH_4 -D

Na **Figura 6** é apresentada a eficiência alcançada para a recuperação do CH_4 -D em várias condições de operação do sistema piloto, a qual variou de 40% a 80%. Variando a taxa de aplicação hidráulica e a pressão absoluta no espaço de gás da CDV, diferentes concentrações de saída foram alcançadas com a mesma concentração de CH_4 -D na entrada do sistema. A eficiência alcançada em função da taxa de aplicação hidráulica e da pressão absoluta pode ser replicada da escala piloto para a escala plena por meio de uma análise de variação dos parâmetros de projeto.

A pressão parcial do CH_4 , que fica ajustada em estado estacionário no espaço de gás da CDV, especifica uma concentração de saturação na fase aquosa, que corresponde à concentração mínima possível de gás no efluente ou à eficiência máxima nessa condição operacional. A pressão parcial é calculada/dimensionada pela pressão absoluta no sistema (ponto de operação da bomba de vácuo) e pela composição do gás. Analisando a **Figura 7** é possível observar que, com o aumento da liberação/dessorção do CH_4 -D, ocorreu um aumento da concentração de CH_4 na fração gasosa da CDV durante a operação da planta piloto. Além disso, a fração de CO_2

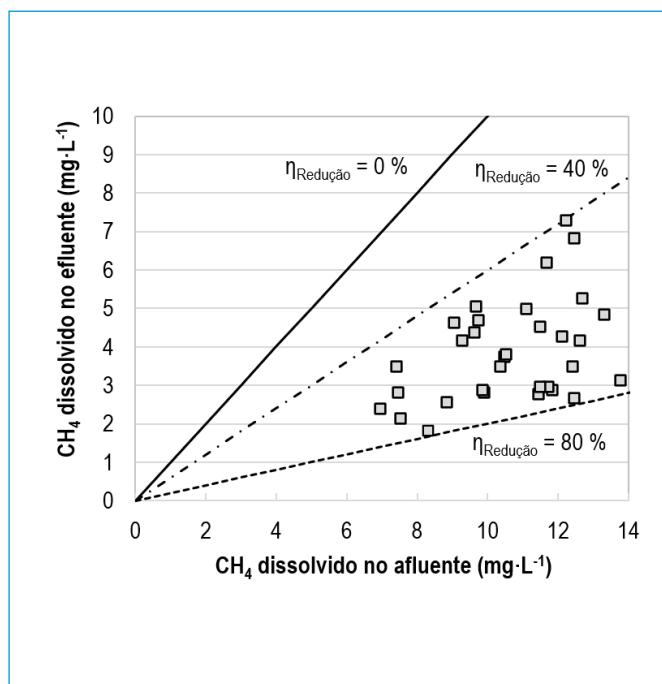


Figura 6 – Eficiências alcançadas no sistema piloto a vácuo de recuperação de CH₄-D.

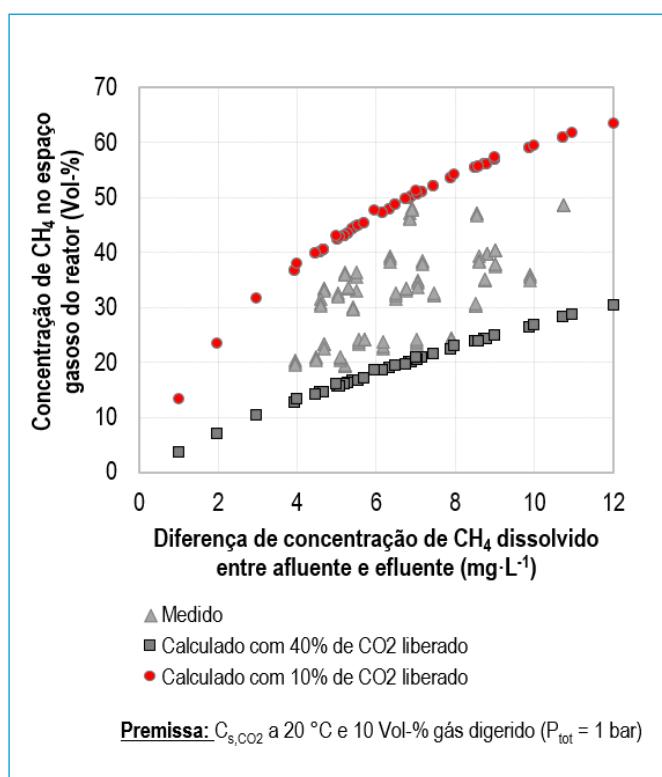


Figura 7 – Concentrações de CH₄ na fase gasosa da câmara de dessorção a vácuo em função da quantidade de CH₄ liberado e da diferença de concentração de CH₄ dissolvido entre o afluente e o efluente ao sistema piloto DiMer.

liberada também tem uma decisiva influência na pressão parcial do CH₄.

4.4. Prevenção e redução de emissões odorantes por H₂S

Parte do H₂S produzido em reatores anaeróbios permanece dissolvido no efluente do reator juntamente com o CH₄ e, então, é emitido para atmosfera de maneira descontrolada, causando considerável incômodo devido ao odor gerado e aos problemas de corrosão.

A captação controlada de H₂S por meio de desgasificação a vácuo e a subsequente dessulfurização (no caso de recuperação de energia) ou neutralização, juntamente com os gases coletados nos reatores UASB ou em outras etapas do tratamento de esgoto, representam uma alternativa interessante ou complemento para o controle de odores.

No momento da implementação do sistema piloto DiMeR, peróxido de hidrogênio (H₂O₂) vinha sendo aplicado nas canaletas de efluente dos reatores UASB da ETE para a oxidação do H₂S dissolvido (H₂S-D), o que possibilitou comparar os efeitos da adoção de cada um dos métodos. Na **Figura 8** é apresentada a comparação da redução do H₂S alcançada usando o processo DiMeR (CDV) e a dosagem convencional de H₂O₂ (~1,8 kg H₂O₂/kg S₂) nas canaletas de efluente dos reatores UASB. O sistema piloto alcançou uma redução média de H₂S-D de 24%, independentemente da concentração de entrada na CDV, bem como da taxa de aplicação hidráulica ou da carga hidráulica da borda do tubo interno. No entanto, a redução alcançada foi 2 a 3 vezes menor que a do CH₄-D. Segundo Pauss *et al.* (1990), o coeficiente de transferência de gás (k_La) do H₂S é cerca de 2 ordens de grandeza menor que o k_La do CH₄. Isso significa que há um limite de velocidade de desgasificação para o H₂S comparado ao CH₄.

Além disso, os sulfetos estão presentes no esgoto como sulfeto de hidrogênio não dissociado (H₂S) e enxofre dissociado na forma de HS⁻ e S₂⁻, e o valor do pH e a temperatura determinam a distribuição das frações individuais de cada espécie de sulfeto, sendo que

a fração não dissociada é volátil. O equilíbrio de dissociação presente na entrada do reator DiMeR especifica a máxima eficiência possível do processo. Na aplicação em escala piloto, o efluente anaeróbio apresentava pH de 7,4 na entrada do reator DiMeR e 7,5 na saída, após a desgaseificação do CO₂, refletindo valor de pH observado em efluentes de reatores UASB. Assim, nessa faixa de pH, aproximadamente 50% das espécies de sulfeto eram voláteis, apresentando eficiência máxima alcançável de 50%.

Deve-se enfatizar que nenhuma medida de otimização em relação à desgaseificação de H₂S pôde ser testada no decorrer das experiências. Um aumento adicional nas taxas de eliminação de gases que podem ser obtidas (processos de transferência de gases) deve ser alcançado como parte da implementação em larga escala.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A presente NT apresentou uma visão geral sobre os sistemas a vácuo para recuperação de gases dissolvidos, bem como o potencial de recuperação de CH₄ e H₂S com a aplicação

desse sistema. O uso de sistemas a vácuo ainda é incipiente em ETEs brasileiras no que diz respeito à recuperação de CH₄-D e H₂S-D em efluentes de reatores anaeróbios.

Primeiramente, os processos fundamentais das câmaras de dessorção à vácuo (CDV) foram apresentados com o enfoque nas condições de contorno da transferência de gases em sistemas de desgaseificação a vácuo. Reportou-se que a eficiência alcançável desses sistemas depende do coeficiente de transferência de gás específico do sistema, que é influenciado pela turbulência produzida, bem como pela interface gás-líquido, o tempo de retenção hidráulica e a pressão total de gás nos reatores de desgaseificação.

Também foram apresentados os cálculos para o dimensionamento de uma CDV baseada na tecnologia DiMeR, estimando o volume e a superfície total necessários, além da quantidade de biogás recuperada e o potencial energético equivalente.

Por fim, foram relatados os resultados obtidos em um ensaio em escala piloto, usando uma CDV baseada na tecnologia DiMeR com uma capacidade de tratamento de até 90 m³·d⁻¹. As avaliações em escala piloto da tecnologia DiMeR demonstraram eficiências de recuperação de CH₄-D variando de 40% a 80% e, de H₂S-D, de 24%. Variando a taxa de aplicação hidráulica e a pressão absoluta no espaço de gás da CDV, diferentes concentrações de saída foram alcançadas com a mesma concentração de CH₄-D na entrada do sistema. Consequentemente, uma concentração de efluente selecionada de CH₄-D pode ser alcançada ao implementar o algoritmo de automação desenvolvido e ao definir os parâmetros de dimensionamento. Além disso, pode-se concluir que a implementação da tecnologia para a redução das emissões de CH₄ e/ou a recuperação de CH₄-D terá um efeito direto na redução das emissões de odor (H₂S-D). Em vista dos argumentos apresentados, a concentração de CH₄ do gás de exaustão do reator DiMeR é de 20 % a 40 %. Já que não ocorre mistura do fluxo de gás com oxigênio, conclui-se que é possível um armazenamento, condicionamento e recuperação de energia de modo comum. Ademais, é possível implementar uma entrada direta para o sistema de transporte, armazenamento e tratamento de gás existente para o biogás capturado no separador trifásico de reatores anaeróbios.

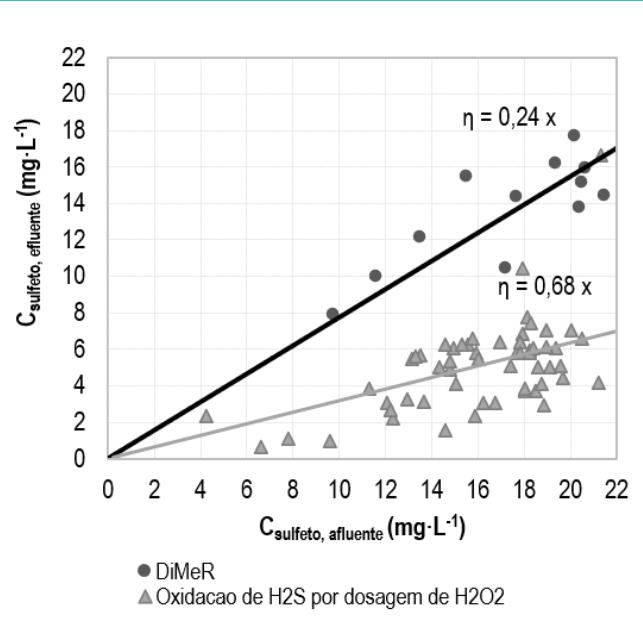


Figura 8 – Concentrações de H₂S na fase gasosa da câmara de dessorção a vácuo em função da quantidade de H₂S dissolvido liberado e da diferença de concentração de H₂S dissolvido entre o afluente e o efluente do sistema piloto DiMeR.

No caso específico da tecnologia DiMeR, resultados da operação em escala piloto demonstraram que o sistema consome aproximadamente de 20 a 40% do potencial de energia elétrica do biogás recuperado, para operar o único dispositivo consumidor de energia elétrica que possui, uma bomba de vácuo. Portanto, a tecnologia DiMeR, em especial, é energeticamente autossustentável e possibilita um ganho de energia efetivo no balanço total da ETE. No entanto, cabe destacar que o potencial de recuperação específico do local e do sistema deve ser determinado conforme cada ETE, considerando características de solubilidade específica de esgoto, variação de entrada e diferenças construtivas dos reatores anaeróbios (p. ex.: coberto/descoberto).

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a Companhia de Saneamento do Paraná – Sanepar e ao Ministério Alemão de Educação e Pesquisa – *Bundesministerium für Bildung und Forschung*

(BMBF) pelo apoio financeiro no desenvolvimento do projeto de pesquisa. Ao Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estações de Tratamento de Esgoto Sustentáveis – INCT ETEs Sustentáveis, a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais – FAPEMIG e ao Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estações Sustentáveis de Tratamento de Esgoto – INCT ETEs Sustentáveis pelo apoio recebido, e aos colegas da DiMeR GmbH com número de concessão 02WQ1374A e da Universidade Leibniz de Hanover (*Leibniz Universität Hannover – LUH*) com número de concessão 02WQ1374B, pela cooperação e parceria no desenvolvimento do projeto.

Este trabalho faz parte da série de publicações do INCT ETEs Sustentáveis.

REFERÊNCIAS

BRANDT, E. M. F.; SOUZA, C. L.; CENTENO-MORA, E.; BIANCHETTI, F. J.; SANTOS, J. M. B.; CHERNICHARO, C. A. L. Valoração e gerenciamento de subprodutos gasosos do tratamento do esgoto. Parte B: Avanços nas técnicas de controle de emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios - Nota Técnica 1 - Tópicos de interesse. *Cadernos Técnicos Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 1, n. 2, p. 5-22, 2021.

COSTA, F. J. O. G.; WAGNER, L. G.; LISBOA, A. M.; FARIA, A. L.; ROSS, B. Z. L.; NELTING, K.; TRAUTMANN, N.; CAICEDO, C.; POSSETTI, G. R. C. Avaliação do desempenho de um sistema à vácuo de recuperação de biogás dissolvido em efluente de um reator anaeróbio alimentado com esgoto doméstico. In: Seminário Nacional - ETEs sustentáveis, 1, Curitiba, 2018.

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. *Fifth Assessment Report (AR5)*. Genf, Suíça, 2014.

LEE, E.; ROUT, P. R.; KYUN, Y.; BAE, J. Process optimization and energy analysis of vacuum degasifier systems for the simultaneous removal of dissolved methane and hydrogen sulfide from anaerobically treated wastewater. *Water Research*, v. 182, 115965, p. 1-11, 2020.

NELTING, K.; TRAUTMANN, N.; CUFF, G.; WEICHGREBE, D.; ROSENWINKEL, K.-H. DiMeR: Vorrichtung zur Rückgewinnung von gelöstem Methan in anaerob behandelten Abwässern. KMU-Innovativ Verbundprojekt Hannover: DiMeR GmbH. Hannover: Leibniz Universität Hannover. Bundesministerium für Bildung und Forschung (Ministério Alemão de Educação e Pesquisa - BMBF). 90 pp., 2018.

PAUSS, A.; ANDRE, G.; PERRIER, M.; GUIOT, S. R. Liquid-to-Gas Mass Transfer in Anaerobic Processes: Inevitable Transfer Limitations of Methane and Hydrogen in the Biomethanation Process.

Applied and Environmental Microbiology, v. 56, n. 6, p. 1636-1644, 1990.

POSSETTI, G. R. C.; RIETOW, J. C.; CABRAL, C. B. G.; MOREIRA, H. C.; PLATZER, C.; BRESSANI-RIBEIRO, T.; CHERNICHARO, C.A.L. Energy recovery from biogas in UASB reactors treating sewage. Chapter 8. In CHERNICHARO, C.A.L.; BRESSANI-RIBEIRO, T. (Eds.) *Anaerobic Reactors for Sewage Treatment: Design, Construction and Operation*, IWA Publishing, p. 194-236, 2019.

SOUZA, C. L.; CHERNICHARO, C. A. L.; AQUINO, S. F. Quantification of dissolved methane in UASB reactors treating domestic wastewater under different operation conditions. *Water Science and Technology*, v. 64, n.11, p. 2259-2264, 2011.

TCHOBANOGLOUS, G., BURTON, F. L., STENSEL, H. D. *Wastewater engineering: treatment and reuse* (4. Version). McGraw-Hill, 2004.



Parte B: Avanços nas técnicas de controle de emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios

Nota Técnica 4 - Recuperação de metano dissolvido em efluentes de reatores anaeróbios por meio de contactores de membrana desgaseificadora

Part B: Advances in gas emission control techniques for anaerobic-based STPs
Technical Note 4 - Recovery of dissolved methane in effluents from
anaerobic reactors by means of membrane contactors

**Erick Javier Centeno Mora¹, Paula Rafaela Silva Fonseca², Emanuel Manfred Freire Brandt³,
Carlos Augusto de Lemos Chernicharo^{4*}**

RESUMO

No tratamento anaeróbico de esgoto, estima-se que entre 30 e 40% do total de metano (CH_4) produzido se encontra dissolvido na fase líquida, sendo parcialmente liberado para a atmosfera caso medidas de controle não sejam utilizadas. Diferentes tecnologias têm sido exploradas na literatura para a remoção do metano dissolvido ($\text{CH}_4\text{-D}$), como detalhado nesta coletânea de notas técnicas (NTs). Esta NT tem como objetivo apresentar os elementos mais atuais relacionados ao uso de contactores de membrana desgaseificadora (CMDs) na recuperação do $\text{CH}_4\text{-D}$ dos efluentes anaeróbios. São discorridos: (i) a aplicabilidade técnica deste processo em relação às características das estações de tratamento de esgoto (ETE) - vantagens, desvantagens, eficiência, custos de implantação, requerimentos logísticos; (ii) os fundamentos do funcionamento dos CMDs; (iii) os critérios de dimensionamento mais importantes; (iv) os principais problemas operacionais; e (v) um estudo de caso. Com esta NT, pretende-se incentivar uma discussão em relação ao potencial uso dos CMDs na recuperação do $\text{CH}_4\text{-D}$ de efluentes de reatores anaeróbios.

Palavras-chave: emissão fugitiva; efeito estufa; esgoto; dessorção; reator UASB.

ABSTRACT

In the anaerobic sewage treatment, it is estimated that 30 to 40% of the total methane (CH_4) produced is dissolved in the liquid phase, being partially released to the atmosphere if control measures are not used. Different technologies have been explored in the literature for the removal of dissolved methane (D-CH_4), as detailed in this collection of technical notes. This technical note aims to present the most actual elements related to the use of membrane contactors (MCs) in the desorption and recovery of D-CH_4 from anaerobic effluents. It is discussed: (i) The technical applicability of this process in relation to the characteristics of sewage treatment plants (STP) - advantages, disadvantages, efficiency, implementation costs, logistical requirements; (ii) the fundamentals of MC operation; (iii) the main design criteria; (iv) common operating problems; and (v) a case study. This technical note intends to spark the discussion about the potential of using MCs in the recovery of D-CH_4 from anaerobic effluents.

Keywords: diffuse emissions; greenhouse gas; sewage; desorption; UASB reactor.

¹Engenheiro Civil pela Universidad de Costa Rica (UCR). Mestre em Tratamento e Gestão do Solo, Águas e Resíduos pela Universidade Parisiense AgroParisTech. Aluno de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Membro do INCT ETEs Sustentáveis.

²Engenheira Ambiental e Sanitarista pela Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF). Mestre e aluna de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da UFMG. Membro do INCT ETEs Sustentáveis.

³Químico Industrial pela Universidade Federal de Ouro Preto (UFOP). Mestre e Doutor em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela UFMG. Docente Permanente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da UFJF. Diretor Técnico da Brandt Meio Ambiente Ltda. Membro do INCT ETEs Sustentáveis.

⁴Engenheiro Civil pela UFMG. Doutor em Engenharia Ambiental pela Universidade de Newcastle upon Tyne - UK. Professor titular aposentado do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG. Coordenador do INCT ETEs Sustentáveis.

***Endereço para correspondência:** Avenida Antônio Carlos 6627 - Universidade Federal de Minas Gerais - Escola de Engenharia - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - Bloco 1. Belo Horizonte, MG. CEP: 31270-901. e-mail: calemos@desa.ufmg.br

1. INTRODUÇÃO

Dentro da perspectiva de uma estação de tratamento de esgoto (ETE) sustentável, em que se busca o aproveitamento dos subprodutos do tratamento, observa-se a necessidade de proposição e consolidação de técnicas para o gerenciamento do metano dissolvido (CH_4 -D) em efluentes de reatores anaeróbios (SANTO *et al.*, 2019; SOUZA *et al.*, 2019). Conforme discutido na nota técnica 1 (NT 1) desta coletânea (BRANDT *et al.*, 2021a), existem várias rotas para o gerenciamento do CH_4 -D. Enquanto algumas técnicas são aplicadas à remoção do CH_4 -D no efluente anaeróbio para posterior oxidação/destruição (p. ex.: câmaras de dessorção) (SOUZA *et al.*, 2021), outras técnicas são destinadas à remoção do CH_4 -D para posterior aproveitamento energético (p. ex.: contactores de membrana desgaseificadora, câmaras a vácuo) (NELTING *et al.*, 2021). Nesse último caso, a mistura do gás residual, gerado na unidade de dessorção, com o biogás gerado no reator anaeróbio produz uma corrente gasosa com teor de CH_4 suficiente para ser utilizada como combustível em uma unidade de aproveitamento energético (CENTENO-MORA *et al.*, 2020a). No entanto, essa rota se justifica somente a partir de uma análise técnica e econômica que demonstre que a produção de energia a partir do CH_4 recuperado é compatível com os investimentos necessários para a implantação e a operação de um sistema mais complexo para a dessorção e recuperação do CH_4 -D. Outros possíveis usos do CH_4 do gás residual associados à produção de biomassa algal ou à biorefinaria (geração de subprodutos de elevado valor agregado) ainda são incipientes na literatura (STRONG *et al.*, 2016). No entanto, como no caso do aproveitamento energético, os mesmos princípios da avaliação técnica-econômica devem ser observados.

Nessa vertente, estudos recentes apresentaram elevadas eficiências na remoção de CH_4 -D (acima de 98%) com o uso de contactores de membrana desgaseificadora (CMDs) e baixos requisitos de área para o processo de dessorção (FONSECA *et al.*, 2018; COOKNEY *et al.*, 2016; CRONE *et al.*, 2016; HENARES *et al.*, 2016). A possibilidade de obtenção de um gás residual menos diluído e, portanto, com maior teor de CH_4 , permite o aproveitamento desse subproduto para a geração de energia, o que aponta os CMDs como tecnologias promissoras.

Diane das lacunas na literatura brasileira e da necessidade de incentivo e consolidação dessas técnicas em ETEs que fazem ou pretendem fazer o uso energético do biogás, a presente NT busca contribuir para o conhecimento técnico do processo de recuperação de CH_4 -D por meio do uso de CMDs. A NT não pretende apresentar uma revisão de literatura do estado da arte do uso dos CMD para a recuperação de CH_4 -D em efluentes anaeróbios. Para aprofundar nessa matéria, o leitor pode consultar Centeno Mora e Chernicharo (2020). Adicionalmente, para estudar outras técnicas de dessorção, o leitor pode consultar a NT 1 desta coletânea (BRANDT *et al.*, 2021a), na qual é apresentada uma comparação mais ampla das diferentes opções de gerenciamento dos gases residuais em sistemas anaeróbios.

2. APPLICABILIDADE, LIMITAÇÕES, EFICIÊNCIAS E CUSTOS

O uso de CMDs para a dessorção e recuperação do CH_4 -D em efluentes de reatores anaeróbios pode se constituir em uma alternativa atrativa quando houver:

1. Necessidade de reduzir significativamente a pegada de carbono¹ da ETE, uma vez que os CMDs são capazes de reduzir em mais de 90% a emissão de CH_4 a partir do efluente anaeróbio.
2. Viabilidade técnica e econômica para a recuperação e mistura do CH_4 -D com o biogás do reator anaeróbio, com vistas ao aumento do potencial energético da ETE.
3. Limitação de espaço físico na ETE e demanda por sistemas compactos para o controle das emissões de CH_4 .
4. Uma estrutura de gestão, operação e manutenção na ETE que permita o adequado monitoramento e proteção dos CMDs, considerando elementos de automação e injeção de reagentes químicos para aumentar a vida útil do sistema.

Várias dessas condições são mais comuns para ETEs de grande porte, mas uma avaliação preliminar deve ser realizada para cada situação específica.

Em relação à gestão do H_2S e de outros gases dissolvidos nos efluentes de reatores anaeróbios, sua remoção pode ocorrer nos CMDs, considerando que, similarmente ao CH_4 -D, um gradiente de potencial químico existiria

¹ Emissões totais de gases de efeito estufa (GEE), expressas em equivalente de massa de dióxido de carbono (CO_2 eq).

entre as fases líquida e gasosa no sistema (ver item 3.2). No entanto, até o momento não existem estudos que confirmem essa hipótese. Adicionalmente, no caso de efluentes com elevada concentração de sólidos (como de reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo – UASB, do inglês *upflow anaerobic sludge blanket*), um acondicionamento do efluente é necessário antes da etapa de recuperação do CH_4 -D, usualmente feito por meio de uma etapa de filtração. Isso faz com que o fluxograma do sistema seja mais complexo em relação a outras técnicas de dessorção de gases dissolvidos em efluentes de reatores anaeróbios.

Para a dessorção do CH_4 -D, eficiências de até 98% têm sido reportadas na literatura em um único CMD para efluentes de reatores anaeróbios (AnMBR, UASB, EGSB) com concentrações de CH_4 -D na faixa de 15-25 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (COOKNEY *et al.*, 2016; HENARES *et al.*, 2016). Os CMDs são produzidos por diversos fornecedores, com diferentes padrões de área de membrana, material e tipo de fluxo. Portanto, para a etapa de projeto final, recomenda-se a consulta a diferentes fornecedores para um dimensionamento mais preciso. O custo dos CMDs varia entre 25-50 $\text{€}\cdot\text{m}^{-2}$ de membrana (SANCHIS-PERUCHO *et al.*, 2020; COOKNEY *et al.*, 2016), embora alguns fornecedores comercializem módulos a custos superiores a 1.000 $\text{€}\cdot\text{m}^{-2}$ para os sistemas de menor capacidade. A vida útil dos CMDs para essa aplicação ainda não foi demonstrada experimentalmente. Por questões pragmáticas, alguns estudos de viabilidade econômica consideram uma vida útil de 7 anos (COOKNEY *et al.*, 2016). O item 5 desta NT apresenta mais detalhes sobre a operação e limpeza dos CMDs e os produtos químicos comumente utilizados nesse processo.

3. FUNDAMENTOS DO PROCESSO

3.1. Preliminares

A configuração mais utilizada para os CMDs é a dos módulos de fibras oca (CENTENO MORA e CHERNICHARO, 2020). Esta unidade é conhecida pela sigla HFMC, do inglês *Hollow Fiber Membrane Contactor*. Nos processos de dessorção de gases dissolvidos, os CMDs de fibra oca operam com dois fluxos: (i) fluxo no interior (*lumen side*) das fibras oca; e (ii) fluxo entre o exterior das fibras e a carcaça do módulo (*shell side*). A depender das recomendações do fornecedor, a fase

líquida, nesse caso o efluente anaeróbio, pode ser introduzida pelo *shell side* (mais usual em sistemas de maior escala) ou no *lumen side* (HENARES *et al.*, 2016; 2017; 2018). No lado oposto à entrada de efluente será introduzido um gás de arraste ou vácuo. Devido à maior estabilidade operacional (HENARES *et al.*, 2018), nesta NT são detalhadas unicamente as aplicações de CMDs com gás de arraste.

Na **Figura 1** é ilustrada essa aplicação: em uma direção se tem a entrada (1) e saída (2) do efluente anaeróbio ou fase líquida, e pela outra está a entrada (3) e saída (4) do gás de arraste, neste caso ar atmosférico. Como comentado anteriormente, no caso de efluentes de reatores UASB, é recomendado o condicionamento prévio da fase líquida para a remoção de sólidos. Isso permite reduzir os problemas de colmatação e incrustação do CMD (ver mais detalhes no item 5 desta NT).

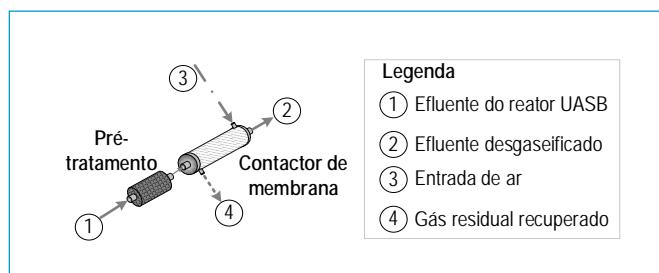


Figura 1 - Sistema de contactor de membrana para a desgaseificação de efluentes de reatores anaeróbios.

3.2. Princípio de funcionamento dos contactores de membrana desgaseificadora para a recuperação do CH_4 -D em efluentes de reatores anaeróbios

Os elementos que constituem um CMD de fibras oca para remoção/recuperação de CH_4 -D são ilustrados na **Figura 2a**. Nas fibras oca é promovido o contato indireto (**Figura 2b**) entre o efluente do reator anaeróbio (*shell side*) e o ar de arraste, que passa através do interior das fibras (*lumen side*).

Nos CMDs ocorre a difusão não dispersiva (sem contato direto) entre o efluente do reator anaeróbio e o gás de arraste. Ao existir duas fases (líquida e gasosa) com concentrações de CH_4 distintas, separadas por uma membrana permeável à transferência de massa, a diferença de potencial químico (pela diferença de concentração entre os dois lados da membrana) existente é a força motriz responsável por impulsivar o transporte do CH_4 -D da fase líquida, em condições de saturação ou supersaturação, para a fase gasosa insaturada,

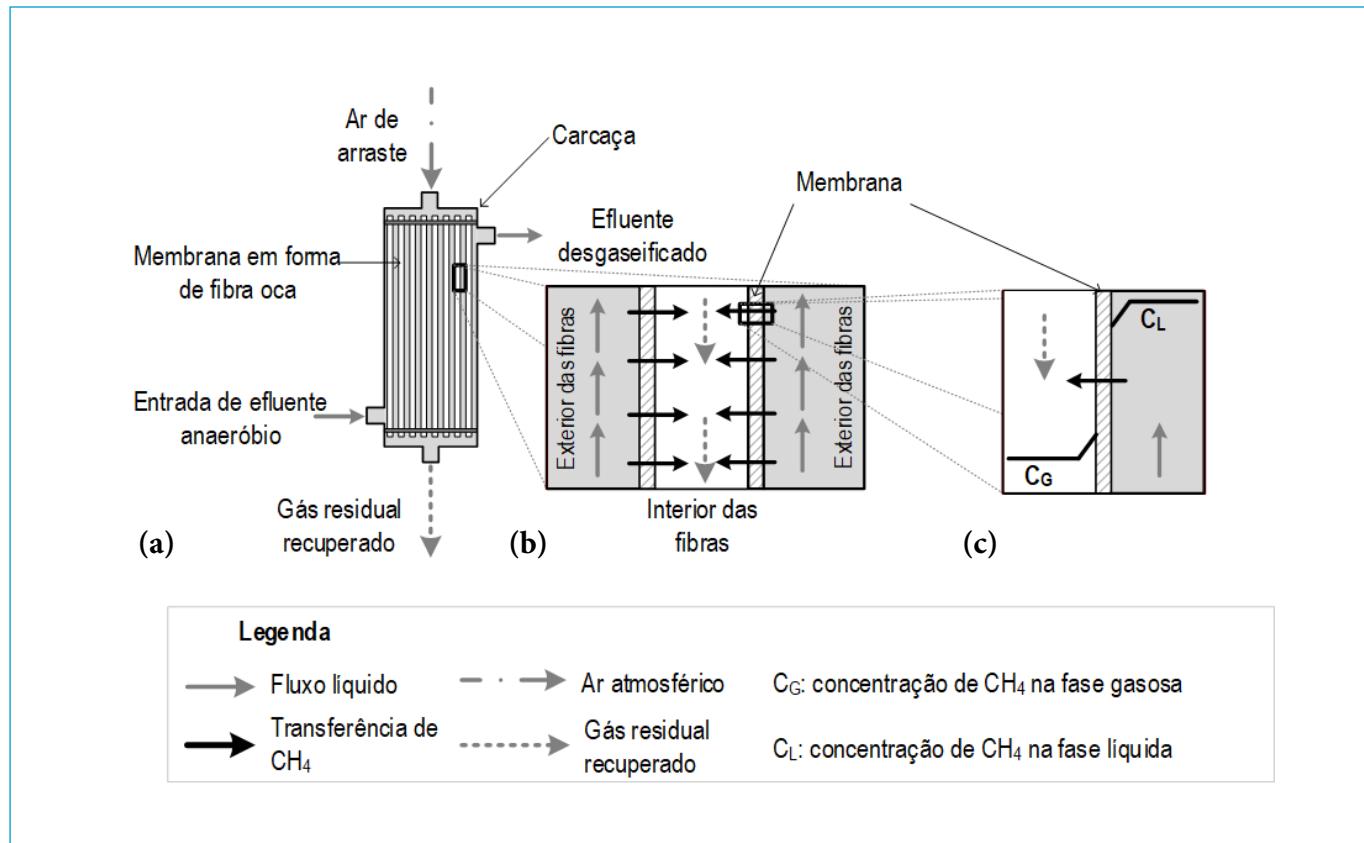


Figura 2 - Processo de recuperação de CH_4 dissolvido em efluentes de reatores anaeróbios por meio de contactores de membrana desgaseificadora: (a) módulo de membrana desgaseificadora; (b) ampliação ao nível das fibras oca; (c) perfil de concentrações de CH_4 .

a fim de buscar o equilíbrio entre as fases (Figura 2c). Mais informações sobre o processo de dessorção de gases dissolvidos em efluentes anaeróbios estão disponíveis na NT 1 desta coletânea (BRANDT *et al.*, 2021a)

Em termos gerais, esse é o princípio que rege a transferência do CH_4 presente na fase líquida (p. ex.: efluente do reator UASB) para o gás de arraste (ar atmosférico ou outro gás como N_2 puro), a fim de compor o gás residual recuperado. Para que a dessorção do CH_4 seja um processo contínuo, deve-se manter a diferença de potencial químico entre as fases, ou seja, uma contínua renovação de líquido e gás de arraste.

A partir desses breves conceitos, é possível a compreensão de duas premissas que são essenciais no dimensionamento de CMDs: (i) a área de membrana e as vazões do efluente do reator anaeróbio e do gás de arraste (ar) estão relacionadas com a eficiência do processo de dessorção do CH_4 -D; e (ii) quanto maior a vazão do gás de arraste em relação à vazão de efluente anaeróbio, mais diluído será o gás residual recuperado, ou seja, menor será a concentração de CH_4 nesse gás, resultando em maior força motriz.

3.3. Características dos contactores de membrana desgaseificadora

As membranas utilizadas em CMDs podem ser planas, tubulares, capilares ou de fibras oca. Conforme já mencionado, a configuração mais utilizada para os CMDs é a de módulos pressurizados de fibras oca.

Existem na literatura centenas de diferentes materiais estudados e patenteados (NATH, 2017) para uso em membranas, dentre os quais destacam-se: polidimetil siloxano (PDMS), polipropileno (PP), policarbonato, poliamida, inox, entre outros. No caso dos CMDs para a dessorção de gases dissolvidos em efluentes anaeróbios, são mais usados materiais como o PDMS e o PP (COOKNEY *et al.*, 2016; HENARES *et al.*, 2016).

As membranas também podem ser divididas em porosas, não porosas (ou densas) e compostas. O tamanho dos poros é um parâmetro importante para os processos de separação por membranas, visto que pode influenciar tanto na velocidade em que ocorre a incrustação do módulo (associada à frequência de limpeza), quanto na resistência à transferência de massa. Embora as membranas densas sejam mais indicadas para efluentes

que contém maiores teores de sólidos e matéria orgânica, as paredes das membranas não porosas apresentam resistência à transferência de massa superior às membranas microporosas, sendo em geral menos eficientes, o que segundo Cookney *et al.* (2016) pode restringir a escala e a viabilidade econômica do processo. O material e as características de porosidade das membranas em CMDs são temas de pesquisa na atualidade e não há consenso da melhor opção. Mais detalhes podem ser consultados em Centeno Mora e Chernicharo (2020).

4. CRITÉRIOS E PARÂMETROS DE PROJETO

4.1. Diagrama unifilar do processo de recuperação do CH₄-D em efluentes de reatores anaeróbios por meio de contactores de membrana desgaseificadora

Na Figura 3 é apresentada uma proposta para o fluxograma do processo de recuperação do CH₄-D em efluentes de reatores anaeróbios por meio de CMDs.

Como pode ser observado na **Figura 3**, além do CMD, existem outros equipamentos e elementos mínimos para o funcionamento do sistema de recuperação de CH₄-D: (i) condicionamento para a remoção de sólidos suspensos e proteção da membrana desgaseificadora (para efluentes anaeróbios com elevada concentração de sólidos, como é o caso dos efluentes de reatores UASB); (ii) monitoramento da perda de carga no sistema de condicionamento; (iii) sistema de proteção contra sobre pressões; (iv) linha de alimentação de ar atmosférico, normalmente composto por um soprador de ar e um sistema de controle da vazão; e (v) pontos para a limpeza do CMD (pontos 1 e 2) e para amostragem da fase líquida à montante (ponto 1) e à jusante (ponto 2), bem como para amostragem do gás residual recuperado (ponto 3). Dependendo da escala da aplicação, vários sistemas em paralelo podem ser requeridos, ao passo que, para uma maior remoção de CH₄-D, é recomendada a adoção de vários CMDs em série alimentados com a mesma linha de ar.

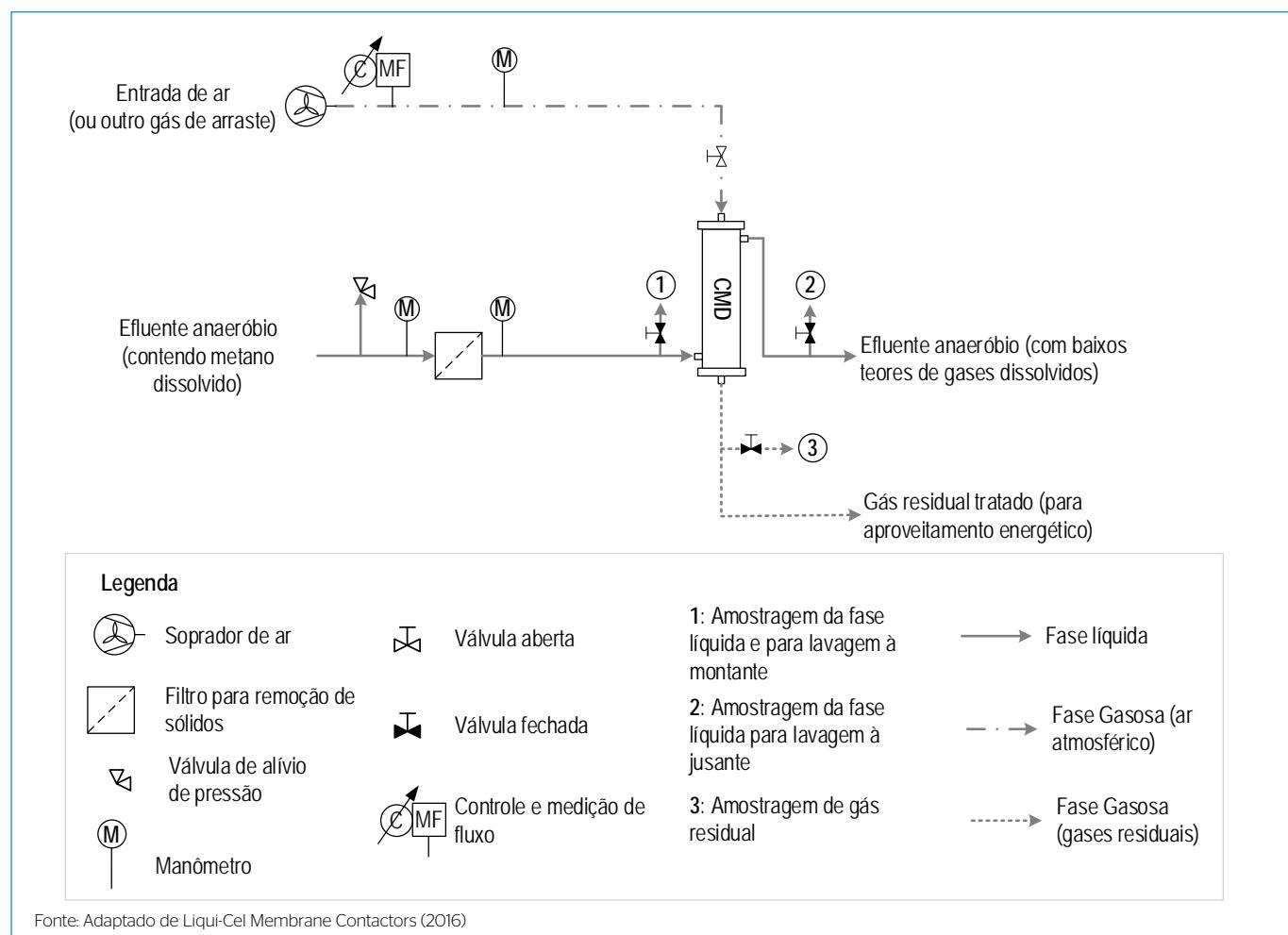


Figura 3 - Diagrama unifilar do processo de recuperação do CH₄-D por meio de contactores de membrana desgaseificadora.

Tabela 1 - Equações para o dimensionamento de um CMD.

Equação	Observações
$A_m = \frac{Q_L}{K_L} \cdot \ln \left(\frac{C_{L,af} - C^*}{C_{L,ef} - C^*} \right) \quad (1)$	<p>A_m: área de membrana requerida (m^2) (WICKRAMASINGHE <i>et al.</i>, 1993) Q_L: vazão do efluente anaeróbio ($m^3 \cdot s^{-1}$) K_L: coeficiente de transferência de massa da fase líquida ($m \cdot s^{-1}$). Para a dessorção do CH_4-D em efluentes de reatores anaeróbios, os valores de K_L estão situados entre $0,16 \cdot 10^{-5}$ e $12,6 \cdot 10^{-5} \text{ m s}^{-1}$, sendo a faixa de $1,010^{-5}$ a $3,0 \cdot 10^{-5} \text{ m s}^{-1}$ mais usual (SANCHIS-PERUCHO <i>et al.</i>, 2020; HENARES <i>et al.</i>, 2017, 2018; RONGWONG <i>et al.</i>, 2017; COOKNEY <i>et al.</i>, 2016). Para uma estimativa mais precisa de K_L, consultar Cussler (2007). $C_{L,af}$: concentração de CH_4-D no afluente do CMD (efluente do reator anaeróbio) ($g \cdot m^{-3}$). Valores típicos podem ser obtidos em Brandt <i>et al.</i> (2021a) $C_{L,ef}$: concentração de CH_4-D no efluente do CMD (efluente desgaseificado) ($g \cdot m^{-3}$) C^*: concentração de CH_4-D da fase líquida em equilíbrio com o gás residual recuperado ($g \cdot m^{-3}$). * A Equação 1 fornece uma primeira aproximação da área requerida de membrana. Para o dimensionamento final, será necessário contatar o fornecedor do CMD.</p>
$C^* = \frac{C_G}{H} \quad (2)$	<p>C_g: concentração de CH_4 no gás residual recuperado ($g \cdot m^{-3}$). Correspondente a densidade multiplicada pela fração volumétrica do gás. A título de exemplo, McLeod <i>et al.</i> (2016) obtiveram teores de CH_4 no gás residual de aproximadamente 30% v/v para relações de vazão de gás/líquido próximas a 0,1. H: constante de Henry para o CH_4 em água pura (adimensional gás/líquido).</p>
$N_{CMD} = \frac{A_m}{A_{m,CMD}} \quad (3)$	<p>N_{CMD}: Número de unidades de CMDs em paralelo $A_{m,CMD}$: Área de membrana por unidade (m^2)</p>
$RQ_{min} = \frac{Q_G}{Q_L} = \frac{C_{L,af} - C_{L,ef}}{H \cdot C_{L,af}} = \frac{E}{H} \quad (4)$	<p>RQ_{min}: vazão de ar ou gás de arraste mínima para a recuperação do CH_4-D Q_g: vazão de ar de arraste ($m^3 \cdot s^{-1}$) E: eficiência de dessorção de CH_4-D.</p>

Nota: Constante de Henry - CH_4 : 28,13 para 20°C, 30,38 para 25°C; 32,49 para 30°C; 34,6 para 35°C; e 36,42 para 40°C.

4.2. Requerimentos de condicionamento do efluente do reator anaeróbio

A vida útil e a demanda por limpeza dos CMDs são diretamente relacionadas aos teores de sólidos suspensos totais (SST) no efluente do reator anaeróbio, sendo por isso necessário o condicionamento (pré-tratamento) do efluente. Na escolha do método de condicionamento do efluente, as orientações do fabricante do CMD devem ser consideradas e, se possível, o tamanho das partículas que se deseja reter. Heile *et al.* (2017) recomenda a pré-filtragem com filtro de 10 μm para reduzir o risco de colmatação nos CMDs comerciais, enquanto o *Manual de design e operação para contactores de membrana HFMC* (LIQUI-CEL MEMBRANE CONTACTORS, 2016) sugere que as partículas presentes no líquido afluente tenham tamanho inferior a 5 μm .

Conforme caracterização realizada por Alves (2003) e Fonseca (2019), os diâmetros de partículas predominantes em efluentes de reatores UASB estão na faixa de 10 a 100 μm . Portanto, para atender aos requisitos de condicionamento do efluente, são utilizados sistemas tais como: membranas de ultrafiltração,

microfiltração e membranas dinâmicas. O sistema de condicionamento selecionado deverá ser adequadamente dimensionado para evitar problemas de colmatação e incrustação.

O item 5 desta NT apresenta mais informações sobre os problemas relacionados à presença de sólidos na alimentação dos CMDs.

4.3. Critérios de dimensionamento de contactores de membrana desgaseificadora

Para o dimensionamento de um CMD, é necessário o cálculo da área de membrana (**Equações 1 e 2**) e a determinação do número de contactores em paralelo ou em série (**Equação 3**), conforme apresentado na **Tabela 1**.

4.4 Exemplo de pré-dimensionamento de um contactor de membrana desgaseificadora para a recuperação do CH_4 -D no efluente de um reator anaeróbio

Os exemplos seguintes ilustram os cálculos para o dimensionamento de CMDs para a recuperação do metano dissolvido no efluente de um reator UASB.

Exemplo 1 - Estimar a área de membrana requerida e o número de unidades de CMDs operando em paralelo para remover um percentual de 60% do CH₄-D na fase líquida e recuperar um gás residual com um teor de CH₄ igual a 25%v/v.

Dados de entrada:

- População de projeto (P): 250.000 habitantes
- Contribuição *per capita* de esgoto (QPC): 165 L·hab⁻¹·d⁻¹
- Taxa de contribuição por infiltração (T_{inf}) = 0,1 L·s⁻¹·km⁻¹
- Extensão de rede por habitante (L_{rede}·hab⁻¹): 1,5 m·hab⁻¹
- Concentração de CH₄ dissolvido no afluente ($C_{L-CH4,af}$): 20 mg·L⁻¹ (20 g·m⁻³) (valor típico)
- Coeficiente de transferência de massa da fase líquida (K_L): 2x10⁻⁵ m·s⁻¹ (valor determinado a partir de testes experimentais prévios)
- Constante da lei de Henry do CH₄ (H_{CH4}) para 25 °C: 30,38
- Densidade_{CH4}: 668 mg·L⁻¹
- Condições de pressão e temperatura: 1 atm e 25 °C. Densidades dos gases calculadas nessas condições.
- Área de membrana ($A_{m,CMD}$): 150 m² por unidade

Consideração:

Para o dimensionamento em questão, considerou-se a distribuição da vazão de esgoto em 10 reatores UASB.

Solução:

a) Cálculo da vazão média de esgoto (Q_{med}):

$$Q_{med} = P \times QPC \times \frac{1d}{86.400s} + P \times L_{rede} \cdot hab^{-1} \times T_{inf}$$

$$Q_{med} = 250.000 \text{ hab} \times 165 \text{ L} \cdot \text{hab}^{-1} \cdot \text{d}^{-1} \times \frac{1d}{86.400s} + 250.000 \text{ hab} \times 1,5 \text{ m} \cdot \text{hab}^{-1} \times \frac{1\text{km}}{1000\text{m}} \times 0,1 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-1}$$

$$Q_{med} = 515 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1}$$

b) Vazão média por reator UASB. (Q_L):

$$Q_L = \frac{Q_{med}}{N_{reator-UASB}} = \frac{515 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1}}{10} = 51,5 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1} (0,0515 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1})$$

c) Concentração do CH₄-D no efluente dos CMDs ($C_{L-CH4,ef}$), considerando 60% de eficiência de recuperação (percentual de remoção de CH₄-D = 0,6):

$$C_{L,ef} = (1 - 0,6) \times C_{L-CH4,ef} = (1 - 0,6) \times 20 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} = 8 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$$

d) Determinação da concentração de CH₄-D da fase líquida em equilíbrio com o gás residual recuperado (C^*), a partir da Equação 2:

$$C^* = \frac{C_G}{H_{CH4}} = \frac{0,25v/v \times 668 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}}{30,38} = 5,5 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$$

e) Determinação da área de membrana ($A_{m,l}$), a partir da Equação 1:

$$A_{m,1} = \frac{Q_L}{K_L} \times \ln\left(\frac{C_{L-CH4,af} - C^*}{C_{L-CH4,ef} - C^*}\right) = \frac{0,0515 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}}{2 \times 10^{-5} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}} \times \ln\left(\frac{20 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} - 5,5 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}}{8 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} - 5,5 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}}\right) = 4.526,5 \text{ m}^2$$

f) Determinação do número de unidades de CMDs em paralelo para cada reator UASB ($N_{CMD,a}$), a partir da Equação 3:

$$N_{CMD,a} = \frac{A_m}{A_{m,CMD}} = \frac{4.526,5 \text{ m}^2}{150 \text{ m}^2} = 30,18$$

Para cada reator UASB, serão necessárias 31 unidades de CMDs de 150 m² cada um, operando em paralelo para a etapa de recuperação do CH₄-D.

g) Determinação da vazão de ar mínima do sistema ($Q_{G,min}$), a partir da Equação 4:

$$Q_{G,min} = \frac{C_{L-CH4,af} - C_{L-CH4,ef}}{H_{CH4} \times C_{L-CH4,af}} \times Q_L$$

$$Q_{G,min} = \frac{20 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} - 8 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}}{30,38 \times 20 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}} \times 0,0515 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} = 1,02 \cdot 10^{-3} \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \rightarrow 3,66 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$$

h) Determinação da vazão de ar no sistema (Q_G), para obter um gás residual com 25%v/v (0,25v/v):

$$C_L \times Q_L = C_G \times Q_G \rightarrow Q_G = \frac{C_L \times Q_L}{C_G}$$

$$Q_G = \frac{(20 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} - 8,0 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}) \times 0,0515 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}}{0,25v/v \times 668 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}} = 3,7 \times 10^{-3} \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \rightarrow 13,3 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$$

C_L e C_G = concentrações de CH₄ nas fases líquida e gasosa, respectivamente.

Como $Q_G > Q_{G,min}$, o sistema seria capaz de atingir pelo menos 60% de recuperação do CH₄-D e produzir um gás residual com uma concentração de CH₄ igual a 25%v/v.

Exemplo 2 - Estimar a área de membrana requerida e o número de unidades de CMDs para dessorver o CH₄-D remanescente na saída do sistema do **Exemplo 1** para atingir 95% de remoção total de CH₄-D (60% de remoção no sistema CMD 1 para posterior aproveitamento energético; e 35% de remoção no sistema CMD 2 sem o objetivo de aproveitamento energético do gás residual recuperado).

Dados de entrada:

- Dados de entrada e resultados do Exemplo 1
- Concentração do CH₄-D no efluente do sistema de CMD 1 = Concentração do CH₄-D no afluente do sistema de CMD 2 (C_{L,af}) = 8 mg L⁻¹ (8 g.m⁻³)

Solução:

- a) Determinação da concentração do CH₄-D no efluente dos CMD 2 (C_{L,ef}):

$$C_{L-CH4,ef} = (1 - 0,95) \times 20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} = 1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$$

Nesse caso, o gás residual não será valorizado energeticamente devido a sua elevada diluição, e deverá ser tratado para oxidação do CH₄, por exemplo em um biofiltro (BRANDT *et al.*, 2021b). Consequentemente, não é requerida uma concentração elevada de CH₄ no gás residual, e pode-se usar ar em excesso. Nesse caso, assume-se que:

$$C_G \approx 0 \rightarrow C^* = 0$$

- b) Determinação da área de membrana (A_{m,2}), a partir da Equação 1:

$$A_{m,2} = \frac{Q_L}{K_L} \times \ln \left(\frac{C_{L-CH4,af} - C^*}{C_{L-CH4,ef} - C^*} \right) = \frac{0,0515 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}}{2 \times 10^{-5} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}} \times \ln \left(\frac{8 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} - 0}{1 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} - 0} \right) = 5.354,5 \text{ m}^2$$

- c) Determinação do número de unidades de CMDs em paralelo para cada reator UASB (N_{CMD,b}), a partir da Equação 3:

$$N_{CMD,b} = \frac{A_m}{A_{m,CMD}} = \frac{5.354,5 \text{ m}^2}{150 \text{ m}^2} = 35,7$$

Para cada reator UASB, seriam necessárias 36 unidades de CMD de 150 m² cada um, operando em paralelo para a etapa de remoção do CH₄-D remanescente da primeira etapa (**Exemplo 1**).

5. ASPECTOS ADICIONAIS DE OPERAÇÃO E MANUTENÇÃO

Os CMDs podem apresentar três problemas principais, que demandam uma operação cautelosa dos sistemas: colmatação do módulo, incrustação da membrana e, no caso das membranas microporosas, molhamento dos poros.

Na **Figura 4** são ilustrados esses problemas operacionais.

A colmatação do módulo (**Figura 4a**) se deve à entrada de sólidos suspensos que pode obstruir o fluxo do efluente do reator anaeróbio e afetar o comportamento hidráulico do sistema. Para prevenir esse problema, recomenda-se usar uma pré-filtragem, como mencionado anteriormente.

A incrustação (**Figura 4b**) é o depósito de materiais na superfície da membrana que dificulta a transferência de massa do CH₄ através do sistema. De forma geral, a incrustação se forma a partir da interação da superfície da membrana com compostos dissolvidos, partículas sólidas ou ambos (**Figura 5**).

Em particular, a bioincrustação (proteínas e partículas orgânicas) podem afetar os CMDs no processo de

recuperação do CH₄-D em efluentes de reatores anaeróbios (HENARES *et al.*, 2017; 2018). A pré-filtragem do efluente do reator anaeróbio reduzirá os problemas de incrustação, mas rotinas operacionais de limpeza física (**Quadro 1**) e, possivelmente, química serão necessárias para manter uma eficiência de recuperação de CH₄ constante no tempo.

O molhamento da membrana (**Figura 4c**) é um problema operacional exclusivo das membranas microporosas (não acontece em membranas densas). É produzido pela penetração total ou parcial da fase líquida nos poros preenchidos pelo gás, impedindo o transporte dos gases dissolvidos (BOUGIE, 2013; GOH, 2013). No caso de efluentes com elevada concentração de matéria orgânica (como os efluentes de reatores anaeróbios) e presença de surfactantes (como pode ser o caso do esgoto doméstico) o risco de molhamento aumenta devido à menor tensão superficial da fase líquida. Pesquisas complementares são necessárias para esclarecer as condições de operação seguras para prevenir o molhamento em membranas microporosas.

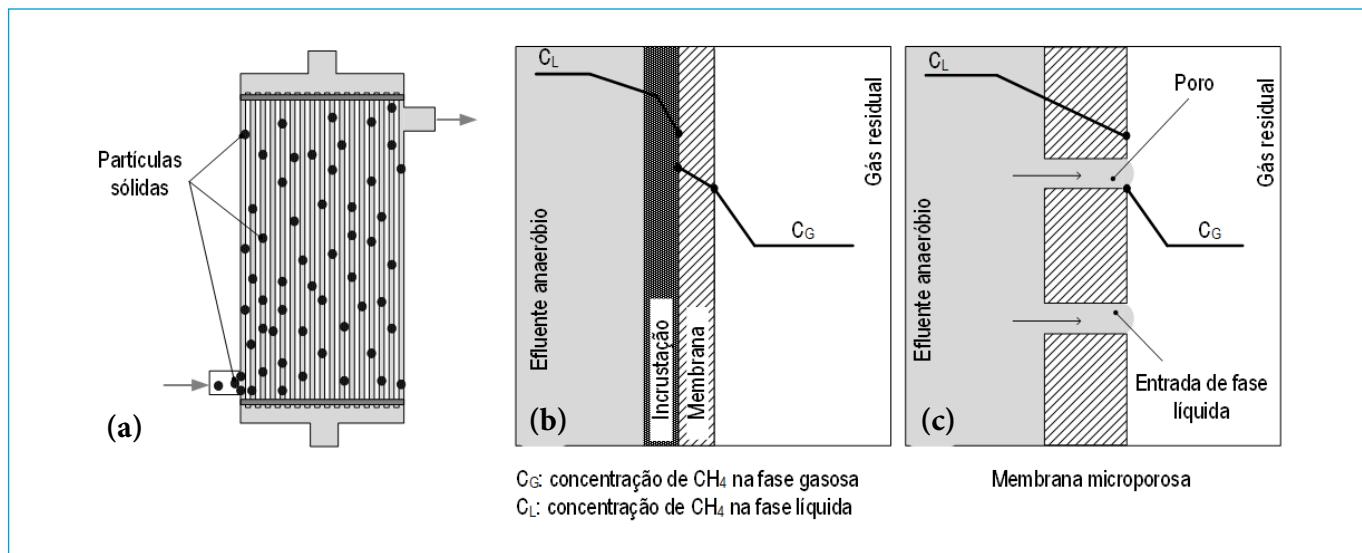


Figura 4 - Problemas operacionais em contactores de membrana desgaseificadora durante a recuperação do CH₄ dissolvido em efluentes de reatores anaeróbios: (a) colmatação do módulo; (b) incrustação da membrana; (c) molhamento dos poros.

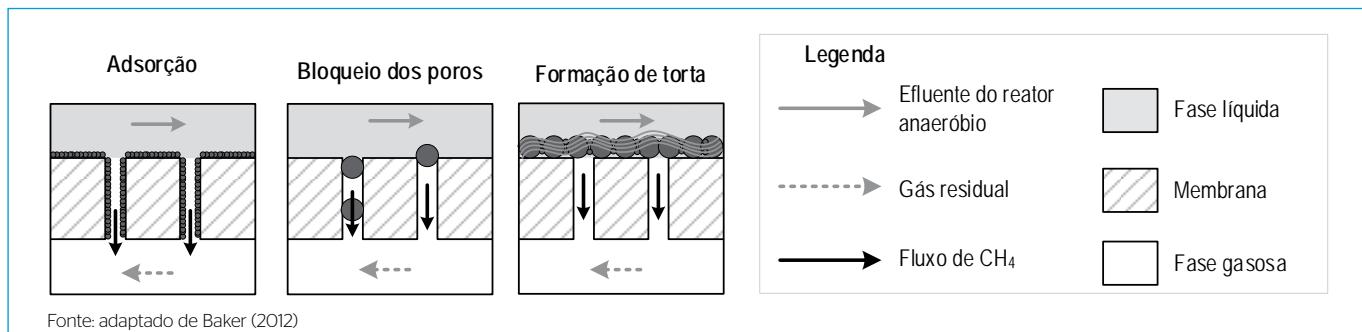


Figura 5 - Mecanismos de incrustação das membranas.

Quadro 1 - Diretrizes referentes a limpeza física e química.

- A limpeza física consiste em lavar o CMD com água limpa (sem cloro) em contracorrente. Para isso, o sistema deve ter duas conexões de limpeza, uma à montante e outra à jusante, de modo que a retralavagem se realize entre os pontos 2 e 1, conforme **Figura 3**. Algumas pesquisas (HENARES *et al.*, 2017; 2018) recomendam a limpeza física com água limpa, uma vez por dia, durante 30 minutos. Para a limpeza química, é necessário avaliar o material da membrana e seguir as recomendações do fabricante. O reagente químico é injetado no ponto 2 e recuperado no ponto 1 (**Figura 3**), com possibilidade de ser recirculado durante vários minutos, segundo as recomendações do fabricante.
- Natureza dos reagentes químicos recomendados para limpeza em função da substância a ser removida em caso de incrustação da membrana: ácida (inorgânicos); alcalina (proteínas); oxidante (orgânicos oxidáveis); detergentes (partículas insolúveis, coloides e emulsões); solventes orgânicos (orgânicos insolúveis em soluções aquosas) (BAKER, 2012).

Nota: *Em parênteses consta a substância a ser removida.

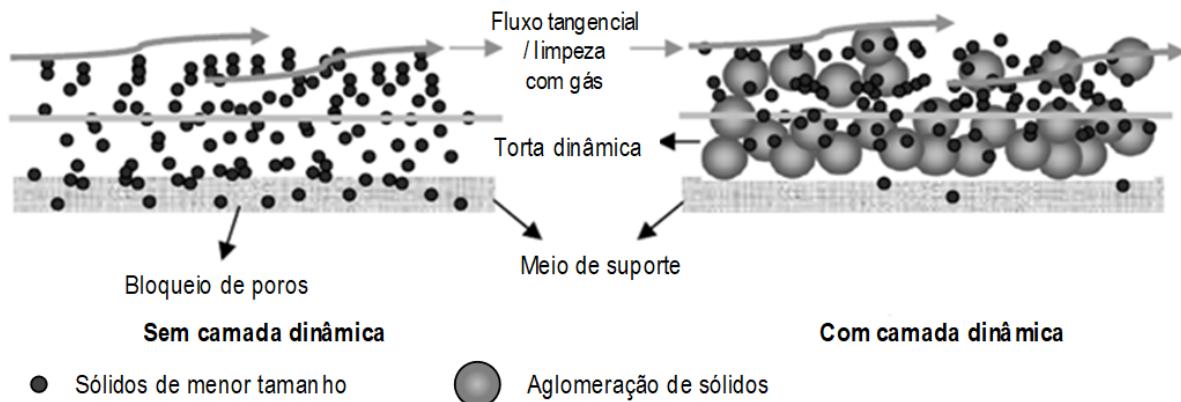
6. ESTUDO DE CASO

6.1. Pré-tratamento com filtração em módulo pressurizado de membrana dinâmica

No estudo de caso, considerou-se o condicionamento do efluente anaeróbio por meio de um módulo pressurizado de membrana dinâmica. O conceito do funcionamento das membranas dinâmicas é apresentado na **Figura 6**.

De acordo com Ersahin *et al.* (2012), uma membrana dinâmica pode ser definida como uma camada secundária que se

forma durante a filtração de um efluente com sólidos suspensos e coloides sobre um meio suporte filtrante, constituindo uma torta a partir dos sólidos retidos no sistema. Considerando os problemas de incrustação que ocorrem nos sistemas de filtração com membranas tradicionais, a membrana dinâmica, por outro lado, permite melhorar as condições de rejeição do sistema em relação aos sólidos suspensos, matéria orgânica e microrganismos patogênicos (HU *et al.*, 2018). Mais informações sobre sistemas de membranas dinâmicas podem ser obtidas em Batista *et al.* (2021) e Fonseca (2019).



Fonte: adaptado de Ersahin et al. (2012)

Figura 6 - Conceito de membrana dinâmica.

6.2. Descrição do sistema experimental

Nessa seção apresenta-se a experiência de um sistema de recuperação de CH_4 -D do efluente de um reator UASB em escala piloto, por meio de módulos pressurizados de membrana dinâmica (MD) seguido de um CMD de membrana microporosa. O sistema foi instalado no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG) e da Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA). O efluente do reator UASB foi acondicionado em um módulo pressurizado de filtração por membrana dinâmica antes de ser enviado ao CMD. Os elementos mais importantes do sistema são apresentados na **Figura 7**.

Na **Figura 7a** é mostrada a diferença da escala entre os distintos elementos do sistema, permitindo observar o grau de compactade do CMD. O reator UASB em escala de demonstração operou com uma vazão de aproximadamente $35 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ ($1.458 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1}$), e uma vazão de até $100 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1}$ foi desviada para o sistema de acondicionamento e recuperação de CH_4 -D por meio do CMD. Como se observa na **Figura 7b**, três módulos pressurizados de MD acondicionaram o efluente do reator anaeróbio (área de filtração total de $0,33 \text{ m}^2$) antes de enviar o efluente anaeróbio a um CMD de membrana microporosa de PP (área de membrana de $1,4 \text{ m}^2$) ou de membrana densa (PDMS). Nesta NT são apresentados apenas os resultados de operação do CMD de membrana microporosa.

6.3. Características do contactor de membrana desgaseificadora

O CMD utilizado durante os experimentos foi o modelo EXF 2.5 x 8 da marca Liqui-Cel (Liqui-Cel Membrane Contactors, 2016). As características mais importantes desse módulo podem ser observadas na **Tabela 2**. O efluente anaeróbio sem sólidos foi alimentado pelo *shell side* e ar atmosférico foi utilizado como gás de arraste, alimentado pelo *lumen side*.

Nesse contactor, o fluxo pelo *shell side* é do tipo transversal, com um defletor central para dividir o fluxo nas duas direções do comprimento do módulo.

6.4. Resultados da dessorção do CH_4 e características do gás residual recuperado

Na **Figura 8** são apresentados os resultados experimentais da recuperação do CH_4 -D e as características do gás residual recuperado em função de diferentes parâmetros operacionais. Nos testes experimentais, foram utilizados valores de R_Q (Q_G/Q_L) de 0,03 a 1,58. A concentração de CH_4 -D na alimentação do CMD variou entre 10 a $14 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ nos testes apresentados na **Figura 8a**, e entre 15 a $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ para os testes apresentados na **Figura 8b**.

Como se observa na **Figura 8**, a eficiência de recuperação do CH_4 -D se manteve entre 40% e 75%. Os valores mais baixos foram obtidos para valores mais elevados de Q_L/A_m e mais baixos de Q_G/A_m . A partir da **Figura 8b** é possível observar que existe importante queda na eficiência de recuperação do CH_4 -D quando a relação Q_G/A_m

estava abaixo de aproximadamente $2,1 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$ (relação R_Q de 0,15). A análise da **Figura 8c** permite concluir que para valores de R_Q superiores a aproximadamente 0,25 não existe uma influência clara entre a eficiência de recuperação do CH_4 e a R_Q , o que sugere que um aumento de Q_G não influiria na eficiência do processo, mas diluiria o gás residual recuperado.

Em relação à composição do gás residual recuperado, o teor de CH_4 segue uma tendência oposta à eficiência de recuperação do CH_4 -D, visto que são observados maiores teores de CH_4 no gás residual para valores de Q_L maiores e de Q_G menores.

Tabela 2 - Características do CMD de fibra microporosa usado em escala piloto.

Característica	Valor ou especificação
Material das fibras	Polipropileno
Tamanho de poro (μm)	0,04
Porosidade (%)	40
Número de fibras	10.200
Diâmetro interno das fibras (μm)	220
Diâmetro externo das fibras (μm)	300
Espessura das fibras (μm)	40
Área de membrana (m^2)	1,4
Diâmetro do módulo (mm)	77
Comprimento do módulo (mm)	254

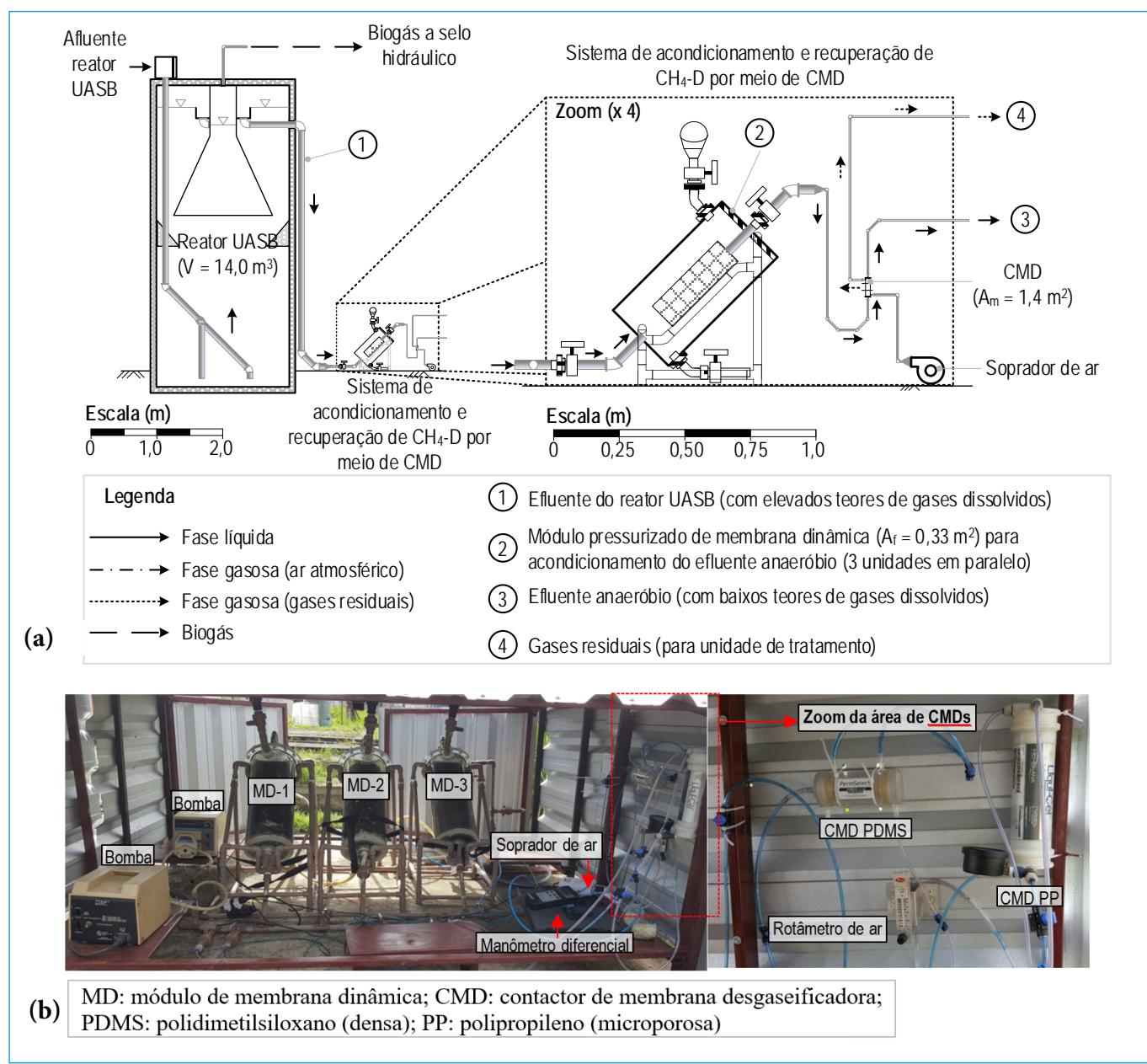
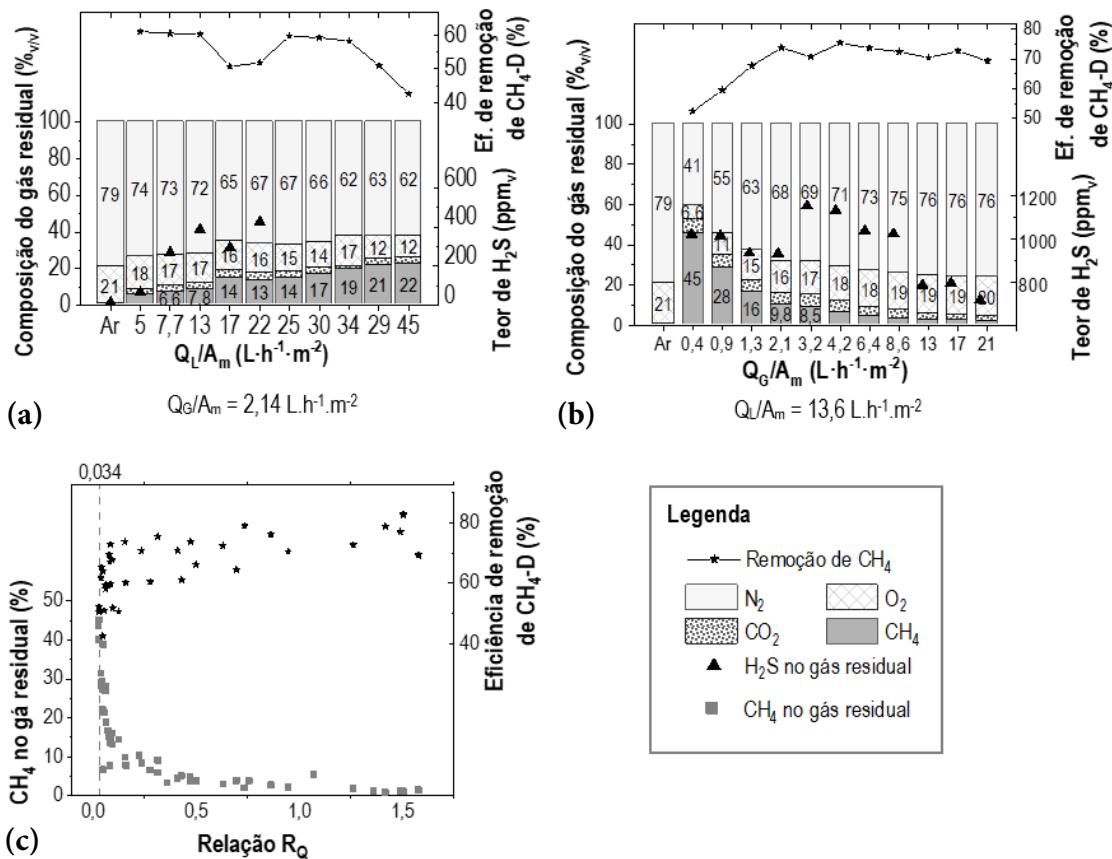


Figura 7 - Sistema piloto de recuperação de CH_4 -D por meio de CMD: (a) corte esquemático; (b) fotografias do sistema.

A análise da **Figura 8c** mostra que é possível a produção de um gás residual com teores de CH_4 de 45%v/v (R_Q de 0,03) e 28%v/v (R_Q de 0,07). No entanto, na **Figura 8b** se observa que para o último ponto, com uma R_Q de 0,05, foi gerado um gás residual com baixo teor de CH_4 (22%v/v). A diferença em relação aos dados da **Figura 8a** se deve à menor concentração de CH_4 -D na alimentação do sistema, o que reduz a força motriz

do processo de difusão e a eficiência de recuperação do CH_4 -D. Adicionalmente, os resultados experimentais permitem concluir que o gás residual recuperado é composto por uma mistura de gases, com concentrações significativas de CH_4 , nitrogênio (N_2), oxigênio (O_2), dióxido de carbono (CO_2) e sulfeto de hidrogênio (H_2S), os quais deverão ser considerados para seu uso energético posterior.



Fonte: adaptado de Centeno-Mora et al. (2020b)

Figura 8 - Composição do gás residual recuperado e eficiência de recuperação do CH_4 -D em função de: (a) a vazão de efluente do reator anaeróbio Q_L ; (b) a vazão de ar de arraste Q_G ; (c) teor de CH_4 no gás residual recuperado em função da R_Q (Q_G/Q_L).

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES

O estado do conhecimento atual mostra que os contactores de membrana desgaseificadora (CMDs) são promissores para o incremento do potencial energético em ETEs com reatores anaeróbios, sendo tecnicamente aplicáveis para a recuperação do CH_4 dissolvido (CH_4 -D). No entanto, mais pesquisas são necessárias para a consolidação desta técnica, particularmente nos seguintes tópicos:

1. Otimização das condições operacionais dos CMDs por meio de testes experimentais que permitam retroalimentar os valores de projeto do sistema, particularmente para a determinação mais precisa do coeficiente de transferência de massa global (K_L).
2. Embora seja possível antecipar que, junto com o CH_4 -D, outros gases dissolvidos em efluentes de reatores anaeróbios (como o H_2S) serão dessorvidos e transferidos para o gás residual, até agora

a literatura não reportou eficiências de dessorção para esses gases.

3. Avaliação da estabilidade da eficiência dos sistemas em longo prazo, verificando o efeito da variação horária da concentração de CH₄-D na alimentação e os problemas operacionais relacionados com a incrustação da membrana.
4. Determinação da vida útil dos CMDs para essa aplicação.
5. Estudo de sistemas experimentais que misturem o gás residual recuperado com o biogás para estabelecer as características da mistura gasosa e determinar a necessidade de tratamento e os possíveis usos energéticos potenciais.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio recebido do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais – FAPEMIG e do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estações Sustentáveis de Tratamento de Esgoto – INCT ETEs Sustentáveis.

Este trabalho faz parte da série de publicações do INCT ETEs Sustentáveis.

REFERÊNCIAS

- ALVES, C. V. P. *Ampliação de escala e avaliação de um fotoreator simplificado de radiação ultravioleta e desinfecção de esgotos tratados.* 2003. 93 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- BAKER, R. *Membrane Technology and Applications.* 3 ed. Sussex: Wiley, 2012.
- BOUGIE, F.; ILIUTA, M. C. Analysis of Laplace-Young equation parameters and their influence on efficient CO₂ capture in membrane contactors. *Separation and Purification Technology*, v. 118, p. 806-815, 2013.
- BRANDT, E. M. F.; SOUZA, C. L.; CENTENO-MORA, E.; BIANCHETTI, F. J.; SANTOS, J. M. B.; CHERNICHARO, C. A. L. Valoração e gerenciamento de subprodutos gasosos do tratamento do esgoto. Parte B: Avanços nas técnicas de controle de emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios - Nota Técnica 1 - Tópicos de interesse. *Cadernos Técnicos Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 1, n. 2, p. 5-22, 2021a.
- BRANDT, E. M. F.; SOUZA, C. L.; CENTENO-MORA, E.; SANTOS, J. M. B.; CHERNICHARO, C. A. L. Valoração e gerenciamento de subprodutos gasosos do tratamento do esgoto. Parte B: Avanços nas técnicas de controle de emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios - Nota Técnica 5 - Sistemas de biofiltração para tratamento de gases residuais. *Cadernos Técnicos Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 1, n. 2, p. 63-76, 2021b.
- CENTENO MORA, E.; CHERNICHARO, C.A.L. Use of membrane contactors for removing and recovering dissolved methane from anaerobic reactors effluents: state-of-the-art, challenges, and perspectives. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, v. 19, p. 673-697, 2020.
- CENTENO-MORA, E.; FONSECA, P. R.; ANDREÃO, W. L.; BRANDT, E. M. F.; DE SOUZA, C. L.; CHERNICHARO, C. A. L. Mitigation of diffuse CH₄ and H₂S emissions from the liquid phase of UASB-based sewage treatment plants: challenges, techniques, and perspectives. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 27, n. 29, p. 35979-35992, 2020a.
- CENTENO-MORA, E.; BATISTA, I.; NEVES, T.; SOUZA, C.; PASSOS, F.; CHERNICHARO, C. A. L. Membrane contactors for the recovery of D-CH₄ from the effluent of UASB reactors effluents treating sewage: efficiency and broad waste gas characterization. In: Latin American Meetings on Anaerobic Digestion, 2020b, Santiago de Chile, Anais... Santiago, International Water Association. p. 1-4.
- COOKNEY, J.; MCLEOD, A.; MATHIOUDAKIS, V.; NCUBE, P.; SOARES, A.; JEFFERSON, B.; MCADAM, E. Dissolved methane recovery from anaerobic effluents using hollow fibre membrane contactors. *Journal of Membrane Science*, v. 502, p. 141-150, 2016.
- CRONE, B. C.; GARLAND, J.; SORIAL, G.; VANE, L. Significance of dissolved methane in effluents of anaerobically treated low strength wastewater and potential for recovery as an energy product: A review. *Water Research*, v.104, p. 520-531, 2016.
- CUSSLER, E. L. *Diffusion: Mass transfer in fluid systems.* 3 ed. New York: Cambridge University Press, 2007.
- ERSAHIN, M.; OZGUN, H.; DERELI, R.; OZTURK, I.; ROEST, K.; VAN LIER, J. A review on dynamic membrane filtration: Materials, applications and future perspectives. *Bioresource Technology*, v. 122, p. 196-206, 2012.

FONSECA, P. Utilização de Membrana Dinâmica Com vistas à recuperação do metano dissolvido em efluente de reatores UASB via membranas desgaseificadoras. 2019. 93 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

FONSECA, P. CENTENO MORA, E. BRANDT, E.M.F. NEVES, P.N.P. CHERNICHARO C.A.L. Understanding the boundary conditions for dissolved methane and energy recovery when using membrane contactors. In: XIII Latin American Symposium on Anaerobic Digestion. *Anais..Medellin*: 2018. P. 128-130.

GOH, S.; ZHANG, J.; LUI, Y.; FANE, A. G. Fouling and wetting in membrane distillation (MD) and MD-bioreactor (MDBR) for wastewater reclamation. *Journal of Membrane Science*, v. 323, p. 39-47, 2013.

HEILE, S.; CHERNICHARO, C. A. L.; BRANDT, E.; MCADAM, E. Dissolved gas separation for engineered anaerobic wastewater systems. *Separation and Purification Technology*, v. 189, p. 405-418, 2017.

HENARES, M.; FERRERO, P.; SAN-VALERO, P.; MARTÍNEZ-SORIA, V.; IZQUIERDO, M. Performance of a polypropylene membrane contactor for the recovery of dissolved methane from anaerobic effluents: Mass transfer evaluation, long-term operation and cleaning strategies. *Journal of Membrane Science*, v. 563, p. 926-937, 2018.

HENARES, M.; IZQUIERDO, M.; MARZAL, P. MARTÍNEZ-SORIA, V. Demethanization of aqueous anaerobic effluents using a polydimethylsiloxane membrane module: Mass transfer, fouling and energy analysis. *Separation and Purification Technology*, v. 186, p. 10-19, 2017.

HENARES, M.; IZQUIERDO, M.; PENYA-ROJA, J.; MARTÍNEZ-SORIA, V. Comparative study of degassing membrane modules for the removal of methane from Expanded Granular Sludge Bed anaerobic reactor effluent. *Separation and Purification Technology*, v. 170, p. 22-29, 2016.

HU, Y.; WANG, X.; HAO, H.; SUN, Q.; YANG, Y. Anaerobic dynamic membrane bioreactor (AnDMBR) for wastewater treatment: A review. *Bioresource Technology*, v. 247, p. 1107-1118, 2018.

LIQUI-CEL MEMBRANE CONTACTORS. *Design & Operating Guidelines for Liqui-Cel Extra-Flow Membrane Contactors*. 3M Membrana, 2016.

MCLEOD, A.; JEFFERSON, B.; MCADAM, E. J. Towards gas-phase controlled mass transfer in micro-porous membrane contactors for recovery and concentration of dissolved methane in the gas phase. *Journal of Membrane Science*, v. 510, p. 466-471, 2016.

NATH, K. *Membrane separation process*. 2. ed. Delhi: Phi Learning, 2017.

NELTING, K.; POSSETTI, G. R. C.; RIETOW, J. C.; PAULA, A. C.; COSTA, F. J. O. G.; GALLO, E. M. F. S.; TRAUTMANN, N. Valoração e gerenciamento de subprodutos gasosos do tratamento do esgoto. Parte B: Avanços nas técnicas de controle de emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios - Nota Técnica 3 - Recuperação de gases dissolvidos em efluentes de reatores anaeróbios por meio de câmaras de vácuo. *Cadernos Técnicos Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 1, n. 2, p. 35-47, 2021.

RONGWONG, W.; WONGCHITPHIMON, K.; GOH, K.; WANG, R.; BAE, T. Transport properties of CO₂ and CH₄ in hollow fiber membrane contactor for the recovery of biogas from anaerobic membrane bioreactor effluent. *Journal of Membrane Science*, v. 541, p. 62-72, 2017.

SANCHIS-PERUCHO, P.; ROBLES, A.; DURAN, F.; FERRER, J.; SECO, A. PDMS membranes for feasible recovery of dissolved methane from AnMBR effluents. *Journal of Membrane Science*, v. 604, p. 118070, 2020.

SANTO, B. C. D. E.; MACHADO, L. M.; MARINHO, T. D.; SOUZA, C. L. Desenvolvimento de câmara de dessorção no controle de emissão de gases dissolvidos em efluente de reator UASB: minimização de maus odores e mitigação de efeito estufa. In: ROSS, B. Z. L., POSSETTI, G. R. C., et al (Ed). *Inovação para a sustentabilidade a serviço do saneamento ambiental: trabalhos contemplados no Prêmio Sanepar de Tecnologias Sustentáveis e no Prêmio Inova Sanepar*. 1a ed. Curitiba (PR) - Brasil: Sanepar, 2019. p. 16-27.

SOUZA, C. L.; SANTO, B. C. E.; BRANDT, E. M. F. B.; SANTOS, J. M. B. Valoração e gerenciamento de subprodutos gasosos do tratamento do esgoto. Parte B: Avanços nas técnicas de controle de emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios - Nota Técnica 2 - Câmaras de dessorção para remoção de sulfeto de hidrogênio e metano dissolvidos em efluentes de reatores anaeróbios. *Cadernos Técnicos Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 1, n.2, p. 23-33, 2021.

SOUZA, C. L.; CHERNICHARO, C. A. L.; BRANDT, E. M. F.; POSSETTI, G. R. C. Subprodutos gasosos do tratamento de esgotos. In: Santos, A. B. (Ed). *Caracterização, Tratamento e Gerenciamento de Subprodutos de Correntes de Esgotos Segregadas e Não Segregadas em Empreendimentos Habitacionais*. ed. Fortaleza, Brasil: Imprece, 2019. p. 573-663.

STRONG, P. J.; KALYUZHNAIA, M.; SILVERMAN, J.; CLARKE, W. P. A methanotroph-based biorefinery: Potential scenarios for generating multiple products from a single fermentation. *Bioresource Technology*, v. 215, p. 314-323, 2016.

WICKRAMASINGHE, S. R.; SEMMENS, M. J.; CUSSLER, E. L. Hollow fiber modules made with hollow fiber fabric. *Journal of Membrane Science*, v. 84, n. 1-2, p. 1-14, 1993.



Parte B: Avanços nas técnicas de controle de emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios

Nota Técnica 5 - Sistemas de biofiltração para tratamento de gases residuais

Part B: Advances in gas emission control techniques for anaerobic-based STPs
Technical Note 5 – Biofiltration systems for waste gas treatment

**Emanuel Manfred Freire Brandt¹, Cláudio Leite de Souza², Erick Javier Centeno Mora³,
Juliana Mattos Bohrer Santos⁴, Carlos Augusto de Lemos Chernicharo^{5*}**

RESUMO

Nos efluentes de reatores anaeróbios estão presentes gases produzidos durante o processo de tratamento (p. ex.: CH_4 e H_2S). As técnicas de controle das emissões gasosas desses gases abordadas nesta coletânea de Notas Técnicas (NTs) baseiam-se no princípio da dessorção dos gases dissolvidos no efluente (p. ex.: CH_4 e H_2S), por meio de sua transferência para a fase gasosa. O gás resultante, chamado de gás residual, deve ser adequadamente gerenciado, por exemplo, por meio da sua destruição/oxidação em biofiltros ou biopercoladores. Essas técnicas de biofiltração também podem ser usadas no tratamento do gás residual gerado em zonas confinadas para controle de odor e corrosão nas estações de tratamento de esgotos (ETEs). Nesse sentido, a presente NT busca contribuir para o conhecimento do processo de tratamento do H_2S e do CH_4 por meio da biofiltração. As condições necessárias para a biofiltração do H_2S e do CH_4 são bastante diferenciadas, atingindo eficiências de remoção do H_2S entre 90% e 100% para tempos de detenção entre 1 e 2 min, e eficiências de remoção do CH_4 entre 70% e 100% para tempos de detenção bem maiores, entre 20 e 30 min, considerando o uso de sistemas de biorreatores sequenciais.

Palavras-chave: biofiltro; biopercolador; metano; reator UASB; sulfeto de hidrogênio.

ABSTRACT

Nos efluentes de reatores anaeróbios estão presentes gases produzidos durante o processo de tratamento (e.g. CH_4 and H_2S). The techniques for controlling the emissions of the gases presented in this collection of Technical Notes (TNs) are based on the principle of desorption of the dissolved gases in effluent, through their transfer to the gaseous phase. The resulting gas, called waste gas, must be properly managed, for example, by means of its destruction/oxidation in biofilters or biotrickling filters. These biofiltration techniques can also be used to treat the waste gas generated in confined areas for odor and corrosion control in the sewage treatment plants (STPs). In this sense, the present TN seeks to contribute to the knowledge of the H_2S and CH_4 treatment process through biofiltration. The necessary conditions for the biofiltration of H_2S and CH_4 are quite different, reaching H_2S removal efficiencies between 90% and 100% for detention times between 1 and 2 min, and CH_4 removal efficiencies between 70% and 100% for much longer detention times, between 20 and 30 min, considering the use of sequential bioreactor systems.

Keywords: biofilter; biotrickling filter; methane; UASB reactor; hydrogen sulfide.

¹Químico Industrial pela Universidade Federal de Ouro Preto (UFOP). Mestre e Doutor em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Docente Permanente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF). Diretor Técnico da Brandt Meio Ambiente Ltda. Membro do INCT ETEs Sustentáveis.

²Engenheiro Civil pela Universidade Federal de Viçosa (UFV). Mestre e Doutor em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Professor associado do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG. Membro do INCT ETEs Sustentáveis.

³Engenheiro Civil pela Universidad de Costa Rica (UCR). Mestre em Tratamiento y Gestión del Suelo, Aguas y Residuos pela Universidade Parisense AgroParisTech. Aluno de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da UFMG. Membro do INCT ETEs Sustentáveis.

⁴Engenheira Ambiental e Sanitarista pela UFJF. Mestre e aluna de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da UFMG. Membro do INCT ETEs Sustentáveis.

⁵Engenheiro Civil pela UFMG. Doutor em Engenharia Ambiental pela Universidade de Newcastle upon Tyne – UK. Professor titular aposentado do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG. Coordenador do INCT ETEs Sustentáveis.

* **Endereço para correspondência:** Avenida Antônio Carlos 6627 – Universidade Federal de Minas Gerais - Escola de Engenharia - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - Bloco 1. Belo Horizonte, MG. CEP: 31270-901. e-mail: calemos@desa.ufmg.br

1. INTRODUÇÃO

O tratamento de esgoto por meio de reatores anaeróbios gera subprodutos gasosos, notadamente metano (CH_4) e sulfeto de hidrogênio (H_2S), para os quais existem várias opções de gerenciamento – ver primeira nota técnica (NT 1) desta coletânea (BRANDT et al., 2021a). Os problemas de odor e corrosão geralmente estão associados às emissões fugitivas de H_2S que ocorrem naturalmente em várias etapas do tratamento (estações elevatórias; tratamento preliminar; canais e caixas de distribuição de esgoto e coleta de efluente do tratamento anaeróbio; áreas de desagüamento de lodo). Para o gerenciamento dessas emissões fugitivas, uma opção é o confinamento e a exaustão das fontes emissoras, gerando correntes gasosas residuais que devem ser submetidas ao tratamento para destruição do H_2S e de outros gases odorantes (BRANDT et al., 2021a).

Outra importante fonte de emissão difusa nas estações de tratamento de esgoto (ETEs) está associada aos gases dissolvidos nos efluentes de reatores anaeróbios. Nesse caso, além do H_2S , ocorrem emissões significativas de CH_4 , um importante gás de efeito estufa (GEE) (BRANDT et al., 2021a). Para o gerenciamento das emissões associadas aos gases dissolvidos nos efluentes anaeróbios, diversas técnicas de dessorção de gases podem ser utilizadas (NTs 2, 3 e 4 desta coletânea - CENTENO-MORA et al., 2021; NELTING et al., 2021; SOUZA et al., 2021). As diversas técnicas de dessorção estudadas nas notas técnicas desta coletânea geram gases residuais em vazões e com teores de H_2S e CH_4 variáveis. Dentre essas técnicas, as câmaras de dessorção (NT 2 - SOUZA et al., 2021) produzem um gás residual com baixo teor de CH_4 , o que na maioria das vezes inviabiliza o seu aproveitamento energético, embora seja possível a sua utilização em queimadores de biogás em algumas situações (NT 6 - BRANDT et al., 2021b). Nesse sentido, o gás residual gerado na câmara de dessorção é mais comumente submetido a algum tipo de tratamento, assim como é feito com o gás residual gerado em zonas confinadas para o controle de odor e corrosão.

Várias técnicas podem ser utilizadas para o tratamento do H_2S presente em gases residuais gerados em ETEs, algumas das quais também podem ser potencialmente utilizadas no tratamento do CH_4 residual. A experiência atual no projeto e na operação de sistemas para controle de odor e corrosão em

escala real mostra que as seguintes técnicas são mais utilizadas (BRANDT et al., 2019): absorção físico-química (lavadores de gás), adsorção e biofiltração (processos biológicos como biofiltros e biopercoladores). Devido à baixa afinidade do CH_4 com os solventes químicos e adsorventes comumente usados nos processos físico-químicos para o tratamento do H_2S , os processos biológicos se destacam como uma alternativa promissora para o tratamento de gases residuais contendo baixos teores de CH_4 (BRANDT et al., 2019). Adicionalmente, os aspectos econômicos (custos de implantação, operação, manutenção; e requisitos de energia e de produtos químicos) são amplamente favoráveis aos métodos de combustão direta e aos biofiltros (CHERNICHARO et al., 2010; ESTRADA et al., 2012).

Nesse sentido, a presente NT tem como objetivo contribuir para o conhecimento do processo de tratamento do H_2S e do CH_4 por meio da biofiltração, abarcando pontos de interesse como: (i) aplicabilidade e limitações; (ii) fundamentos do processo; (iii) critérios de dimensionamento; (iv) operação e manutenção; e (v) estudo de caso. A NT 6 subsequente a esta (BRANDT et al., 2021b) busca contribuir com o conhecimento para aplicação da combustão direta na destruição térmica ou no aproveitamento energético de gases residuais contendo H_2S e CH_4 .

2. APlicabilidade, LIMITAÇÕES, EFICIÊNCIAS E CUSTOS

O uso de sistemas de biofiltração para o tratamento de gases residuais gerados em ETEs com reatores anaeróbios pode se constituir em uma alternativa atrativa quando houver necessidade de:

1. Tratamento de correntes gasosas residuais geradas em zonas confinadas para controle de odor e corrosão (p. ex.: tratamento preliminar). Nesse caso, o gás residual exaurido das zonas confinadas possui baixos teores de H_2S (<50 ppm_v – partes por milhão) e são esperadas eficiências próximas a 100% na remoção do H_2S em uma única etapa de biofiltração. Se a ETE possuir etapa de tratamento aeróbio da fase líquida, primeiramente deve-se avaliar a possibilidade de tratamento do gás residual por oxidação biológica direta a partir do seu insuflamento em difusores submersos no tanque biológico aeróbio.
2. Tratamento de correntes gasosas residuais geradas em câmaras de dessorção utilizadas para a remoção de gases dissolvidos em efluentes de reatores anaeróbios, objetivando

o controle de odor e corrosão na ETE. Nesse caso, o gás residual deve apresentar maiores teores de H_2S (da ordem de até 500 ppm_v) e são esperadas eficiências entre 95% e 100% na remoção do H_2S em uma única etapa de biofiltração. Se a ETE possuir etapa de pós-tratamento aeróbio da fase líquida, primeiramente deve-se avaliar a possibilidade de oxidação biológica direta do H_2S dissolvido na etapa aeróbica. Nesse caso, o efluente anaeróbio deve ser introduzido de forma submersa no reator aeróbio e o seu encaminhamento até o pós-tratamento deve ser feito em canais fechados, livre de quedas d'água e turbulências.

3. Tratamento de correntes gasosas residuais geradas em câmaras de dessorção utilizadas para a remoção de gases dissolvidos em efluentes de reatores anaeróbios, objetivando o controle de odor/corrosão na ETE e a redução das emissões de GEE (CH_4). As condições e eficiências de remoção do H_2S são semelhantes ao caso anterior. Para o CH_4 , são esperados teores de até 5%v/v no gás residual e eficiências de remoção variáveis entre 70% e cerca de 100% em duas etapas de biofiltração.

Em uma análise comparativa dos custos (a valor presente) envolvidos na implantação e operação (20 anos) dos sistemas usualmente empregados no tratamento de gases odorantes em ETEs, os sistemas biológicos se destacam como mais atraentes

em todo o mundo, notadamente em países emergentes como o Brasil (ESTRADA *et al.*, 2012). Considerando a construção de sistemas na cidade de São Paulo (custo de capital = 5%, capacidade de tratamento = $50.000 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$), os biofiltros se mostram como a alternativa mais econômica (1,6 mi€ a valor presente), seguidos dos biopercoladores (1,8 mi€ a valor presente), dos lavadores químicos (2,6 mi€ a valor presente) e dos filtros de adsorção com carvão ativado granular (3,8 mi€ a valor presente) (ESTRADA *et al.*, 2012). Segundo Estrada *et al.* (2012), na cidade de São Paulo, 50% dos custos operacionais do biofiltros estão associados à substituição do material de enchimento, 30% à mão de obra, 15% aos gastos com energia e 5% ao consumo de água. No caso dos biopercoladores, enquanto 50% dos custos operacionais também estão associados à substituição do material de enchimento, 40% estão associados aos gastos com energia e água (em proporções iguais) e 10% com mão de obra. Vale notar os maiores gastos com energia e água quando se opta pelo uso dos biopercoladores.

3. FUNDAMENTOS DO PROCESSO

3.1. Preliminares

Na **Figura 1** são mostradas as duas configurações de reatores mais utilizadas para a biofiltração de gases residuais: biofiltro (**Figura 1a**) e biopercolador (**Figura 1b**).

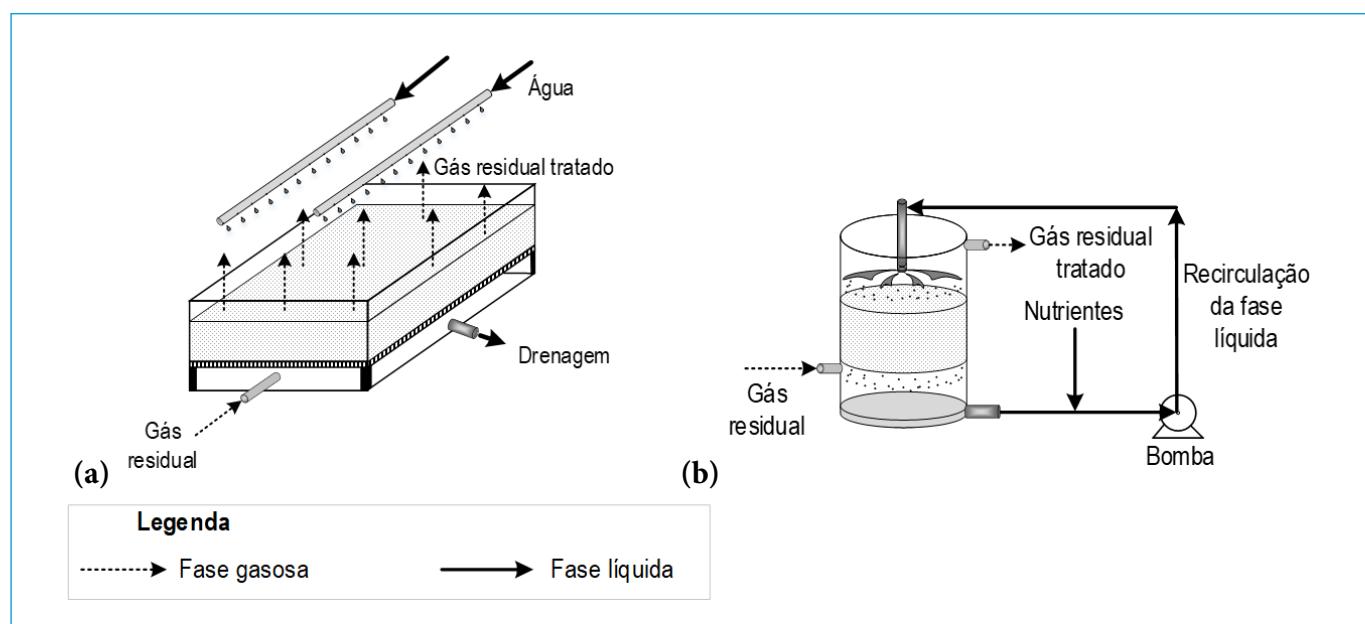


Figura 1 - Sistemas de biofiltração para o tratamento de gases residuais gerados em ETEs com reatores anaeróbios: (a) biofiltro; (b) biopercolador.

No processo de biofiltração, o gás residual é insuflado em um reator e passa através de um material de enchi-
mento, sobre o qual microrganismos crescem aderidos e oxidam os compostos gasosos de interesse. Para permitir o crescimento dos microrganismos (biofilme), um sistema de umidificação (sistema de aspersão de água acionado em regime intermitente) mantém uma pequena película líquida sobre o material de enchi-
mento¹. Já em um biopercolador, a água é aplicada a uma taxa muito superior àquela empregada nos biofiltros e, além disso, segue em circuito fechado, formando um fluxo contínuo de fase líquida.

3.2. Princípio de funcionamento dos sistemas de biofiltração

A remoção de poluentes pelos processos de biofiltração (biofiltros e biopercoladores) envolve uma série de meca-
nísmos de transporte de massa e de transformações bio-
lógicas, segundo as seguintes etapas (KENNES e VEIGA, 2001): (i) dissolução do poluente gasoso em um meio líquido; (ii) transporte de massa através do meio líquido, por mecanismos de difusão; e (iii) utilização do poluente pelo biofilme aderido a um meio suporte. A capacidade de remoção do poluente poderá ser limitada tanto pela sua difusão no meio líquido quanto pela taxa de reação bio-
lógica. Geralmente, poluentes que possuem baixa solubi-
lidade/difusividade em água (p. ex.: CH_4 presente no gás residual) conduzem a limitações vinculadas ao transporte de massa. De outro modo, para gases poluentes que apre-
sentam elevada solubilidade/difusividade em água (p. ex.: H_2S presente no gás residual), o processo poderá ser limi-
tado pela taxa de reação biológica.

No caso do H_2S , as reações biológicas são realizadas por bactérias aeróbias oxidadoras de sulfeto que condu-
zirão a formação do enxofre elementar (S^0) ou do sulfato (SO_4^{2-}). A oxidação do H_2S pode gerar condições ácidas nas quais essas bactérias se adaptam bem. Com relação aos biofiltros para a remoção de CH_4 , as reações bioló-
gicas são processadas por uma comunidade de bactérias metanotróficas aeróbias que convertem CH_4 em CO_2 e biomassa (BRANDT *et al.*, 2019).

¹ Eventualmente, o excesso de umidade é recolhido por um dreno de fundo.

3.3. Características dos sistemas de biofiltração

Os materiais de enchi-
mento originalmente usados em biofiltros eram constituídos tão-somente por camadas de solo e materiais oriundos da compostagem de resíduos. Esses materiais podem fornecer tanto os microrganismos necessários ao processo quanto os nutrientes necessários ao desenvolvimento desses microrganismos. A grande limi-
tação do uso desses materiais é a degradação e a compac-
tação gradual, o que resulta na redução da porosidade do leito filtrante e no aumento das perdas de carga do fluxo de gás. Materiais inorgânicos e/ou sintéticos (p. ex.: britas; perlitas; materiais plásticos) têm sido aplicados juntamente com os materiais naturais e/ou orgânicos, objetivando o reforço e a estruturação do leito filtrante e, consequente-
mente, o aumento da sua permeabilidade.

Em diversas aplicações práticas, os materiais naturais/ orgânicos foram completamente substituídos por mate-
riais inorgânicos/sintéticos, porém, por não possuírem em sua constituição os nutrientes necessários ao desen-
volvimento dos microrganismos, na fase líquida utilizada para a umidificação dos leitos filtrantes foram adiciona-
dos nutrientes como nitrogênio, fósforo, potássio, ferro etc. Com a adição de nutrientes e aumento da velocidade superficial de aplicação da fase líquida dos reatores bio-
lógicos, modificou-se o conceito original dos biofiltros, introduzindo uma nova configuração de reator chamada de biopercolador. A principal diferença entre um biofiltro e um biopercolador, portanto, é a funcionalidade e forma de aplicação da fase líquida.

4. CRITÉRIOS E PARÂMETROS DE PROJETO

4.1. Diagrama unifilar dos sistemas de biofiltração utilizados para o tratamento de gases residuais

Na **Figura 2** é apresentada uma proposta para o fluxo-
grama de um sistema com um biofiltro aberto escavado em solo para o tratamento do H_2S presente em gases residuais. Já na **Figura 3** é apresentada outra proposta de fluxograma com um biofiltro fechado, também objetivando o tratamento do H_2S . Neste fluxograma, o biofiltro fechado poderia ser substituído por um biopercolador.

A opção pelo uso de um biofiltro fechado no lugar do aberto contribui para um maior controle da umidade do material de enchimento, bem como para uma maior facilidade na coleta de amostras do gás residual tratado. Por outro lado, os custos para a construção de biofiltros fechados são maiores.

As condições necessárias para a biofiltração do H_2S e do CH_4 são bastante diferenciadas, já que a transferência

de massa do gás para o biofilme geralmente não é um fator limitante aos processos de biofiltração de gases mais solúveis e que ionizam em água (como é o caso do H_2S), mas pode ser fator-chave na biofiltração de gases menos solúveis em água (como é o caso do CH_4). Dessa forma, conforme será tratado adiante, para o tratamento do CH_4 são necessários tempos de detenção do gás muito maiores, resultando em biofiltros também muito maiores.

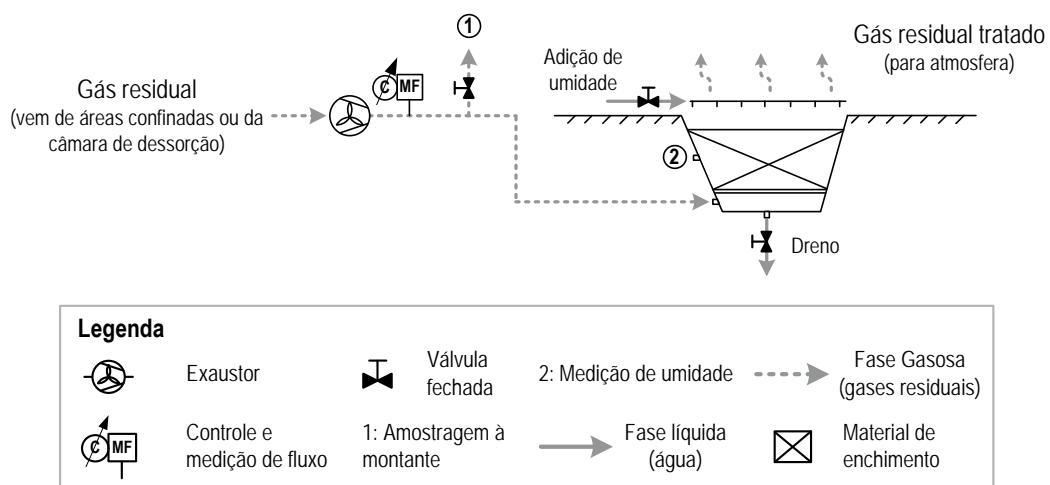


Figura 2 - Diagrama unifilar do processo de biofiltração de gases odorantes em biofiltro aberto escavado em solo.

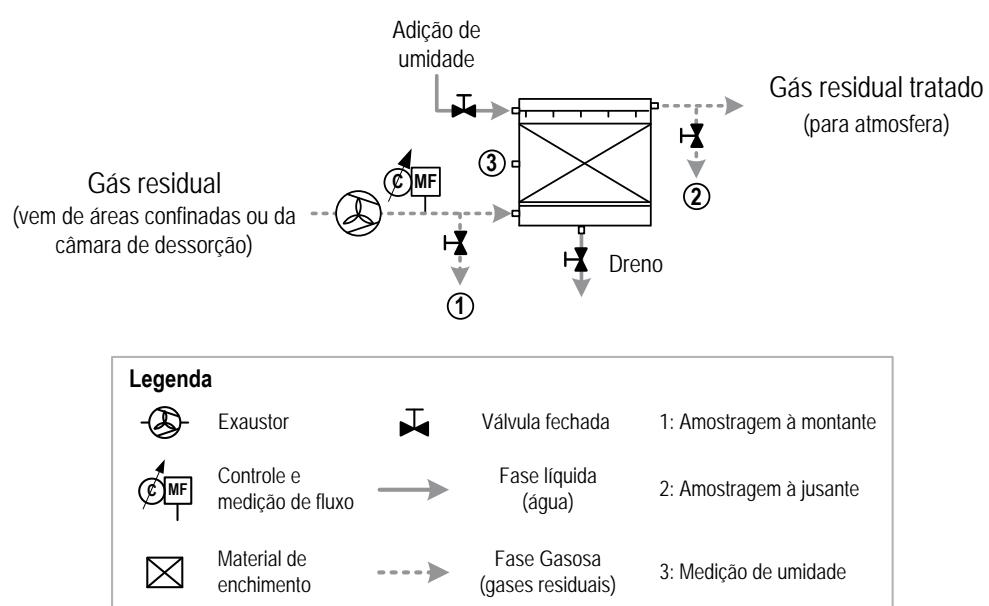


Figura 3 - Diagrama unifilar do processo de biofiltração de gases odorantes em biofiltro fechado.

Se o interesse for o tratamento conjunto de odores (H_2S) e CH_4 presentes no gás residual, recomenda-se a instalação de dois biofiltros em série, sendo o primeiro destinado ao tratamento dos compostos odorantes e o segundo destinado ao tratamento do CH_4 (ver fluxograma apresentado na **Figura 4**). Na biofiltração de misturas gasosas contendo H_2S e CH_4 , deve-se atentar para possíveis efeitos inibitórios sobre a atividade dos microrganismos metanotróficos (oxidadores do CH_4) em decorrência da acidificação do leito filtrante provocada pela oxidação biológica do H_2S , sendo esse efeito minimizado pelo sistema de biorreatores sequenciais, onde no primeiro se faz a oxidação do H_2S (com consequente acidificação do leito filtrante) e no segundo se faz a oxidação biológica do CH_4 em pH próximo à neutralidade.

4.2. Critérios de dimensionamento de biofiltros e biopercoladores

Nos biofiltros e biopercoladores, o meio suporte (material de enchimento) tem a função de apoiar o crescimento dos microrganismos, reter umidade e, em alguns casos, fornecer os nutrientes para os microrganismos. A seleção do meio suporte depende dos critérios biológicos, hidrodinâmicos e econômicos apresentados na **Tabela 1**. Além disso, várias propriedades dos materiais de enchimento

mostradas na **Tabela 1** são elementos cruciais na operação dos biorreatores, cujos detalhes são apresentados em sequência.

Alturas do meio suporte. Tipicamente, as alturas do meio suporte variam da seguinte forma (BRANDT et al., 2019):

1. Biofiltros: de 0,6 m a 1,2 m (frequentemente 1,0 m).
2. Biopercoladores: até 3,0 m.

Razões volumétricas das misturas de materiais no leito filtrante. Os materiais fibrosos/inertes/sintéticos usados em biofiltros e biopercoladores (para melhorar a porosidade e estrutura do leito filtrante) podem ser: perlitas, argilas expandidas, silicatos, materiais cerâmicos ou de vidro, materiais plásticos, turfa fibrosa e outros materiais fibrosos sintéticos (resinas) ou materiais fibrosos naturais provenientes do coco, da cana-de-açúcar e do eucalipto, cavacos de madeira, entre outros. A mistura de materiais fibrosos/inertes/sintéticos e substratos orgânicos/naturais proporciona melhores condições hidrodinâmicas ao leito filtrante, mantendo a fonte de microrganismos e nutrientes. As razões volumétricas dessas misturas variam da seguinte forma (BRANDT et al., 2019):

1. Materiais orgânicos/naturais: de 40% a 80% do leito filtrante.
2. Materiais fibrosos/inertes/sintéticos: de 20% a 60% do leito filtrante.

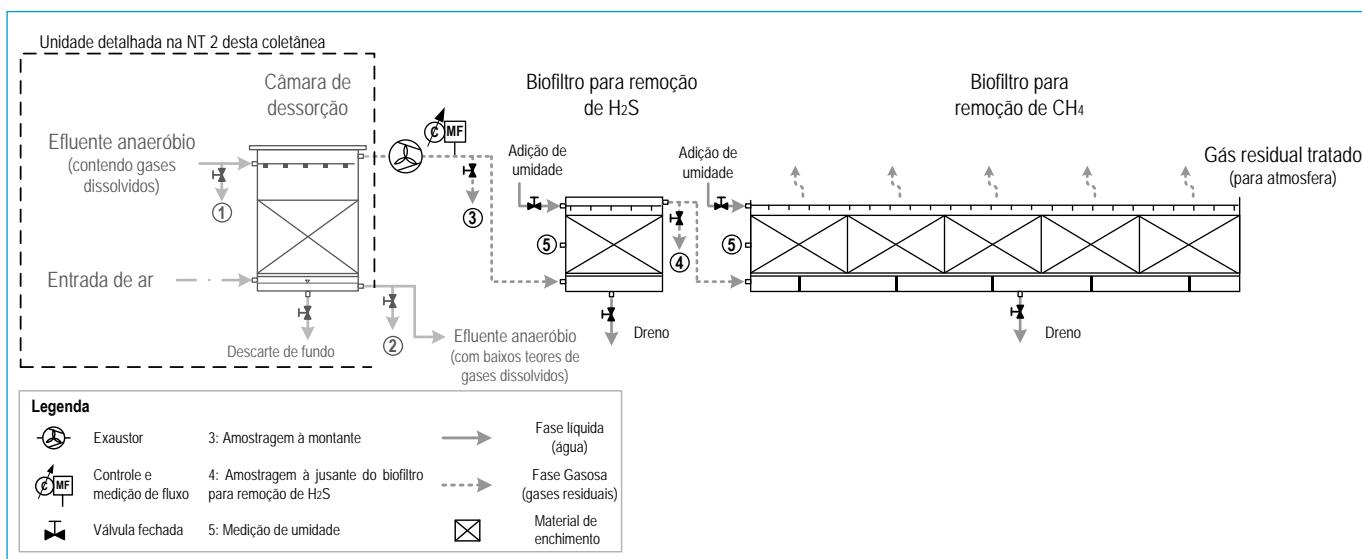


Figura 4 - Diagrama unifilar do processo de biofiltração de gases residuais (H_2S e CH_4) provenientes de câmaras de dessorção de gases dissolvidos.

Fluxo de gás. A transferência de massa dos poluentes entre as fases gasosa e líquida (biofilme) e as taxas de degradação biológica são afetadas pela composição do fluxo de gás. As vazões da corrente gasosa determinam as taxas de aplicação superficial (TAS) do gás e o tempo de detenção em leito vazio (TDLV), estando diretamente relacionadas às eficiências de remoção dos poluentes. Em ETEs, os sistemas de biofiltração em geral não são técnicas economicamente viáveis para o tratamento de fluxos gasosos maiores que 90.000-100.000 m³·h⁻¹ (taxas

de aplicação superficial de até 150 m³·m⁻²·h⁻¹) ou cargas acima de 5-6 g·m⁻³, obviamente dependendo das características dos poluentes (CHERNICHARO *et al.*, 2010; KENNES e VEIGA, 2001).

Nesse sentido, na **Tabela 2** são apresentados os principais parâmetros para o dimensionamento de biofiltros e biopercoladores para a remoção de H₂S e CH₄. Considerando o estágio atual de desenvolvimento da tecnologia, não é recomendado o uso de biopercoladores para a remoção de CH₄.

Tabela 1 - Critérios básicos utilizados na seleção de materiais de enchimento utilizados em sistemas de biofiltração de gases residuais.

Importância	Critério	Propriedades determinantes	Faixas típicas das propriedades
Biológica	• Maior área disponível para o crescimento do biofilme	• Tamanho de partículas • Área específica	• Tamanho de partículas: varia amplamente em função dos materiais empregados e da escala dos reatores (laboratório, piloto ou plena). Quando utilizado composto orgânico, turfa ou solo, varia de <2mm a 12mm, podendo conter fragmentos maiores da compostagem (10-20 mm) que auxiliam na hidrodinâmica do leito filtrante. Quando utilizado material inorgânico e/ou sintético, a faixa é ainda mais ampla, variando dos valores anteriormente mencionados até 35 mm no caso do uso de biosorventes sintéticos, anéis randômicos do tipo <i>Pall Rings</i> , esferas de plástico do tipo <i>Jaeger Tri-Packs</i> , espumas de poliuretano, argilas expandidas e outros.
	• Disponibilidade de nutrientes	• Composição química (C/N/P)	• Área específica: 300 a 1.000 m ² ·m ⁻³ ; embora alguns grupos de pesquisa já tenham empregado materiais com áreas específicas de até 1.360 m ² ·m ⁻³ .
	• Capacidade de retenção de umidade	• Umidade	• Composição química: proporção de carbono, nitrogênio e fósforo (C/N/P) na faixa de 70-230/5-15/1-3.
	• Capacidade de drenagem de subprodutos do metabolismo microbiano	• Umidade • Porosidade total do leito filtrante	• Umidade: os materiais devem ter capacidade de manter a umidade entre 40 e 60% (no caso do H ₂ S); embora alguns estudos recomendem valores menores (10 a 50%) para a biofiltração de gases com baixa solubilidade e difusividade em água (p. ex: CH ₄).
	• Capacidade de tamponamento	• pH	• Porosidade total do leito filtrante: 0,5 a 0,9, sendo os maiores valores obtidos pelos materiais inertes e/ou sintéticos. • pH: os materiais devem ter capacidade de manter o pH do meio numa faixa de 6,0 a 8,0. Porém, a necessidade de tamponamento do leito filtrante depende da comunidade de microrganismos envolvidos. Valores tão baixos quanto 1,0-4,0 podem ser utilizados na biofiltração do H ₂ S.
Hidrodinâmica	• Menor compactação do leito a longo prazo	• Resistência mecânica • Biodegradabilidade	• Resistência mecânica e biodegradabilidade: não existem indicações de valores típicos. Devem ser determinados empiricamente pela operação de reatores em escala de laboratório ou piloto em estudos de longo prazo.
	• Menor resistência ao fluxo de gás	• Tamanho de partículas • Porosidade total do leito filtrante • Perda de carga	• Perda de carga: varia amplamente em função dos tamanhos das partículas dos materiais empregados e da TAS de operação. Quando são utilizados materiais orgânicos/naturais com menores dimensões, a exemplo do composto orgânico, da turfa ou do solo, varia de aproximadamente 15 a 1.200 mm c.a. por m de leito filtrante. Quando são utilizados materiais com maiores dimensões, a exemplo de rochas, argilas expandidas, lascas de madeira, carvão ativado etc., varia de aproximadamente 5 para partículas maiores que 12mm a 600 mm c.a. por m de leito filtrante para partículas menores que 3 mm. Quando há uma mistura de materiais orgânicos/naturais com materiais com maiores dimensões, valores intermediários são obtidos, 10-30 mm c.a. por m de leito filtrante. A utilização de espumas e materiais fibrosos pode levar a perdas de carga extremamente baixas, variando de menos de 0,5 a 30 mm c.a. por m de leito filtrante.
Econômica	• Facilidade de obtenção e simplicidade	• Custo	• Custo: materiais inorgânicos/sintéticos em geral demandam investimentos mais de dez vezes maiores do que os investimentos requeridos para a utilização de materiais orgânicos/naturais (solo, composto orgânico, turfa, lascas de madeira etc).

Fonte: Brandt (2016)

Tabela 2 - Parâmetros de projeto/operacionais e desempenho de biofiltros e biopercoladores utilizados para o tratamento do H₂S e do CH₄ presentes em gases residuais gerados em ETEs.

Parâmetro	Faixa típica		
	H ₂ S		CH ₄
	Biofiltro	Biopercolador	Biofiltro
Concentração afluente	-1 a 2.650 ppm _v	-1 a 3.862 ppm _v	0,02 a 4,00% v/v (200 a 40.000 ppm _v)
Carga volumétrica	< 0,1 a 865 gS-H ₂ S·m ⁻³ ·h ⁻¹	< 0,1 a 11.830 gS-H ₂ S·m ⁻³ ·h ⁻¹	0,1 a 80,0 gCH ₄ ·m ⁻³ ·h ⁻¹
Tempo de detenção em leito vazio (TDLV)	15 a 130 s	1,6 a 120 s	20 a 80 min
Taxa de aplicação superficial do gás (TAS)	5 a 115 m ³ ·m ⁻² ·h ⁻¹	20 a 6.300 m ³ ·m ⁻² ·h ⁻¹	0,6 a 2,0 m ³ ·m ⁻² ·h ⁻¹
Eficiência de remoção	90 a ~100%	95 a ~100%	70 a 100%
pH	1,0 a 8,5	1,0 a 9,0	Próximo à neutralidade

Fonte: Brandt et al. (2019)

Quadro 1 - Sequência de cálculos para o dimensionamento de biorreatores.

1. Carga de H₂S e CH₄ nas zonas confinadas da ETE e eficiências de dessorção: a partir dos fatores de emissão mostrados na **NT 1** desta coletânea (BRANDT et al., 2021a), da carga de SO₄²⁻ e vazão de esgoto bruto, é possível estimar a carga de H₂S e CH₄ nas zonas confinadas da ETE. No que diz respeito aos sistemas de dessorção instalados a jusante dos reatores UASB, as eficiências de dessorção devem ser consideradas conforme detalhado na **NT 2** desta coletânea (SOUZA et al., 2021).
2. Vazão de exaustão dos gases residuais e volume do leito filtrante: a definição da vazão de exaustão dos gases residuais deve ser realizada conforme mostrado em SOUZA et al. (2019) e BRANDT et al. (2018) (para zonas confinadas) e em SOUZA et al. (2021) (para câmaras de dessorção de gases dissolvidos). Considerando o TDLV (**Tabela 2**) e a vazão de exaustão dos gases residuais, é possível estabelecer o volume do leito filtrante (volume útil do meio suporte).
3. Área útil do biorreator: adotando uma profundidade para o meio suporte (ver discussão anterior nesta seção) e considerando o volume estimado na etapa anterior, é possível obter a área útil do biorreator.
4. Verificação da carga volumétrica: a partir da carga de H₂S e CH₄ e do volume útil estimado para o meio suporte, é possível fazer a verificação da carga volumétrica aplicada ao biorreator de acordo com a **Tabela 2**.
5. Verificação da taxa de aplicação superficial: a partir da vazão dos gases residuais e da área do biorreator, é possível verificar a TAS de acordo com a **Tabela 2**.

Tendo em mente todas as características e parâmetros mencionados anteriormente, é possível determinar as dimensões do biofiltro ou do biopercolador. Primeiramente, é necessário estimar a composição do gás residual ou taxas de emissão dos compostos odoríferos (particularmente do H₂S) e do CH₄ (se a redução GEE também for de interesse). Concentrações e taxas de emissão típicas em diversas etapas da ETE e em gases residuais provenientes de câmaras de dessorção podem ser obtidas nas **NTs 1 e 2** desta coletânea (BRANDT et al., 2021a; SOUZA et al., 2021). A sequência

de cálculos para o dimensionamento dos biorreatores consta no **Quadro 1** (ver exemplo no tópico subsequente).

4.3. Exemplo de pré-dimensionamento de um sistema de biofiltração

O exemplo seguinte ilustra o procedimento de cálculo para o dimensionamento de um sistema de biofiltração para o tratamento do gás residual gerado na câmara de dessorção com enchimento dimensionada na **NT 2** desta coletânea (SOUZA et al., 2021).

Exemplo: Dimensionar um sistema de biofiltração para tratamento do H₂S e do CH₄ presentes nos gases residuais gerados em câmaras de dessorção com enchimento (CDE).

Dados de entrada:

- População de projeto (P): 25.000 habitantes
- Contribuição per capita de esgoto (QPC): 150 L·hab⁻¹·d⁻¹
- Taxa de contribuição por infiltração (T_{inf}) = 0,1 Ls⁻¹·km⁻¹
- Extensão de rede por habitante (Lrede·hab⁻¹): 2,0 m·hab⁻¹

Considerações:

Conforme NT 2 desta coletânea (SOUZA et al., 2021):

- Número de unidades: 4 reatores UASB e 4 CDEs (uma para cada reator)

- CD: 2,2 m de diâmetro e 2 m de altura total, sendo 1,5 m de altura útil e 1,0 m de enchimento plástico
- Eficiências de remoção total (E_{CD}): 89% para H_2S (oxidação + dessorção); e 80% para CH_4 (dessorção)
- Concentrações no gás residual: $C_{H2S,gás residual} = 480 \text{ ppm}_v$; $C_{CH4,gás residual} = 0,81\%v/v$
- Vazão de operação da exaustão das câmaras de dessorção ($Q_{gás residual}$): $131 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ ($2,18 \text{ m}^3 \cdot \text{min}^{-1}$) por unidade de dessorção

Solução:

a) Cálculo da vazão média de esgoto bruto (Q_{med}):

$$Q_{med} = P \times QPC \times \frac{1d}{86.400s} + P \times Lrede \cdot hab^{-1} \times Tinf$$

$$Q_{med} = 25.000 \text{ hab} \times 150 \text{ L} \cdot \text{hab}^{-1} \cdot d^{-1} \times \frac{1d}{86.400s} + 25.000 \text{ hab} \times 2,0 \text{ m} \cdot \text{hab}^{-1} \times \frac{1\text{km}}{1000m} \times 0,1 \text{ L} \cdot s^{-1} \cdot \text{km}^{-1}$$

$$Q_{med} = 48,4 \text{ L} \cdot s^{-1}$$

b) Determinação do volume útil (V) dos biofiltros:

$$V = Q_{gás residual} \times TDLV$$

TDLV = Tempo de detenção em leito vazio (ver Tabela 2)

Biofiltro para H_2S :

$$V = 2,18 \text{ m}^3 \cdot \text{min}^{-1} \times 1 \text{ min} = 2,18 \text{ m}^3$$

Biofiltro para CH_4 :

$$V = 2,18 \text{ m}^3 \cdot \text{min}^{-1} \times 35 \text{ min} = 76,30 \text{ m}^3$$

c) Determinação da área útil (A) e diâmetro (D) dos biofiltros:

$$A = \frac{V}{h} \rightarrow D = \left(A \times \frac{4}{\pi} \right)^{1/2}$$

Biofiltro para H_2S :

$$A = \frac{2,18 \text{ m}^3}{1,0 \text{ m}} (\text{item 4.2}) = 2,18 \text{ m}^2$$

$$D = \left(2,18 \text{ m}^2 \times \frac{4}{\pi} \right)^{1/2} = 1,7 \text{ m}$$

Biofiltro para CH_4 :

$$A = \frac{76,30 \text{ m}^3}{1,2 \text{ m}} (\text{item 4.2}) = 63,60 \text{ m}^2$$

$$D = \left(63,60 \text{ m}^2 \times \frac{4}{\pi} \right)^{1/2} = 9,0 \text{ m} (\text{ou um biorreatador quadrado de cerca de } 8,0 \text{ m} \times 8,0 \text{ m})$$

d) Verificação das cargas volumétricas (CV):

$$CV = \frac{C_{[X],gás residual} \times Q_{gás residual}}{V}$$

Biofiltro para H_2S :

$$C_{H2S,gás residual} = 480 \text{ ppm}_v = 0,73 \text{ gH}_2S \cdot \text{m}^{-3} (\text{vide nota})$$

$$CV = \frac{0,73 \text{ gH}_2S \cdot \text{m}^{-3} \times 2,18 \text{ m}^3 \cdot \text{min}^{-1} \times 60 \text{ min} \cdot \text{h}^{-1}}{2,18 \text{ m}^3} = 43,8 \text{ gH}_2S \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1} (\text{ok de acordo com a Tabela 2})$$

Biofiltro para CH_4 :

$$C_{CH4,gás residual} = 0,81\%v/v = 0,81 \text{ gCH}_4 \cdot \text{m}^{-3} (\text{vide nota})$$

$$CV = \frac{0,81 \text{ gH}_2S \cdot \text{m}^{-3} \times 2,18 \text{ m}^3 \cdot \text{min}^{-1} \times 60 \text{ min} \cdot \text{h}^{-1}}{76,30 \text{ m}^3} = 1,4 \text{ gH}_2S \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1} (\text{ok de acordo com a Tabela 2})$$

Nota: é necessário converter as concentrações em %v/v ou ppm_v (ppm_v = %v/v × 10.000) a mg-Nm³ usando a densidade do gás nas condições normais de temperatura e pressão (CNTP) ou usando a equação geral de gases (gás ideal), como segue:

$$C = \frac{P \times MM \times C_{[X],gás residual}}{62,4 \text{ L} \cdot \text{mmHg} \cdot \text{K}^{-1} \cdot \text{mol}^{-1} \cdot (273,2 \text{ K} \cdot {}^\circ\text{C}^{-1} + T)}$$

Na qual: C - concentração do gás (mg·Nm³); P - pressão do gás (mmHg) (para obter concentração em termos de "normal m³" (Nm³), adotar pressão à CNTP = 760 mmHg ou 1 atm); MM - massa molecular; T - temperatura do gás (°C) (para obter concentração em termos de "normal m³" (Nm³), adotar temperatura à CNTP = 0°C).

e) Verificação das taxas de aplicação superficial do gás (TAS):

$$TAS = \frac{Q_{\text{gás residual}}}{A}$$

Biofiltro para H₂S:

$$TAS = \frac{2,18 \text{ m}^3 \cdot \text{min}^{-1} \times 60 \text{ min} \cdot \text{h}^{-1}}{2,18 \text{ m}^2} = 60 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1} (\text{ok de acordo com a Tabela 2})$$

Biofiltro para CH₄:

$$TAS = \frac{2,18 \text{ m}^3 \cdot \text{min}^{-1} \times 60 \text{ min} \cdot \text{h}^{-1}}{63,6 \text{ m}^2} = 20 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1} (\text{ok de acordo com a Tabela 2})$$

Observações finais:

- O gás residual proveniente de cada câmara de dessorção deverá ser direcionado para um sistema de biofiltração composto por dois biofiltros sequenciais, sendo o primeiro destinado ao abatimento de odores (H₂S) e o segundo destinado à remoção de CH₄.
- O biofiltro para controle de odores deve possuir altura útil de 1,0 m e área útil de 2,18 m² (D = 1,7 m).
- O biofiltro para destruição do CH₄ deve possuir altura útil de 1,2 m e área útil de 63,6 m² (8,0 m x 8,0 m).
- Os biofiltros poderão ser preenchidos com uma mistura de substrato proveniente da compostagem e vermiculita expandida numa proporção volumétrica de 60:40, conforme proposto por Brandt (2016).
- O exaustor do sistema de biofiltração deve ser dimensionado para uma vazão de 131 m³·h⁻¹ considerando as perdas de carga associadas à câmara de dessorção, aos leitos filtrantes dos biofiltros (apresentadas na Tabela 1) e à rede de gás residual (distribuídas e localizadas nos tubos e nas conexões).

5. ASPECTOS ADICIONAIS DE OPERAÇÃO E MANUTENÇÃO

A umidade do leito filtrante é um parâmetro fundamental na operação de biofiltros e biopercoladores. Está diretamente relacionado à atividade microbiana (que ocorre apenas na presença de água), ao transporte de substratos, nutrientes e produtos da atividade biológica no biofilme e à hidrodinâmica do leito filtrante. A falta de umidade pode reduzir a atividade microbiana e levar à abertura de fendas no leito do filtro, levando a zonas de escoamento preferencial, principalmente nas primeiras camadas do leito. Por outro lado, o excesso de umidade pode reduzir a permeabilidade do leito filtrante, aumentando as perdas de carga e induzindo a geração de zonas mortas. Para a manutenção da umidade do meio suporte, a taxa de adição de água nos biofiltros é:

1. Geralmente menor do que 95 L·m⁻²·d⁻¹.
2. Mais frequentemente de 20 a 30 L·m⁻²·d⁻¹.

Essas taxas de adição de água são suficientes para a manutenção da umidade do leito filtrante entre 40%v/v e 60%v/v, ideal para a biofiltração do H₂S. No caso do

CH₄, a umidade do leito filtrante deverá ser menor para que a espessura da película d'água ou biofilme seja a menor possível, garantindo uma menor resistência à difusão do poluente. Nesse sentido, recomenda-se a manutenção da umidade do leito filtrante entre 10%v/v e 50%v/v (SOUZA et al., 2019). Para o monitoramento da umidade, recomenda-se a utilização de higrômetros agrícolas devidamente calibrados para a matriz do meio suporte.

No caso dos biopercoladores, normalmente não se faz um controle específico de umidade do leito filtrante, já que a fase líquida em contínua circulação não permite a manutenção das faixas de umidade mencionadas anteriormente. Em vez disso, normalmente se emprega outro parâmetro denominado "taxa ou velocidade de circulação de fase líquida". Tipicamente, as velocidades de circulação de fase líquida empregadas em biopercoladores situam na faixa de 0,05 a 20 m·h⁻¹ (KENNES e VEIGA, 2001). Como parâmetro de comparação, para a manutenção da umidade ideal dos leitos filtrantes, as velocidades das fases líquidas aplicadas em biofiltros geralmente são inferiores a 0,004 m·h⁻¹.

6. ESTUDO DE CASO

A seguir é apresentado, em linhas gerais, um exemplo de aplicação de biofiltros para remoção de H_2S e CH_4 presentes no gás residual oriundo de uma câmara de dessorção. O aparato experimental foi instalado no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento (CePTS), localizado junto à Estação de Tratamento de Esgotos do Arrudas (ETE Arrudas) da Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA).

O sistema é composto por três unidades fabricadas em fibra de vidro: (i) uma câmara com enchimento para a dessorção de gases dissolvidos em parte do efluente de um reator UASB ($V = 14 m^3$), conforme detalhado na NT 2 desta coleção (SOUZA *et al.*, 2021); e (ii) dois biofiltros para o tratamento sequencial do H_2S e do CH_4 presentes no gás residual.

Na **Figura 5** é apresentado o desenho esquemático da câmara de dessorção seguida pelo sistema de biofiltração em dois estágios e a representação real das unidades experimentais.

O primeiro biofiltro foi dimensionado com 0,10 m de diâmetro e 1,15 m de altura, e tem como função principal oxidar o H_2S contido no gás residual. O segundo possui 0,58 m de diâmetro e 1,45 m de altura, tendo sido dimensionado para remover o CH_4 . O material de enchimento dos biofiltros é composto por 60% de matéria orgânica e 40% de vermiculita expandida, ocupando uma altura de 1 m em cada unidade (**Figura 6**).

Os experimentos foram realizados para uma vazão de ar (Q_G) de $7,4 L \cdot min^{-1}$, e vazão de esgoto (Q_L) de $3 L \cdot min^{-1}$, resultando em relações gás/líquido (Q_G/Q_L) de aproximadamente 2,5 e uma taxa de aplicação superficial de $0,10 m^3 \cdot m^{-2} \cdot min^{-1}$ para a câmara de dessorção. Foram obtidas eficiências de remoção de H_2S e CH_4 de 93% e 69%, respectivamente, o que resultou em uma concentração de H_2S e CH_4 no gás residual de 85 ppm_v e 1,1%, respectivamente. Nesse sentido, o sistema de biofiltração foi operado sob as condições operacionais resumidas na **Tabela 3**.

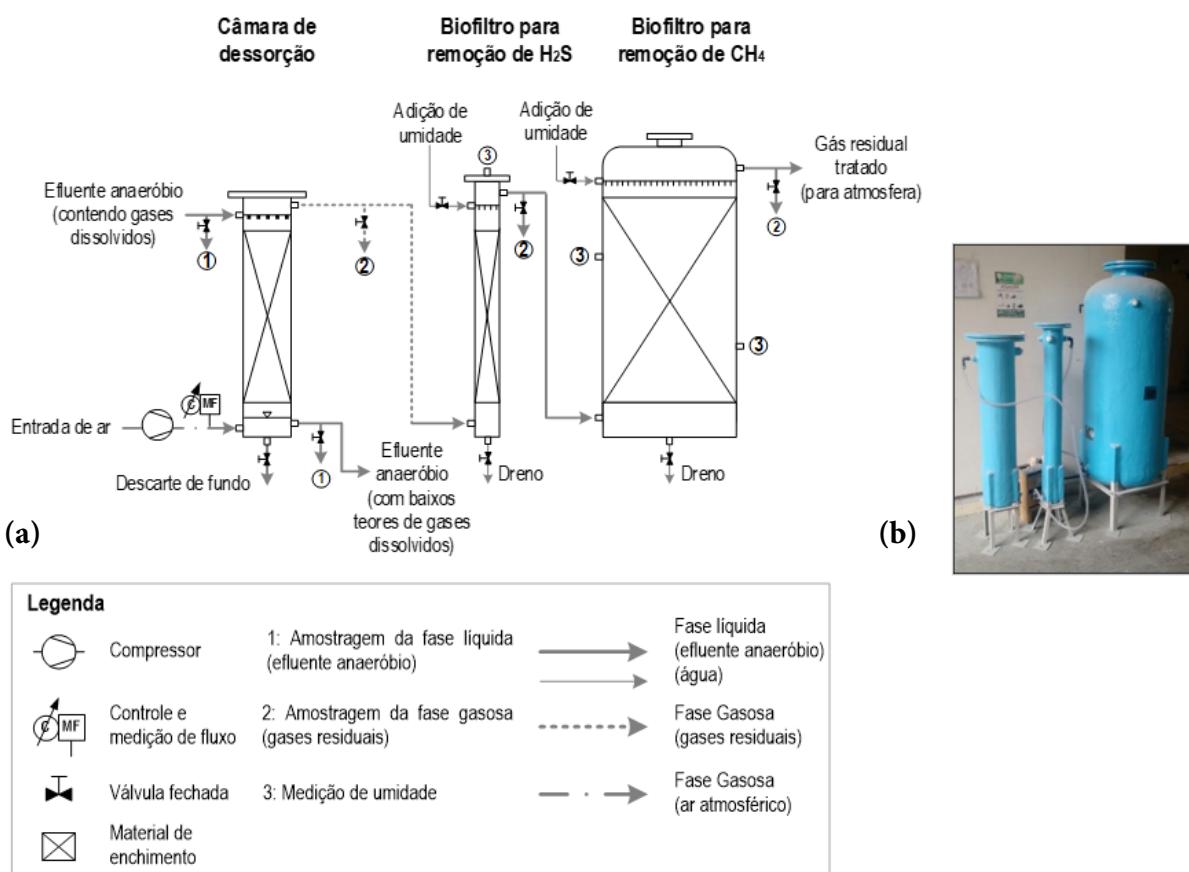


Figura 5 - (a) Fluxograma do aparato experimental para a remoção do CH_4 e do H_2S dissolvidos no efluente de reatores anaeróbios e tratamento dos gases residuais; (b) representação real das unidades experimentais.

Tabela 3 - Condições operacionais do sistema de biofiltração.

Biofiltro	Concentração de H_2S afluente (ppm _v)	Carga volumétrica de H_2S (g $\text{H}_2\text{S}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$)	Concentração de CH_4 afluente (%)	Carga volumétrica de CH_4 (g $\text{CH}_4\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$)	TDLV*
1	85 ± 29	6,6 ± 2,3	1,10 ± 0,20	11,8 ± 1,8	64 s
2	22 ± 19	1,7 ± 1,5	0,93 ± 0,17	9,9 ± 1,8	37 min

Nota: *TDLV: tempos de detenção em leito vazio.

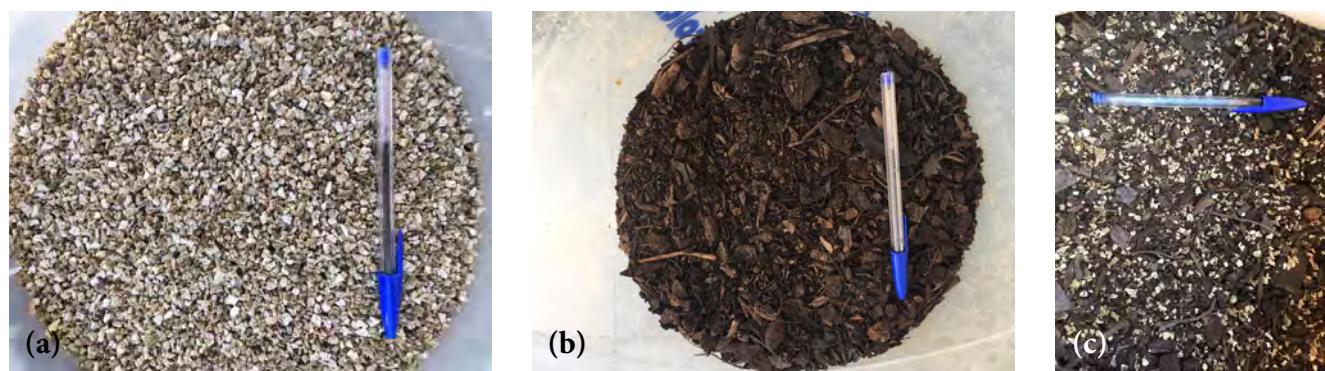
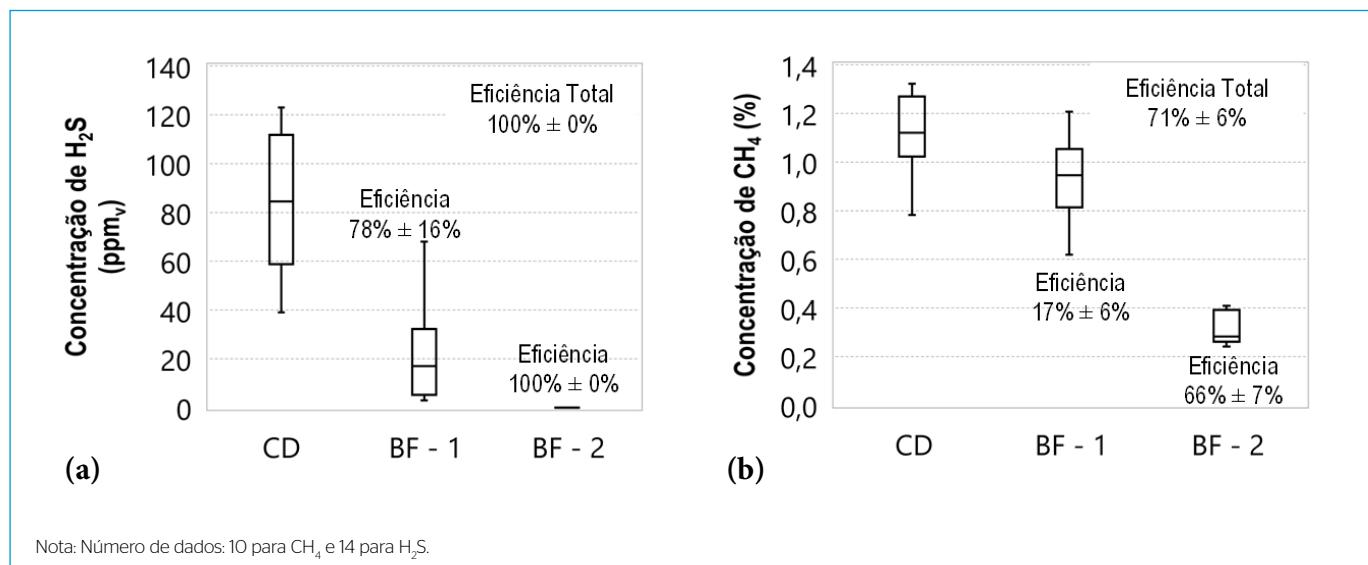


Figura 6 - Material de enchimento dos biofiltros: (a) vermiculita; (b) composto orgânico; (c) mistura composta por 60% de composto orgânico e 40% de vermiculita.

Na **Figura 7** são apresentados os resultados (concentrações e eficiências de remoção) de CH_4 e H_2S no sistema de biofiltração usado para tratar a corrente de gás residual oriunda da câmara de dessorção. Foram obtidas eficiências de remoção de $71 \pm 6\%$ para o CH_4 e $100 \pm 0\%$ para o H_2S no sistema de biofiltros sequenciais. Como esperado, o primeiro biofiltro apresentou maior

eficiência na remoção de H_2S ($78 \pm 16\%$), tendo sido o H_2S remanescente totalmente removido no segundo biofiltro. Embora não fosse esperado, o primeiro biofiltro apresentou uma remoção marginal de CH_4 ($17 \pm 6\%$), enquanto no segundo biofiltro uma redução notável de CH_4 foi observada ($66 \pm 7\%$), embora eficiências mais altas fossem esperadas.



Nota: Número de dados: 10 para CH_4 e 14 para H_2S .

Figura 7 - Concentração e eficiência de remoção de CH_4 (a) e H_2S (b) da corrente de gás residual pelo sistema de biofiltros sequenciais. CD: câmara de dessorção; BF-1: biofiltro 1; BF-2 biofiltro 2.

Nesse contexto, o sistema de biofiltração sequencial permitiu a redução substancial das concentrações de CH_4 e H_2S da corrente de gás residual, mostrando a eficácia da configuração de dois biofiltros em série, o primeiro para o tratamento de H_2S e o segundo para o tratamento de CH_4 . Portanto, esses resultados comprovam que dispositivos simples como a câmara de dessorção seguida de biofiltros podem contribuir efetivamente para o controle das emissões difusas em ETEs com reatores anaeróbios.

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O estado do conhecimento atual mostra que os sistemas de biofiltração (biofiltros e biopercoladores) são promissores para o tratamento de gases residuais gerados em ETEs com reatores anaeróbios. Os aspectos econômicos (custos de implantação, operação, manutenção; e requisitos de energia e de produtos químicos) são amplamente favoráveis ao uso dessa técnica. A biofiltração é uma técnica consolidada e utilizada há décadas no controle efetivo das emissões odorantes e corrosivas (p. ex.: H_2S) em ETEs. Por outro lado, somente nos últimos anos essa técnica foi explorada para a remoção do CH_4 presente em gases residuais gerados em ETEs com reatores anaeróbios. As informações apresentadas nesta coletânea de notas técnicas reforçam a urgente necessidade de experiências práticas que atentem para o adequado gerenciamento do CH_4 dissolvido nos efluentes dos reatores UASB, especialmente para o abatimento do CH_4 residual em ETEs brasileiras de pequeno e médio porte, nas quais a recuperação do CH_4 para posterior

aproveitamento energético, a princípio, não se apresentaria como uma alternativa economicamente viável. Não obstante, a baixa solubilidade do CH_4 em água também limita a aplicação das técnicas de biofiltração e de biopercolação de gases residuais devido à dificuldade de transferência de massa do CH_4 da fase gasosa para o biofilme. Conforme demonstrado nesta NT, se o objetivo é o tratamento do H_2S e do CH_4 , a biofiltração de ambos os gases é atingida em um sistema de biorreatores sequenciais, em que são aplicadas condições de projeto e operação bastante diferenciadas. Nesse sentido, os acadêmicos, pesquisadores, consultores, projetistas e operadores de ETEs com reatores anaeróbios são convidados a explorarem o uso dos sistemas de biofiltração não só para o controle de odores/corrosão, mas também para alcançar a efetiva sustentabilidade da ETE a partir da redução das emissões do gás de efeito estufa, o CH_4 .

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio recebido do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais – FAPEMIG, da Fundação Nacional de Saúde (FUNASA) e do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estações Sustentáveis de Tratamento de Esgoto – INCT ETEs Sustentáveis.

Este trabalho faz parte da série de publicações do INCT ETEs Sustentáveis.

REFERÊNCIAS

BRANDT, E. M. F.; SOUZA, C. L.; CENTENO-MORA, E.; BIANCHETTI, F. J.; SANTOS, J. M. B.; CHERNICHARO, C. A. L. Valoração e gerenciamento de subprodutos gasosos do tratamento do esgoto. Parte B: Avanços nas técnicas de controle de emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios - Nota Técnica 1 - Tópicos de interesse. *Cadernos Técnicos Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 1, n. 2, p. 5-22, 2021a.

BRANDT, E. M. F.; CENTENO-MORA, E.; SANTOS, J. M. B.; CHERNICHARO, C. A. L. Valoração e gerenciamento de subprodutos

gasosos do tratamento do esgoto. Parte B: Avanços nas técnicas de controle de emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios - Nota Técnica 6 - Uso energético e queima de gases residuais. *Cadernos Técnicos Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 1, n.2, p. 77-90, 2021b.

BRANDT, E. M. F.; MCADAM, E. J.; NOYOLA, A. Control of diffuse emissions in UASB reactors treating sewage. In: Chernicharo, C. A. L.; Bressani-Ribeiro, T. (Eds.). *Anaerobic Reactors for Sewage*

Treatment: Design, Construction, and Operation. ed. London: IWA Publishing, 2019. p. 245-283.

BRANDT, E. M. F.; SANTOS, J. M. B.; SOUZA, C. L.; POSSETTI, G. R. C.; RIBEIRO, T. B.; CHERNICHARO, C. A. L. Contribuição para o aprimoramento de projeto, construção e operação de reatores UASB aplicados ao tratamento de esgoto sanitário – Parte 4: Controle de corrosão e emissões gasosas. *Revista DAE*, v. 214, n. 66, p. 56-72, 2018.

BRANDT, E. M. F. *Biofiltração e biopercolação de metano presente em gases residuais gerados em processos anaeróbios*. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). 2016. 212 f. Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2016.

CENTENO-MORA, E.; FONSECA, P. R. S.; BRANDT, E. M. F.; CHERNICHARO, C. A. L. Valoração e gerenciamento de subprodutos gasosos do tratamento do esgoto. Parte B: Avanços nas técnicas de controle de emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios - Nota Técnica 4 - Recuperação de metano dissolvido em efluentes de reatores anaeróbios por meio de contactores de membrana desgaseificadora. *Cadernos Técnicos Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 1, n. 2, p. 49-62, 2021a.

CHERNICHARO, C. A. L.; STUETZ, R. M.; SOUZA, C. L.; MELO, G. C. B. Contribuição para o projeto de biofiltros aplicados ao tratamento de emissões odorantes provenientes de reatores anaeróbios. *Revista DAE*, v. 186, n. 1767, p. 56-62, 2011.

CHERNICHARO, C. A. L.; STUETZ, R. M.; SOUZA, C. L.; MELO, G. C. B. Alternativas para o controle de emissões odorantes em reatores anaeróbios tratando esgoto doméstico. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 15, n. 3, p. 229-236, 2010.

ESTRADA, J. M.; KRAAKMAN, N. J. R.; LEBRERO, R.; MUÑOZ, R. A sensitivity analysis of process design parameters, commodity prices and robustness on the economics of odour abatement technologies. *Biotechnology Advances*, v. 30, n. 6, p. 1354-1363, 2012.

KENNES, C.; VEIGA, M. C. *Bioreactors for waste gas treatment*. ed. Dordrecht, Netherland: Kluwer Academic Publishers, 2001. 312 p.

NELTING, K.; POSSETTI, G. R. C.; RIETOW, J. C.; PAULA, A. C.; COSTA, F. J. O. G.; GALLO, E. M. F. S.; TRAUTMANN, N.; Valoração e gerenciamento de subprodutos gasosos do tratamento do esgoto. Parte B: Avanços nas técnicas de controle de emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios - Nota Técnica 3 - Recuperação de gases dissolvidos em efluentes de reatores anaeróbios por meio de câmaras de vácuo. *Cadernos Técnicos Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 1, n. 2, p. 35-47, 2021.

SOUZA, C. L.; SANTO, B. C. E.; BRANDT, E. M. F. B.; SANTOS, J. M. B. Valoração e gerenciamento de subprodutos gasosos do tratamento do esgoto. Parte B: Avanços nas técnicas de controle de emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios - Nota Técnica 2 - Câmaras de dessorção para remoção de sulfeto de hidrogênio e metano dissolvidos em efluentes de reatores anaeróbios. *Cadernos Técnicos Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 1, n. 2, p. 23-33, 2021.

SOUZA, C. L.; CHERNICHARO, C. A. L.; BRANDT, E. M. F.; POSSETTI, G. R. C. Subprodutos gasosos do tratamento de esgoto. In: Santos, A. B. (org.) *Caracterização, tratamento, e gerenciamento de subprodutos de correntes de esgotos segregados e não segregados em empreendimentos habitacionais*. Fortaleza, Brasil: Imprece, 2019. p. 573-663.



Parte B: Avanços nas técnicas de controle de emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios

Nota Técnica 6 - Uso energético e queima de gases residuais

Part B: Advances in gas emission control techniques for anaerobic-based STPs
Technical Note 6 - Energetic use and burning of waste gas

Emanuel Manfred Freire Brandt¹; Erick Javier Centeno Mora²; Juliana Mattos Bohrer Santos³;
Carlos Augusto de Lemos Chernicharo^{4*}

RESUMO

As técnicas de controle de emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios abordadas nesta coletânea de Notas Técnicas (NTs) baseiam-se no princípio da dessorção dos gases dissolvidos no efluente anaeróbio (p. ex.: CH_4 e H_2S), por meio de sua transferência a um gás residual. O gás residual deve ser adequadamente gerenciado, por exemplo, por meio da sua degradação/oxidação em biofiltros (NT 5). Esta NT considera outras abordagens para o gerenciamento do gás residual: (i) seu aproveitamento energético misturado ao biogás; e (ii) seu uso como comburente na queima do biogás. Por meio de modelos matemáticos, foram estabelecidas as condições de operação dos sistemas de dessorção requeridas para ambas as opções. Para a opção (i), são necessários valores da razão gás/líquido (Q_g/Q_l no sistema de dessorção) na faixa de 0,03-0,10, o que levaria a um incremento do potencial energético da ETE entre 18% e 58%. Para a opção (ii), são necessárias condições favoráveis de produção de biogás e valores de Q_g/Q_l menores do que 2,5.

Palavras-chave: corrosão; esgoto; metano; odor; reator UASB; sulfeto; Etsus Ferramenta $\text{CH}_4\text{-D}$.

ABSTRACT

The techniques for controlling gaseous emissions in anaerobic-based STPs studied in this collection of Technical Notes (TNs) are based on the desorption principle of dissolved gases (e.g. CH_4 and H_2S) in anaerobic effluent, through their transfer to a waste gas. The waste gas must be properly managed, for example through its degradation/oxidation in biofilters (TN 5). This TN considers other approaches to manage the waste gas: (i) its energetic use mixed with biogas; and (ii) its use as a comburent in the burning of biogas. Through mathematical models, the operating conditions of the desorption systems required for both options were established. For option (i), values of the gas / liquid ratio (Q_g/Q_l in the desorption system) in the range of 0.03-0.10 are necessary, leading to an increase in the energetic potential in the range of 18 to 58%. For option (ii), it was determined that favourable conditions of biogas production are necessary, along with Q_g/Q_l values of less than 2.5.

Keywords: corrosion, sewage, methane, odour, UASB reactor, sulphide; Etsus Tool D-CH_4 .

¹Químico Industrial pela Universidade Federal de Ouro Preto (UFOP). Mestre e Doutor em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Docente Permanente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Juiz de Fora (PEC-UFJF). Diretor Técnico da Brandt Meio Ambiente Ltda. Membro do INCT ETEs Sustentáveis.

²Engenheiro Civil pela Universidad de Costa Rica (UCR). Mestre em Tratamiento e Gestão do Solo, Águas e Resíduos pela Universidade Parisiense AgroParisTech. Aluno de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da UFMG. Membro do INCT ETEs Sustentáveis.

³Engenheira Ambiental e Sanitária pela UFJF. Mestre e aluna de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da UFMG. Membro do INCT ETEs Sustentáveis.

⁴Engenheiro Civil pela UFMG. Doutor em Engenharia Ambiental pela Universidade de Newcastle upon Tyne - UK. Professor titular aposentado do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG. Coordenador do INCT ETEs Sustentáveis.

Endereço para correspondência: Avenida Antônio Carlos 6627 - Universidade Federal de Minas Gerais - Escola de Engenharia - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - Bloco 1. Belo Horizonte, MG. CEP: 31270-901. e-mail: calemos@desa.ufmg.br

1. INTRODUÇÃO

As diversas técnicas de dessorção estudadas nesta coleção de notas técnicas (NTs) geram gases residuais com diferentes vazões e teores de metano (CH_4) e sulfeto de hidrogênio (H_2S), em função da técnica utilizada e de suas respectivas condições de operação - câmaras de dessorção (NT 2 - SOUZA *et al.*, 2021); câmaras a vácuo (NT 3 - NELTING *et al.*, 2021); contactores de membrana desgaseificadora (NT 4 - CENTENO-MORA *et al.*, 2021). As zonas confinadas das estações de tratamento de esgoto (ETEs) para contenção de odores também geram gases residuais em vazões que dependem do volume da zona confinada, usualmente com teores de CH_4 desprezíveis, porém com concentrações de H_2S relevantes no que se refere aos aspectos relacionados a odores e corrosão. Adicionalmente, conforme abordado na NT 1 desta coleção (BRANDT *et al.*, 2021), para os diversos tipos de gases residuais gerados em ETEs com reatores anaeróbios, existem opções de gerenciamento que perpassam pelo seu aproveitamento energético, pela sua oxidação biológica ou pela sua destruição térmica para queima do CH_4 e do H_2S . Qualquer que seja a técnica utilizada, o gerenciamento dos gases residuais é de grande importância para que se possa alcançar a efetiva sustentabilidade da ETE, seja contribuindo para a redução da emissão de gás de efeito estufa (GEE) ou para o abatimento dos gases causadores dos maus odores e da corrosão.

Nesse sentido, esta NT tem como objetivo propor uma abordagem matemática para a modelagem das rotas de gerenciamento dos gases residuais que envolvam o seu aproveitamento energético junto ao biogás ou a sua destruição térmica em queimador. Os resultados apresentados

neste documento se baseiam em considerações teóricas e devem ser utilizados apenas como um ponto de partida para o dimensionamento de sistemas reais ou futuras pesquisas nesse tema.

Nesta NT busca-se dar respostas a duas questões relacionadas à gestão dos gases residuais:

1. O gás residual pode ser misturado ao biogás para aproveitamento energético?
2. O gás residual pobre em CH_4 pode ser queimado?

2. CRITÉRIOS E PARÂMETROS DOS MODELOS

Para as estimativas de uso do gás residual em combinação com o biogás ou como combustível na queima, faz-se necessário o uso de balanços de massa do CH_4 , a fim de calcular as vazões e os teores de CH_4 nas misturas gasosas. Na **Tabela 1** são apresentados os parâmetros mais importantes e os valores típicos reportados na literatura que serviram de base para os cálculos do balanço de massa nos exemplos e nas análises apresentadas nesta NT.

3. APROVEITAMENTO ENERGÉTICO DO GÁS RESIDUAL MISTURADO AO BIOGÁS

3.1. Preliminares

Na **Figura 1**, são mostrados os elementos mais importantes para a consideração do aproveitamento energético do gás residual misturado ao biogás em ETEs com reatores anaeróbios.

Como pode ser observado na **Figura 1**, o gás residual deve ser recuperado por meio de um processo de dessorção (p. ex.: câmara a vácuo ou contactores de membrana desgaseificadora).

Tabela 1 – Parâmetros de entrada dos modelos de balanço de massa do CH_4 .

Parâmetro	Unidade	Valores reportados na literatura (valor considerado nas Figura 2 e 5, e nos Exemplos 1 e 2 para o cenário típico)		
		Pior cenário	Cenário típico	Melhor cenário
CH_4 dissolvido no efluente anaeróbio ($\text{CH}_4\text{-D}_{\text{ef}}$)	$\text{KgCH}_4\text{-m}^3$	0,010 a 0,015 (0,015)	0,015 a 0,020 (0,020)	0,020 a 0,025 (0,025)
Teor de CH_4 no biogás ($\text{CH}_4\text{-biogás}$)	%v/v	67,5 a 72,5 (70)	72,5 a 77,5 (75)	77,5 a 82,5 (80)
Produção unitária de biogás ($Q_{\text{biogás,unit}}$)	$\text{NL}\text{-m}^3\text{-esgoto}$	23,8 a 116,7 (60,3)	46,4 a 138,3 (85,6)	64,8 a 168,3 (101,6)
Produção unitária de CH_4 ($Q_{\text{CH4,unit}}$)	$\text{NL}\text{-m}^3\text{-esgoto}$	16,7 a 81,7 (42,2)	34,8 a 103,7 (64,2)	51,8 a 134,6 (81,3)
Eficiência de dessorção do sistema de recuperação (E_{rec})	%	40	60	90

Fonte: adaptado de Lobato *et al* (2012); Centeno-Mora e Chernicharo (2020).

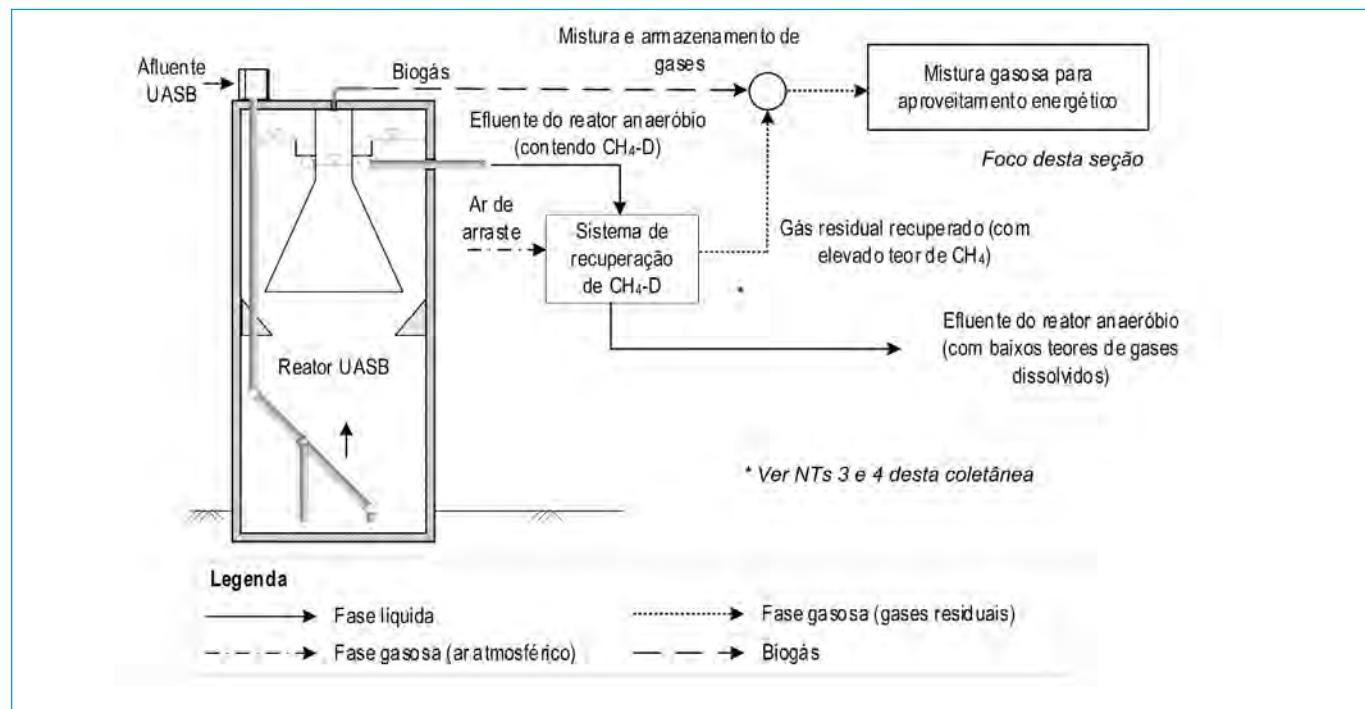


Figura 1 – Esquema do processo de recuperação do metano dissolvido (CH_4 -D) em efluentes anaeróbios para o seu aproveitamento energético misturado ao biogás.

Uma vez recuperado, o gás residual pode ser misturado com o biogás do reator anaeróbio a fim de aumentar o potencial de aproveitamento energético do CH_4 . As condições de projeto e operação mais importantes para essa aplicação são:

1. O gás residual recuperado não deve estar muito diluído. Para isso, as relações de vazões de gás e líquido (Q_g/Q_L ou R_Q) nos contactores de membrana desgasificadora devem ser baixas, permitindo a recuperação de um gás concentrado em CH_4 .
2. A mistura do gás residual com o biogás deve garantir um teor de CH_4 final suficiente para o aproveitamento energético. Para o caso de reatores anaeróbios tratando esgoto, espera-se que o biogás seja diluído quando misturado ao gás residual. Normalmente, para a produção de energia e calor, é necessária uma concentração mínima de CH_4 de 30-45%v/v na mistura gasosa (AL SEADI, 2008).
3. A mistura de biogás e gás residual tenderá a aumentar a vazão de gás a ser armazenado e tratado, a depender da razão Q_g/Q_L do sistema de dessorção. Isso deve ser

considerado para o dimensionamento do reservatório de biogás e do processo de acondicionamento da fase gasosa.

4. A mistura do gás residual com o biogás tenderá a aumentar o potencial energético da ETE, aumento esse associado à eficiência de recuperação do CH_4 no sistema de dessorção.

Este item 3 visa abordar os quatro pontos anteriores, mostrando ao projetista e ao operador como calcular as condições de mistura do gás residual com o biogás e o efeito das principais condições operacionais sobre: (i) o teor de CH_4 no gás residual recuperado; (ii) o teor de CH_4 da mistura do gás residual com o biogás; (iii) a vazão de gás e os requisitos de volume para armazenamento; e (iv) o potencial energético da ETE.

3.2. Exemplo de aplicação do modelo

O exemplo seguinte ilustra os cálculos para estimar a produção de biogás, a vazão de gás residual recuperado em um sistema de dessorção de gases dissolvidos no efluente anaeróbio, e o potencial energético da mistura gasosa (biogás + gás residual).

Exemplo 1: Calcular: a) as vazões de biogás ($Q_{biogás}$) e de gás residual (Q_{GR}) e os teores de CH_4 no biogás ($C_{biogás}$) e no gás residual recuperado (C_{GR}); b) a vazão da mistura gasosa biogás + gás residual (Q_{MG}) e o teor de CH_4 nessa mistura (C_{MG}); c) o incremento da vazão de gás para armazenamento e aproveitamento energético; e d) o incremento do potencial energético da ETE.

Dados de entrada:

- População de projeto (P): 250.000 habitantes
- Contribuição *per capita* de esgoto (QPC): 165 L·hab⁻¹·d⁻¹
- Taxa de contribuição por infiltração (T_{inf}) = 0,1 L·s⁻¹·km⁻¹
- Extensão de rede por habitante (Lrede·hab⁻¹): 1,5 m·hab⁻¹
- Densidade CH_4 : 668 mg·L⁻¹
- Teor de CH_4 no biogás ($CH_4_{biogás}$): 75%
- Produção unitária de biogás ($Q_{biogás.unit}$): 85,6 NL·Nm³
- Eficiência de dessorção do sistema de recuperação (E_{CDE}): 60%
- Concentração de CH_4 dissolvido no efluente ($C_{L-CH4,ef}$): 20 mg·L⁻¹ (20 g·m⁻³) (valor típico)
- Potencial energético do CH_4 (poder calorífico inferior - PCI): 35,9 MJ·Nm⁻³

Considerações:

Para os cálculos, foram consideradas as **condições típicas** apresentadas na **Tabela 1** e uma razão Q_G/Q_L no sistema de dessorção de 0,033, razão mínima teórica para se atingir 100% de eficiência de dessorção do CH_4 dissolvido no efluente anaeróbico. Ademais, considerou-se a distribuição da vazão de esgoto em 10 reatores UASB.

Solução:

a) Cálculo da vazão média de esgoto bruto (Q_{med}):

$$Q_{med} = P \times QPC \times \frac{1d}{86.400s} + P \times Lrede \cdot hab^{-1} \times T_{inf}$$

$$Q_{med} = 250.000 hab \times 165 L \cdot hab^{-1} \cdot d^{-1} \times \frac{1d}{86.400s} + 250.000 hab \times 1,5 m \cdot hab^{-1} \times \frac{1km}{1000m} \times 0,1 L \cdot s^{-1} \cdot km^{-1}$$

$$Q_{med} = 515 L \cdot s^{-1}$$

b) Vazão média por reator UASB (Q_L):

$$Q_L = \frac{Q_{med}}{N_{reator-UASB}} = \frac{515 L \cdot s^{-1}}{10} = 51,5 L \cdot s^{-1} (0,0515 m^3 \cdot s^{-1})$$

c) Determinação da vazão volumétrica ($Q_{biogás}$) e concentração de CH_4 ($C_{biogás}$) no biogás e no gás residual recuperado:

$$Q_{biogás} = Q_{biogás.unit} \times Q_{med} = 85,6 NL \cdot m^3 \times 515 L \cdot s^{-1} \times 86.400 \frac{s}{d} \times \frac{1 m^3}{1000 L} = 3.808,8 m^3 \cdot d^{-1} = 44,1 L \cdot s^{-1}$$

$$CH_4_{biogás} = 75\% = 0,75 \frac{m^3_{CH4}}{m^3_{mistura}} \times 0,668 kgCH_4 \cdot m^{-3}_{CH4} = 0,501 kg \cdot m^{-3}$$

d) Determinação da produção volumétrica de gás residual (Q_{GR}):

$$Q_{GR} = Q_{med} \times R_Q = 515 L \cdot s^{-1} \times 0,033 = 17,0 L \cdot s^{-1}$$

Determinação da concentração de CH_4 no gás residual recuperado (C_{GR}):

$$C_{GR} = \frac{Massa\ de\ CH_4\ dessorvida}{Q_{GR}} = \frac{E_{CDE} \times Q_{med} \times CH_4 \cdot D_{ef}}{Q_{GR}} = \frac{60\% \times 515 L \cdot s^{-1} \times 0,020\ kg \cdot m^{-3}}{17,0 L \cdot s^{-1}}$$

$$C_{GR} = 0,364 kg \cdot m^{-3} (54,4\% v/v)$$

e) Determinação da vazão volumétrica (Q_{MG}) e concentração de CH_4 na mistura gasosa (C_{MG}):

$$Q_{MG} = Q_{biogás} + Q_{GR} = 44,1 L \cdot s^{-1} + 17,0 L \cdot s^{-1} = 61,1 L \cdot s^{-1}$$

$$C_{MG} = \frac{Massa\ de\ metano\ total}{Q_{MG}} = \frac{CH_4_{biogás} \times Q_{biogás} + C_{GR} \times Q_{GR}}{Q_{MG}}$$

$$C_{MG} = \frac{0,501 kg \cdot m^{-3} \times 44,1 L \cdot s^{-1} + 0,364 kg \cdot m^{-3} \times 17,0 L \cdot s^{-1}}{61,1 L \cdot s^{-1}}$$

$$C_{MG} = 0,463 kg \cdot m^{-3} (69,2\% v/v)$$

f) Incremento na vazão de gás para armazenamento e aproveitamento energético (Incremento_{volume}):

$$Incremento_{volume} = \frac{Q_{MG}}{Q_{biogás}} = \frac{61,1 L \cdot s^{-1}}{44,1 L \cdot s^{-1}} = 1,39 (39\%)$$

Determinação do potencial energético da ETE ($PotE_{biogás}$):

$$PotE_{biogás} = Q_{biogás} \times C_{biogás} \times PCI = 3.808,8 \text{ m}^3 \cdot d^{-1} \times 75 \% v/v \times 35,9 \text{ MJ} \cdot m_{CH_4}^{-3} = 102.552 \text{ MJ} \cdot d^{-1}$$

g) Determinação do potencial energético da mistura gasosa ($PotE_{MG}$):

$$PotE_{MG} = QMG \times CMG \times 35,9 \text{ MJ} \cdot m_{CH_4}^{-3} = 61,1 \text{ L} \cdot s^{-1} \times 86.400 \frac{s}{d} \times \frac{1 \text{ m}^3}{1.000 \text{ L}} \times 69,2 \% v/v \times 35,9 \text{ MJ} \cdot m_{CH_4}^{-3}$$

$$PotE_{MG} = 131.146 \text{ MJ} \cdot d^{-1}$$

h) Incremento no potencial energético da ETE (Incremento_{Energia}):

$$Incremento_{Energia} = \frac{PotE_{MG}}{PotE_{biogás}} = \frac{131.146 \text{ MJ} \cdot d^{-1}}{102.552 \text{ MJ} \cdot d^{-1}} = 1,28 (28\%)$$

Nota: neste exemplo, a mistura gasosa possui um teor de CH_4 (69,2%v/v) suficiente para o seu aproveitamento energético na forma de calor ou energia elétrica; e o incremento na vazão de gás é razoável em relação ao incremento no potencial energético da ETE.

3.3. Resultados gerais do modelo

Nesta seção, é apresentada uma análise gráfica das principais variáveis envolvidas na determinação das concentrações de CH_4 no gás residual recuperado e na mistura gasosa do biogás com o gás residual, bem como da vazão e do potencial energético da mistura gasosa, em função da relação Q_G/Q_L e da eficiência de dessorção do sistema de recuperação do metano dissolvido (CH_4 -D) no efluente do reator anaeróbio. Para essa análise, foram considerados três cenários: (a) pior cenário, quando o esgoto encontra-se diluído (p. ex.: época chuvosa) levando à produção de biogás com menores teores de CH_4 e efluente anaeróbio com menores concentrações de CH_4 -D; (b) cenário típico, uma condição média entre o pior e o melhor cenário; e (c) melhor cenário, provável para condições de esgoto mais concentrado, levando à produção de biogás com maiores teores de CH_4 e efluente anaeróbio com maiores teores de CH_4 -D. Para os cálculos desta seção, foram considerados os parâmetros apresentados na **Tabela 1**. Os diversos cenários foram simulados a partir da ferramenta eletrônica “Etsus Ferramenta CH_4 -D” disponibilizada no site <https://etsus-sustentaveis.org/>.

Na **Figura 2**, são mostrados os resultados da concentração de CH_4 no gás residual e na mistura gasosa (biogás + gás residual) em função da razão Q_G/Q_L e da eficiência de dessorção de CH_4 -D, considerando um único valor para os parâmetros de definição do modelo em cada cenário (CH_4 -D, teor de CH_4 no biogás e produção unitária de biogás – **Tabela 1**).

A partir da **Figura 2**, é possível observar um aumento do teor de CH_4 no gás residual e na mistura gasosa ao passar do pior ao melhor cenário. Adicionalmente, observa-se que, em termos de aproveitamento energético do CH_4 , a geração de um gás residual com teor de CH_4 muito elevado no sistema de dessorção é desnecessária quando a sua mistura com o biogás é considerada, uma vez que, em todos os cenários considerados, concentrações de CH_4 superiores a 30%v/v são obtidas na mistura gasosa quando aplicadas Q_G/Q_L menores do que 0,1, típicas de sistemas de dessorção para recuperação do CH_4 -D (CENTENO-MORA *et al.*, 2021). Por exemplo, para o pior cenário, com uma eficiência de dessorção de CH_4 -D de 60% e um valor de Q_G/Q_L de 0,1, é possível a obtenção de um gás residual com teor de CH_4 de aproximadamente 15%v/v e uma mistura gasosa com teor de CH_4 acima de 30%v/v, aproveitável para a geração de energia térmica. Já com um valor de Q_G/Q_L de 0,05, para o mesmo cenário e eficiência de dessorção, é possível atingir uma mistura gasosa com mais de 50%v/v de CH_4 , apta para a produção de energia elétrica. Para condições mais favoráveis (cenários típico e melhor), os teores de CH_4 na mistura gasosa seriam ainda maiores para esses valores de Q_G/Q_L e de eficiência de dessorção de CH_4 -D.

A **Figura 3** considera uma faixa de variação desses parâmetros, realizando simulações de Monte Carlo segundo uma distribuição de probabilidade uniforme. Ao todo foram realizadas 500 simulações para cada cenário, obtendo-se uma distribuição de valores possíveis (uma faixa) para as

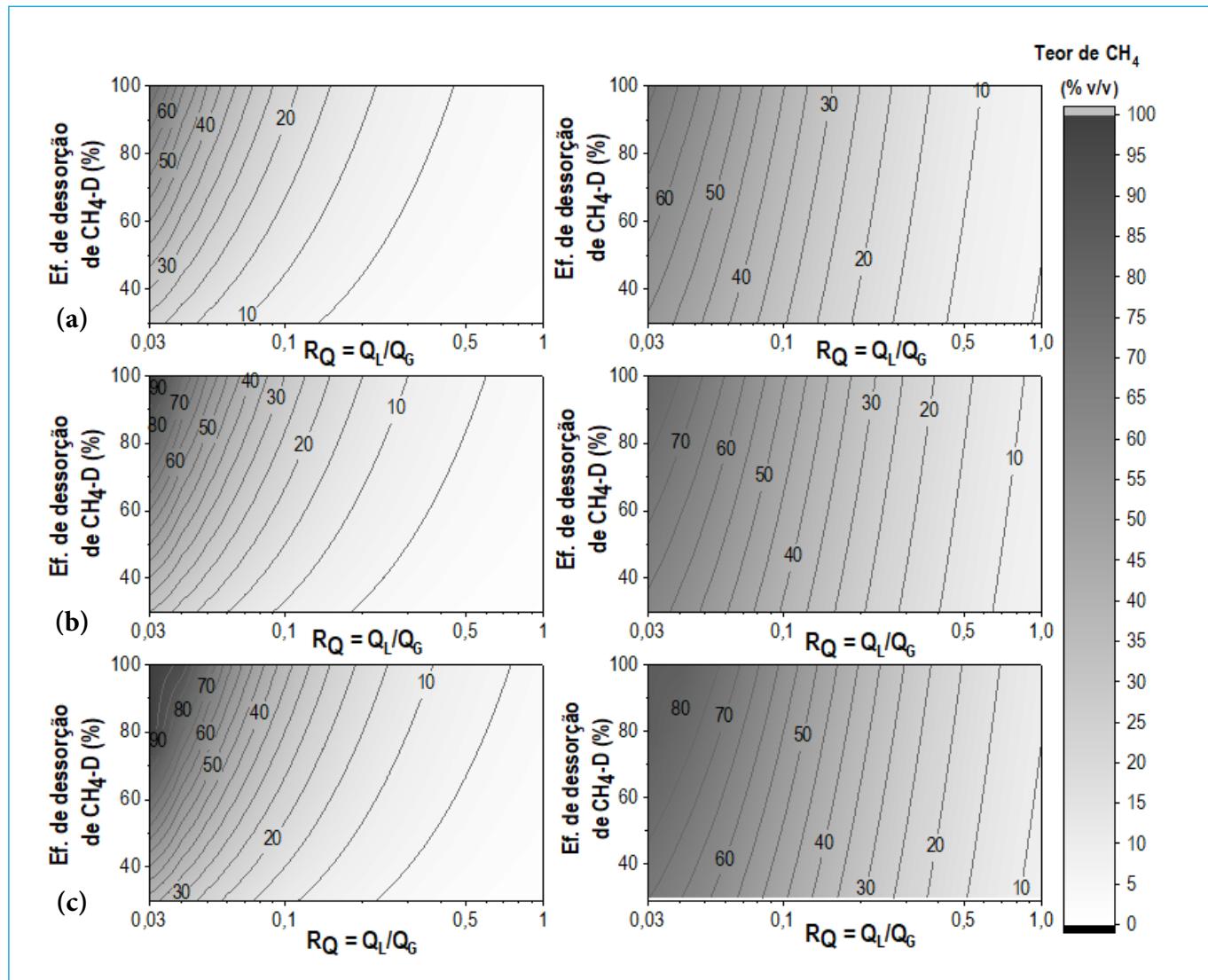


Figura 2 – Teor de CH_4 no gás residual e na mistura gasosa (biogás + gás residual) gerados a partir da recuperação do metano dissolvido (CH_4 -D) em efluentes anaeróbios. Os teores foram calculados em função da razão das vazões de gás e de líquido (Q_G/Q_L) no sistema de dessorção de gases dissolvidos no efluente anaeróbio e da eficiência de dessorção do CH_4 -D para os seguintes cenários de geração de biogás e concentração de CH_4 -D no efluente anaeróbio: (a) pior cenário; (b) cenário típico; (c) melhor cenário.

variáveis de saída (vazão da mistura gasosa e potencial energético da ETE). Para todos os cálculos, considerou-se uma vazão de esgoto unitária ($1 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$) e a temperatura no sistema igual a 25°C . Considerou-se ainda um limite inferior de Q_G/Q_L de 0,03, valor próximo ao mínimo teórico para a obtenção de 100% de eficiência de remoção de CH_4 -D no efluente anaeróbio (HEILE *et al.*, 2017).

Os gráficos de vazão unitária da mistura gasosa do biogás com o gás residual (primeira coluna da **Figura 3**) permitem concluir o seguinte:

- Efeito da Q_G/Q_L sobre a vazão da mistura gasosa: os três cenários considerados (pior, típico e melhor) têm a mesma tendência de incremento acelerado na vazão da mistura gasosa com o aumento da Q_G/Q_L no sistema de dessorção de gases dissolvidos no efluente anaeróbio. Exemplo: Para valores de Q_G/Q_L de 0,1, tem-se um incremento da vazão de gás de 2,1 a 2,8 vezes a vazão de biogás. Para valores de Q_G/Q_L de 1,0, esse incremento seria de mais de 10 vezes, tornando impraticável o armazenamento da mistura gasosa para aproveitamento energético.

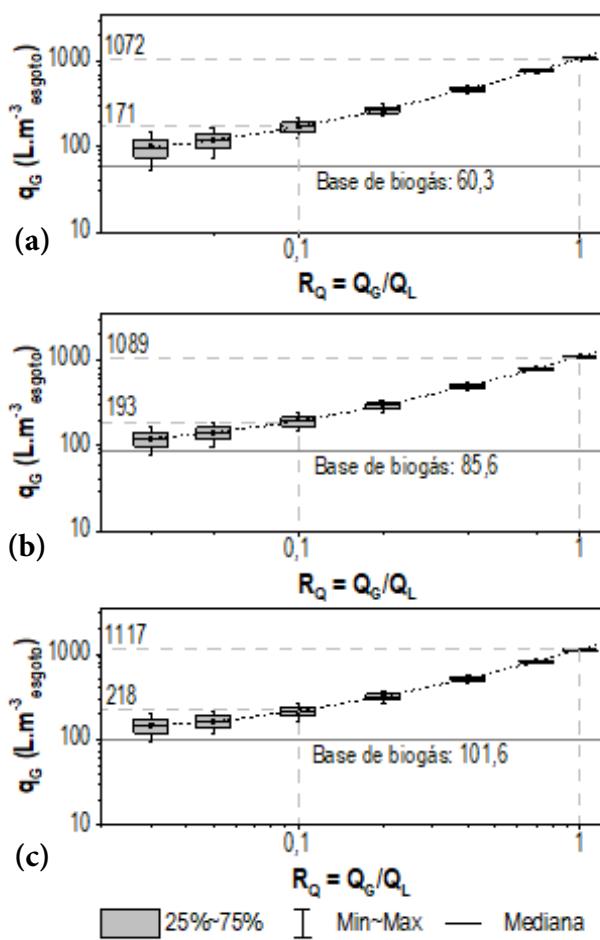
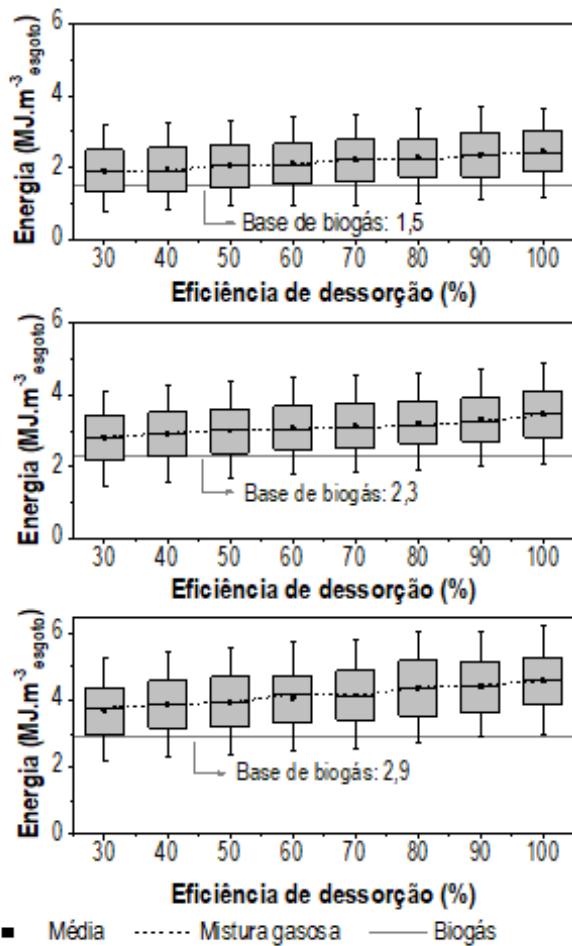
Vazão unitária (q_G) da mistura gasosaPotencial energético unitário da ETE

Figura 3 – Vazão unitária da mistura gasosa e potencial energético da mistura gasosa (biogás + gás residual) gerada a partir da recuperação do metano dissolvido (CH_4 -D) em efluentes anaeróbios. Os valores são dados por metro cúbico de esgoto tratado e em função da razão das vazões de gás e de líquido (Q_G/Q_L) no sistema de dessorção de gases dissolvidos no efluente anaeróbio e da eficiência de dessorção do CH_4 -D para os seguintes cenários de geração de biogás e concentração de CH_4 -D no efluente anaeróbio: (a) pior cenário; (b) cenário típico; (c) melhor cenário.

- Efeito da vazão unitária de biogás sobre a vazão da mistura gasosa: conforme mostra a linha de base da **Figura 3**, a vazão unitária de biogás tem um impacto baixo na vazão total da mistura gasosa quando Q_G/Q_L aumenta.
- Incremento do potencial energético: na **Figura 3** é possível observar um incremento gradual da energia primária disponível com o aumento da eficiência de dessorção do CH_4 -D e, principalmente, com os cenários avaliados. Com a recuperação do CH_4 -D, uma

redução similar da pegada de carbono da ETE é esperada (BIANCHETTI *et al.*, 2021).

Por fim, destaca-se que valores muito reduzidos de Q_G/Q_L estão associados a eficiências menores de recuperação de CH_4 -D (ou a maiores custos dos sistemas de dessorção para a mesma eficiência; p. ex.: maiores áreas de membrana no caso dos contactores de membrana desgaseificadora). Nesse sentido, é necessário buscar por um adequado equilíbrio entre a Q_G/Q_L e o custo do sistema

de dessorção, sendo que os requisitos de concentração de CH_4 na mistura gasosa deverão ser cuidadosamente determinados para cada projeto.

4. USO DO GÁS RESIDUAL COMO COMBURENTE NA QUEIMA DO BIOGÁS

4.1. Preliminares

Na **Figura 4**, são mostrados os elementos necessários para a proposta da queima ou destruição térmica do gás residual. Nessa proposta, o gás residual pode ter origem em uma zona confinada para controle de odores na ETE ou em um sistema de dessorção de gases dissolvidos no efluente anaeróbio que empregue elevada razão Q_G/Q_L , a exemplo da câmara de dessorção (NT 2 desta coletânea - SOUZA et al., 2021). Devido ao grande fluxo de gás de arraste (Q_G/Q_L maior do que 2), a câmara de dessorção produz um gás residual com baixo teor de CH_4 , o que inviabiliza o seu uso energético quando misturado diretamente ao biogás (vide resultados apresentados no item

3 desta NT). Nesse sentido, alternativamente, o gás residual pode ser usado como combustível (ar de queima) em queimadores de biogás, contribuindo para o aumento da energia da queima e, ao mesmo tempo, conduzindo a destruição térmica do CH_4 , do H_2S e de outros gases odorantes presentes no gás residual. No caso do gás residual gerado em câmaras de dessorção, a sua composição em oxigênio (aproximadamente 20%v/v) é semelhante à do ar atmosférico (21%v/v), podendo ser utilizado como combustível em algumas situações, conforme demonstrado nos itens subsequentes. Vale destacar que essa proposta deve ser implementada em queimador do tipo enclausurado (fechado), para o qual é possível se controlar a admissão da entrada do ar de combustão ou do gás residual. É também possível propor o uso energético do gás residual da câmara de dessorção em queimadores de caldeiras ou secadores térmicos de lodo, mas nesse caso um queimador de biogás do tipo enclausurado também deve ser previsto para situações de paralisação da unidade de aproveitamento energético.

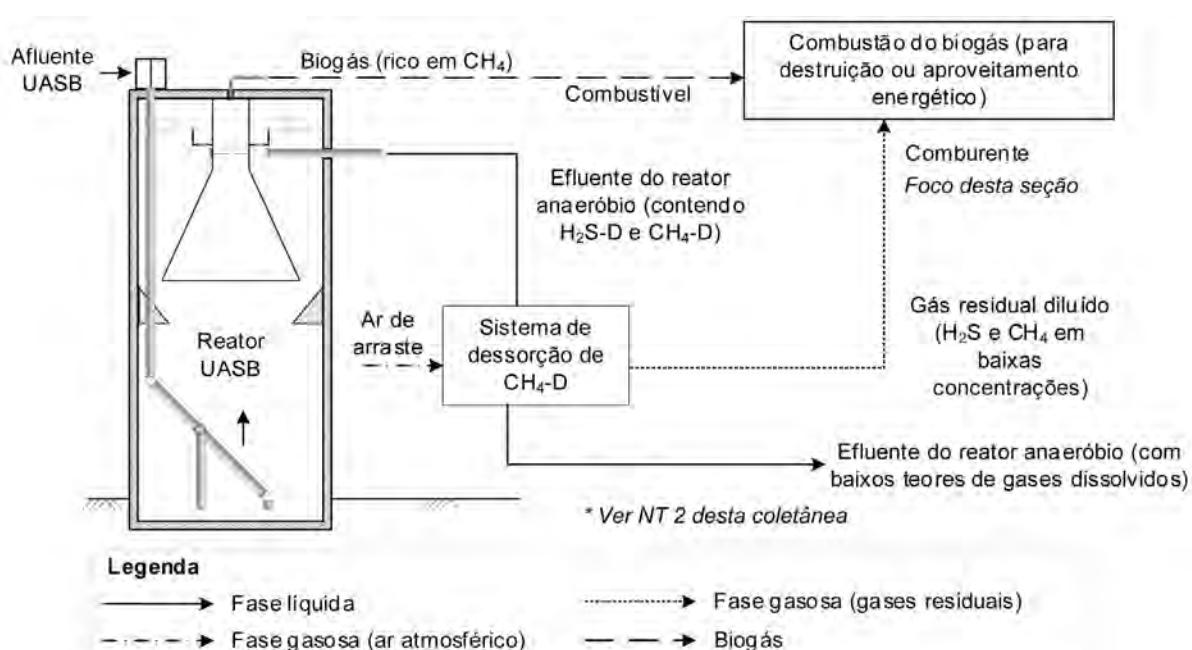


Figura 4 – Esquema do processo de destruição térmica do CH_4 e do H_2S no gás residual gerado em ETEs com reatores anaeróbios.

Para essa proposta, as condições de projeto e operação mais importantes são:

1. Na queima do biogás, deve-se fazer um balanço térmico da substituição do ar de queima pelo gás residual a fim de se garantir temperaturas teóricas de chama (TTC) - temperaturas adiabáticas de chama - maiores do que 850 °C (AL SEADI, 2008). Vazões de gás residual muito elevadas podem causar a diminuição da temperatura da chama do queimador e, consequentemente, perda da eficiência de destruição do CH₄ e do H₂S. Temperaturas de chama muito inferiores a esse valor de referência podem inclusive inviabilizar a manutenção da queima.

2. Para o caso do gás residual gerado em sistemas de desorção, quanto maior for a eficiência de dessorção do CH₄, maior será o incremento do calor da queima. Isso deve ser considerado para o caso de queimadores em sistemas de aproveitamento térmico do biogás (p. ex.: caldeiras e secadores de lodo).

4.2. Exemplo de aplicação do modelo

O exemplo seguinte ilustra os cálculos do balanço de massa e energia para a verificação da temperatura teórica de chama (TTC) para um cenário de destruição térmica do gás residual proveniente de uma câmara de dessorção.

Exemplo 2: Calcular a temperatura teórica de chama (temperatura adiabática de chama) do queimador de biogás de uma ETE após injeção do gás residual proveniente de uma câmara de dessorção na entrada de ar do queimador.

Dados de entrada:

- População de projeto (P): 25.000 habitantes
- Contribuição *per capita* de esgoto (QPC): 150 L·hab⁻¹·d⁻¹
- Taxa de contribuição por infiltração (T_{inf}) = 0,1 L·s⁻¹·km⁻¹
- Extensão de rede por habitante (Lrede·hab⁻¹): 2,0 m·hab⁻¹
- Relações de vazão de gás e de líquido (Q_g/Q_l ou R_q): 2,0
- Eficiência de dessorção (E_{CDE}): 60%
- Produção unitária de biogás ($Q_{biogás,uni}$): 85,6 NL·Nm³
- Produção unitária de metano ($Q_{CH4,uni}$): 64,2 NL·Nm³

Considerações:

Para os cálculos, foram consideradas as condições típicas apresentadas na **Tabela 1**, temperatura de operação do sistema de 18 °C e a base de cálculo de 1 dia.

Solução:

a) Cálculo da vazão média de esgoto bruto:

$$Q_{med} = P \times QPC \times \frac{1d}{86.400s} + P \times \text{Lrede} \cdot \text{hab}^{-1} \times T_{inf}$$

$$Q_{med} = 25.000 \text{ hab} \times 150 \text{ L} \cdot \text{hab}^{-1} \cdot \text{d}^{-1} \times \frac{1d}{86.400s} + 25.000 \text{ hab} \times 2,0 \text{ m} \cdot \text{hab}^{-1} \times \frac{1\text{km}}{1000m} \times 0,1 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-1}$$

$$Q_{med} = 48,4 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1}$$

b) Balanço de massa para o uso do gás residual como combustível (ar de queima)

Cálculo do número de mols de combustível (biogás) e seus constituintes:

- Volume total de biogás gerado no reator UASB em 1 dia:

$$V_{biogás} = 85,6 \text{ NL}_{biogás} \cdot m_{esgoto}^{-3} \times 48,4 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1} \times 86.400 \frac{s}{d} \times \frac{1 \text{ m}^3}{1000 \text{ L}} \times \frac{1 \text{ Nm}^3}{1.000 \text{ NL}} = 358,0 \text{ Nm}_{biogás}^3$$

- Volume total de CH₄ gerado no reator UASB em 1 dia:

$$V_{CH4} = 64,2 \text{ NL}_{CH4} \cdot m_{esgoto}^{-3} \times 48,4 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1} \times 86.400 \frac{s}{d} \times \frac{1 \text{ m}^3}{1000 \text{ L}} \times \frac{1 \text{ Nm}^3}{1.000 \text{ NL}} = 268,5 \text{ Nm}_{CH4}^3$$

- Teor de CH₄ no biogás do reator UASB: $CH4_{biogás} = 268,5 \text{ Nm}_{CH4}^3 \div 358,0 \text{ Nm}_{biogás}^3 \times 100 = 75\%v/v$

Considerando que 1 mol de gás ocupa 22,4 L nas condições normais de temperatura e pressão - CNTP (1 atm e 0°C), tem-se:

- Mols de biogás: $n_{biogás} = 358,0 \text{ Nm}_{biogás}^3 \div 22,4 \text{ Nm}^3 \cdot kmol^{-1} = 16,0 \text{ kmol}$

- Mols de CH₄ no biogás: $n_{CH4} = 268,5 \text{ Nm}_{CH4}^3 \div 22,4 \text{ Nm}^3 \cdot kmol^{-1} = 12,0 \text{ kmol}$

- Mols de N₂ no biogás (considerando uma concentração de 15%v/v de N₂ no biogás):

$$n_{N2} = 16,0 \text{ kmol} \times 0,15 = 2,4 \text{ kmol}$$

- Mols de CO_2 no biogás (considerando uma concentração de 10%v/v de CO_2 no biogás):

$$n_{\text{CO}_2} = 16,0 \text{ kmol} \times 0,10 = 1,6 \text{ kmol}$$

- Mols de H_2O (vapor) no biogás (considerando que a fração molar de vapor de água ($y_{\text{H}_2\text{O}}$) no biogás a uma pressão de 1 atm, temperatura de 18 °C e umidade relativa do biogás de 90%, é 1,8%v/v):

$$n_{\text{H}_2\text{O}} = 16,0 \text{ kmol} \times 0,018 = 0,3 \text{ kmol}$$

Cálculo do número de mols de combustível (gás residual) e seus constituintes:

- Volume total de ar admitido no sistema de dessorção (considerando a razão $Q_{\text{G}}/Q_{\text{L}} = 2$):

$$V_{\text{ar}} = 48,4 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1} \times 86.400 \frac{\text{s}}{\text{d}} \times \frac{1 \text{ m}^3}{1000 \text{ L}} \times 2,0 = 8.363,5 \text{ Nm}_{\text{ar}}^3$$

- Mols de ar no gás residual: $n_{\text{ar}} = 8.363,5 \text{ Nm}_{\text{ar}}^3 \div 22,4 \text{ Nm}^3 \cdot \text{kmol}^{-1} = 373,4 \text{ kmol}$

- Mols de O_2 no gás residual (considerando que o ar contém 21%v/v de O_2):

$$n_{\text{O}_2} = 373,4 \text{ kmol} \times 0,21 = 78,4 \text{ kmol}$$

- Mols de N_2 no gás residual (considerando que o ar contém 79%v/v de N_2 (e outros gases inertes)):

$$n_{\text{N}_2} = 373,4 \text{ kmol} \times 0,79 = 295,0 \text{ kmol}$$

- Mols de CH_4 no gás residual (considerando uma concentração de CH_4 -D no efluente do reator UASB = 20 g•m⁻³ uma eficiência de dessorção de 60% e o peso molecular do CH_4 = 16,04 kg•kmol⁻¹):

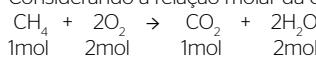
$$n_{\text{CH}_4} = \frac{20 \text{ g}_{\text{CH}_4} \cdot \text{m}^{-3}_{\text{esgoto}} \times 48,4 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1} \times 86.400 \frac{\text{s}}{\text{d}} \times \frac{1 \text{ m}^3}{1000 \text{ L}} \times \frac{1 \text{ kg}}{1.000 \text{ g}} \times 0,6}{16,04 \text{ kg} \cdot \text{kmol}^{-1}} = 3,1 \text{ kmol}$$

- Mols de gás residual: $n_{\text{ar}} + n_{\text{CH}_4} = 373,4 \text{ kmol} + 3,1 \text{ kmol} = 376,5 \text{ kmol}$

- Mols de H_2O (vapor) no gás residual (considerando que a fração molar de vapor de água ($y_{\text{H}_2\text{O}}$) no gás residual será a mesma do biogás, ou seja 0,018), tem-se: $n_{\text{H}_2\text{O}} = 376,5 \text{ kmol} \times 0,018 = 6,8 \text{ kmol}$

Cálculo do número de mols de fumos (gases da combustão) e seus constituintes:

Considerando a relação molar da combustão do CH_4 :



- Mols de N_2 nos fumos: $n_{\text{N}_2} = n_{\text{N}_2\text{biogás}} + n_{\text{N}_2\text{gás residual}} = 2,4 \text{ kmol} + 295,0 \text{ kmol} = 297,4 \text{ kmol}$

- Mols de O_2 nos fumos (relação estequiométrica = 1:2: cada 1 mol de CH_4 reage com 2 mol de O_2 ou 15,1 kmol de CH_4 reagem com 30,2 kmol de O_2):

$$n_{\text{O}_2} = n_{\text{O}_2\text{gás residual}} - n_{\text{O}_2\text{estequiométrico}} = 78,4 \text{ kmol} - 30,2 \text{ kmol} = 48,2 \text{ kmol}$$

$$\%_{\text{O}_2\text{excesso}} = (n_{\text{O}_2\text{gás residual}} - n_{\text{O}_2\text{estequiométrico}}) \times 100 \div n_{\text{O}_2\text{estequiométrico}} = 160\%$$

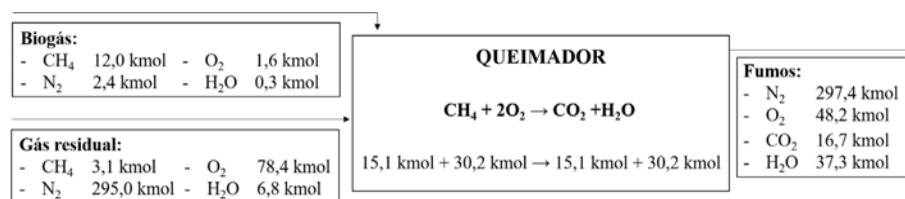
- Mols de CO_2 nos fumos (relação estequiométrica = 1:1)

$$n_{\text{CO}_2} = n_{\text{CO}_2\text{biogás}} + n_{\text{CO}_2\text{estequiométrico}} = 1,6 \text{ kmol} + 15,1 \text{ kmol} = 16,7 \text{ kmol}$$

- Mols de H_2O nos fumos (relação estequiométrica 1:2)

$$n_{\text{H}_2\text{O}} = n_{\text{H}_2\text{O}\text{biogás}} + n_{\text{H}_2\text{O}\text{gás residual}} + n_{\text{H}_2\text{O}\text{estequiométrico}} = 0,3 \text{ kmol} + 6,8 \text{ kmol} + 30,2 = 37,3 \text{ kmol}$$

Portanto, o balanço de massa completo é:



c) Balanço de energia para o uso do gás residual como combustível (ar de queima)

Cálculo da temperatura teórica da chama do queimador:

Para os cálculos, as perdas de calor no queimador são desconsideradas. A temperatura da combustão será a mesma temperatura dos gases nos fumos. Assim, tem-se o seguinte balanço térmico:

$$Q_{\text{biogás}} + Q_{\text{gás residual}} + Q_{\text{queima}} = Q_{\text{fumos}}$$

Em que: Q = quantidade de calor. Sendo as temperaturas do combustível e do comburente iguais a 18 °C e considerando o nível de referência de temperaturas igual 18 °C, tem-se uma variação da temperatura $\Delta t = 0$. Dessa forma, as quantidades de calor sensível das misturas gasosas combustível (biogás) e comburente (gás residual) trazidas para o sistema de combustão são iguais a zero. Assim, o balanço térmico se resume a:

$$Q_{queima} = Q_{fumos}$$

Em que: Q_{queima} = poder calorífico inferior (PCI) do CH_4 = 191.760 kcal⁻¹kmol⁻¹ (Felder et al., 2017).

$$Q_{queima} = 191.760 \text{ kcal} \cdot \text{kmol}_{\text{CH}_4}^{-1} \times n_{\text{CH}_4} = 191.760 \text{ kcal} \cdot \text{kmol}_{\text{CH}_4}^{-1} \times 15,1 \text{ kmol}_{\text{CH}_4} = 2.895.576 \text{ kcal}$$

Sendo o processo de combustão a pressão constante, a quantidade de calor dos fumos pode ser expressa de forma simplificada pela equação de terceiro grau do tipo (HILSDORF et al., 2015):

$$Q_{fumos} = xTTC + wTTC^2 + yTTC^3 - z$$

Em que os termos "x", "w", "y" e "z" são:

$$x = n_{\text{N}_2} \cdot a_{\text{N}_2} + n_{\text{CO}_2} \cdot a_{\text{CO}_2} + n_{\text{O}_2} \cdot a_{\text{O}_2} + n_{\text{H}_2\text{O}} \cdot a_{\text{H}_2\text{O}}$$

$$w = n_{\text{N}_2} \cdot \frac{b_{\text{N}_2}}{2} + n_{\text{CO}_2} \cdot \frac{b_{\text{CO}_2}}{2} + n_{\text{O}_2} \cdot \frac{b_{\text{O}_2}}{2} + n_{\text{H}_2\text{O}} \cdot \frac{b_{\text{H}_2\text{O}}}{2}$$

$$y = n_{\text{N}_2} \cdot \frac{c_{\text{N}_2}}{3} + n_{\text{CO}_2} \cdot \frac{c_{\text{CO}_2}}{3} + n_{\text{O}_2} \cdot \frac{c_{\text{O}_2}}{3} + n_{\text{H}_2\text{O}} \cdot \frac{c_{\text{H}_2\text{O}}}{3}$$

$$z = - \left[n_{\text{N}_2} \left(291a_{\text{N}_2} + 291^2 \frac{b_{\text{N}_2}}{2} + 291^3 \frac{c_{\text{N}_2}}{3} \right) \right] - \left[n_{\text{CO}_2} \left(291a_{\text{CO}_2} + 291^2 \frac{b_{\text{CO}_2}}{2} + 291^3 \frac{c_{\text{CO}_2}}{3} \right) \right] \\ - \left[n_{\text{O}_2} \left(291a_{\text{O}_2} + 291^2 \frac{b_{\text{O}_2}}{2} + 291^3 \frac{c_{\text{O}_2}}{3} \right) \right] - \left[n_{\text{H}_2\text{O}} \left(291a_{\text{H}_2\text{O}} + 291^2 \frac{b_{\text{H}_2\text{O}}}{2} + 291^3 \frac{c_{\text{H}_2\text{O}}}{3} \right) \right]$$

TCC é a temperatura teórica de chama (em °K) e "a", "b" e "c" são constantes empíricas, conforme **Tabela 2**.

Tabela 2. Constantes empíricas para a expressão $MCp = a + bT + cT^2$ (kcal·kmol⁻¹·K¹) válidas para o intervalo de 15 °C a 1.200 °C (HILSDORF et al., 2015)

Gás	a	b	c
N_2	6,524	0,00125	$-1,00 \times 10^{-9}$
CO_2	6,214	0,010396	$-3,55 \times 10^{-6}$
O_2	6,148	0,003102	$-9,23 \times 10^{-7}$
H_2O	7,256	0,002298	$2,83 \times 10^{-7}$

Considerando que $Q_{fumos} = Q_{combustão}$ (2.895.576 kcal), utilizando as constantes empíricas apresentadas na **Tabela 2** e resolvendo a equação de terceiro grau para os valores de "n" nos fumos encontrados no balanço de massa, tem-se uma TTC = 1.214 °K ou 941 °C. Para resolver a equação de terceiro grau, utilizar a ferramenta "atingir meta" do Microsoft Excel. Caso não seja possível utilizar essa ferramenta, fazer o cálculo aproximado da temperatura teórica de combustão utilizando o método gráfico e as capacidades caloríficas molares médias dos gases, conforme metodologia proposta por HILSDORF et al. (2015).

4.3. Resultados gerais do modelo

Na **Figura 5** são mostrados os resultados da TTC do queimador de biogás na opção de destruição do gás residual proveniente de uma câmara de dessorção, considerando diferentes relações Q_G/Q_L e eficiências do sistema de dessorção, bem como diferentes cenários de geração de biogás (pior, típico e melhor) de acordo com a **Tabela 1**. Na **Figura 5**, são destacadas ainda as regiões em que as TTCs seriam adequadas para a operação do queimador. Para TTCs acima de 1.200 °C, seria necessária a adição de ar atmosférico para a redução da temperatura. Já TTCs abaixo de 850 °C indicam que a vazão de gás residual é muito alta e

não permitiria a manutenção da chama em temperatura adequada. Os diversos cenários foram simulados a partir da ferramenta eletrônica "Etsus Ferramenta CH_4 -D" disponibilizada no site <https://etes-sustentaveis.org/>. Nessa planilha, outros parâmetros de entrada do modelo (apresentados na **Tabela 1**) podem ser alterados.

Conforme pode ser observado na **Figura 5**, o efeito da variação da razão Q_G/Q_L na câmara de dessorção é muito mais relevante para a determinação da TTC do que a variação da eficiência de dessorção. Adicionalmente, é possível notar que a proposta de destruição térmica do gás residual é factível, porém somente em algumas condições.

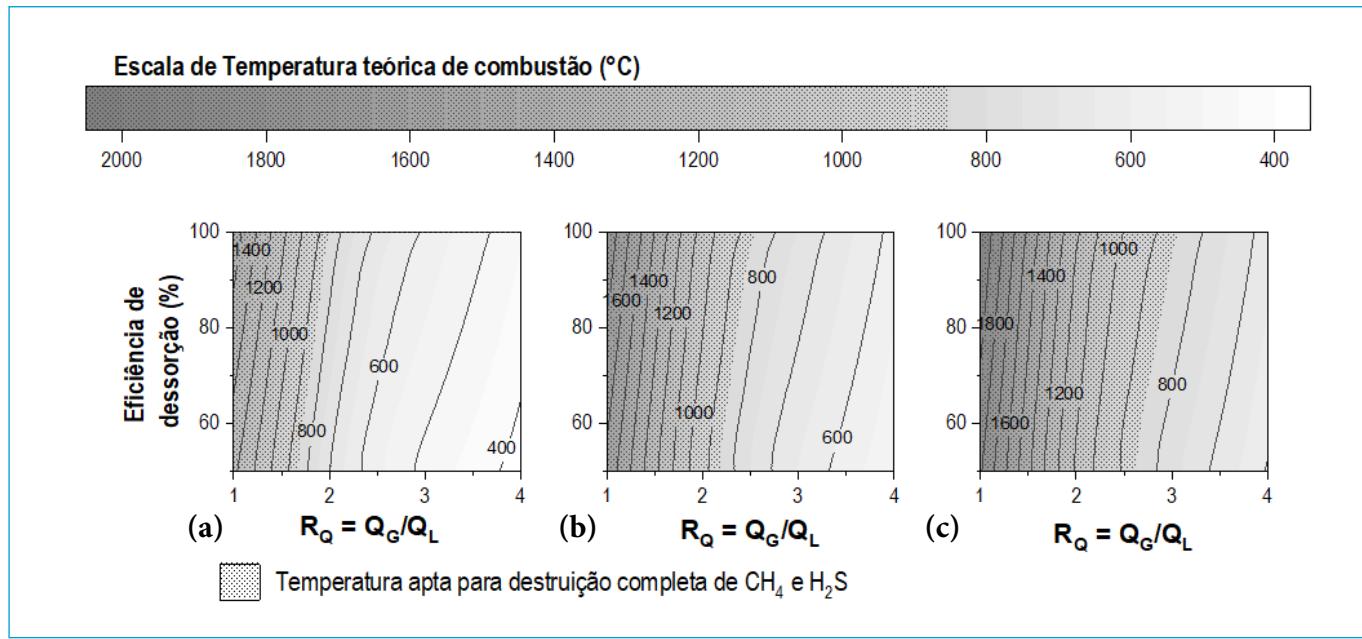


Figura 5 – Temperatura teórica da chama (TTC) do queimador para a opção de uso do gás residual como combustível na queima do biogás, considerando diferentes cenários de geração de biogás: (a) pior cenário; (b) cenário típico; (c) melhor cenário.

No caso de ETEs com baixa produção de biogás (pior cenário na **Figura 5a**), a opção só é viável para relações Q_G/Q_L menores do que 1,5, não muito comuns de serem aplicadas em câmaras de dessorção – conforme NT 2 desta coletânea, a faixa de operação usual desses sistemas é de 2,0-3,0 (SOUZA *et al.*, 2021). Para ETEs no cenário típico de geração de biogás (**Figura 5b**), o fluxograma pode ser proposto, desde que as relações Q_G/Q_L na câmara de dessorção sejam menores do que 2,0, também não muito comumente empregadas nesse tipo de sistema. Nesse cenário, eficiências de dessorção maiores podem permitir a aplicação de relações Q_G/Q_L um pouco maiores do que 2,0, indicadas para esse tipo de sistema. Por fim, no melhor cenário de geração de biogás (**Figura 5c**), a opção passa a ser viável com o uso de relações Q_G/Q_L menores que 2,5. Nesse sentido, para se propor a destruição térmica do gás residual, utilizando-o como gás combustível em queimadores ou outro sistema de combustão de biogás, é fundamental que esforços sejam direcionados para uma adequada captação de biogás, eliminação de vazamentos e perdas de biogás, bem como diminuição da entrada de água pluvial no esgoto (diluição do esgoto), a fim de aproximar a produção de biogás do melhor cenário indicado

na **Tabela 1**. Maiores detalhes sobre esses possíveis aprimoramentos são apresentados em POSSETTI *et al.* (2018).

Vale notar que os cálculos do balanço térmico também poderiam ser feitos para o gás residual proveniente de um sistema de exaustão de zonas confinadas de uma ETE (sistema de controle de odores). No entanto, o balanço térmico teria que ser avaliado caso a caso, já que os volumes confinados variam muito entre diferentes ETEs (ou mesmo entre zonas de uma mesma ETE) e, por consequência, as vazões de gás residual também.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Conforme apontado nesta NT, é possível propor o uso energético do gás residual gerado em sistemas de dessorção de gases dissolvidos em efluentes de reatores anaeróbios utilizados para o tratamento de esgoto sanitário. Para isso, nos sistemas de dessorção devem ser aplicados valores de Q_G/Q_L (razão entre vazões de ar de arraste e efluente anaeróbio) na faixa de 0,03 a 0,10 (possíveis em contactores de membrana desgaseificadora), e o gás residual deve ser misturado ao biogás gerado nos reatores anaeróbios. Essas condições permitem recuperar um gás residual suficientemente concentrado em CH_4 para não

diluir excessivamente o biogás, produzindo uma mistura gasosa final (gás residual + biogás) com teores de CH_4 na faixa de 45% a 55%. Para valores de Q_G/Q_L iguais a 0,10, as vazões da mistura gasosa seriam de 2 a 3 vezes maiores do que as vazões de biogás. Nesse sentido, valores de Q_G/Q_L superiores à faixa anteriormente mencionada poderiam inviabilizar o aproveitamento energético do gás residual devido ao aumento excessivo do volume da mistura gasosa, bem como diluição excessiva do CH_4 . O incremento do potencial energético depende das condições operacionais nos sistemas de dessorção e das condições de produção do biogás. No entanto, para todos os cenários avaliados nesta NT, o uso energético do gás residual pode incrementar o potencial energético da ETE entre 18% e 58%.

Na opção pela destruição térmica do gás residual, é necessário que as temperaturas teóricas de chama nos sistemas de queima sejam superiores a 850 °C. Os resultados apresentados nesta NT permitem concluir que essa condição é atingida em um cenário ótimo de produção de biogás nos reatores anaeróbios (sistemas com mínimas perdas e vazamentos de biogás, e com esgoto bruto sem diluições com água de chuva). Ademais, é necessário que os sistemas de dessorção (p. ex.: câmaras de dessorção) sejam operados com valores de Q_G/Q_L inferiores a 2,5 (faixa de operação usual desses sistemas é de 2,0-3,0).

Esta NT permitiu delimitar o potencial de aplicação das opções de aproveitamento energético e destruição térmica do gás residual, oferecendo uma visão mais ampla sobre o assunto para consultores, projetistas e operadores de ETEs com reatores anaeróbios. A ferramenta eletrônica “Etsus Ferramenta CH_4 -D” pode ser usada para realizar essas estimativas no dimensionamento de projetos específicos. Por último, testes experimentais são necessários para validar os resultados apresentados neste documento. Os acadêmicos e pesquisadores são convidados a fazerem uso deste documento e da ferramenta eletrônica “Etsus Ferramenta CH_4 -D” para o direcionamento das pesquisas.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio recebido do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais – FAPEMIG e do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estações Sustentáveis de Tratamento de Esgoto – INCT ETEs Sustentáveis.

Este trabalho faz parte da série de publicações do INCT ETEs Sustentáveis.

REFERÊNCIAS

- AL SEADI, T. (ed.). *Biogas handbook*. Denmark: University of Southern Denmark Esbjerg, 2008. 126 p.
- BIANCHETTI, F. J.; BRANDT, E. M. F.; SANTOS, H. A.; CHERNICHARO, C. A. L. Valoração e gerenciamento de subprodutos gasosos do tratamento do esgoto. Parte B: Avanços nas técnicas de controle de emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios - Nota Técnica 7 - *Cadernos Técnicos Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.1, n.2, p. 91-105, 2021.
- BRANDT, E. M. F.; SOUZA, C. L.; CENTENO-MORA, E.; BIANCHETTI, F. J.; SANTOS, J. M. B.; CHERNICHARO, C. A. L. Valoração e gerenciamento de subprodutos gasosos do tratamento do esgoto. Parte B: Avanços nas técnicas de controle de emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios - Nota Técnica 1 - Tópicos de interesse. *Cadernos Técnicos Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 1, n. 2, p. 5-22, 2021.
- CENTENO-MORA, E.; FONSECA, P. R. S.; BRANDT, E. M. F.; CHERNICHARO, C. A. L. Valoração e gerenciamento de subprodutos gasosos do tratamento do esgoto. Parte B: Avanços nas técnicas de controle de emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios - Nota Técnica 4 - Recuperação de metano dissolvido em efluentes de reatores anaeróbios por meio de contactores de membrana desgaseificadora. *Cadernos Técnicos Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 1, n.2, p. 49-62, 2021.
- CENTENO-MORA, E.; CHERNICHARO, C. A. L. Use of membrane contactors for removing and recovering dissolved methane from anaerobic reactors effluents: state-of-the-art, challenges, and perspectives. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, v. 19, p. 673-697, 2020.

FELDER, R. M.; ROUSSEAU, R. W. *Princípios Elementares dos Processos Químicos* (4 ed). Rio de Janeiro: Editora LTC, 2017.

HEILE, S.; CHERNICHARO, C. A. L.; BRANDT, E.; MCADAM, E. Dissolved gas separation for engineered anaerobic wastewater systems. *Separation and Purification Technology*, v. 189, p. 405-418, 2017.

HILSDORF, J. W.; BARROS, N. D.; TASSINARI, C. A.; COSTA, I. *Química tecnológica*. São Paulo: Cengage Learning, 2015.

LOBATO, L. C. S.; CHERNICHARO, C. A. L.; SOUZA, C. L. Estimates of methane loss and energy recovery potential in anaerobic reactors treating domestic wastewater. *Water Science and Technology*, v. 66, p. 2745-2753, 2012.

NELTING, K.; POSSETTI, G. R. C.; RIETOW, J. C.; PAULA, A. C.; COSTA, F. J. O. G.; GALLO, E. M. F. S.; TRAUTMANN, N.; Valoração e gerenciamento de subprodutos gasosos do tratamento do esgoto. Parte B: Avanços nas técnicas de controle de emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios - Nota Técnica 3 - Recuperação de

gases dissolvidos em efluentes de reatores anaeróbios por meio de câmaras de vácuo. *Cadernos Técnicos Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 1, n. 2, p. 35-47, 2021.

POSSETTI, G. R. C.; RIETOW, J. C.; COSTA, F. J. O. G.; WAGNER, L. G.; LOBATO, L. C. S.; RIBEIRO-BRESSANI, T.; MELO, D. F.; REIS, J. A.; CHERNICHARO, C.A.L. Contribuição para o aprimoramento de projeto, construção e operação de reatores UASB aplicados ao tratamento de esgoto sanitário - Parte 5: Biogás e emissões fugitivas de metano. *Revista DAE*, v. 66, n. 214, p. 90-108, 2018.

SOUZA, C. L.; SANTO, B. C. E.; BRANDT, E. M. F. B.; SANTOS, J. M. B. Valoração e gerenciamento de subprodutos gasosos do tratamento do esgoto. Parte B: Avanços nas técnicas de controle de emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios - Nota Técnica 2 - Câmaras de dessorção para remoção de sulfeto de hidrogênio e metano dissolvidos em efluentes de reatores anaeróbios. *Cadernos Técnicos Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 1, n.2, p. 23-33, 2021.



Parte B: Avanços nas técnicas de controle de emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios

Nota Técnica 7 - Emissão e compensação de gases de efeito estufa

Part B: Advances in gas emission control techniques for anaerobic-based STPs
Technical Note 7 - Greenhouse gases emissions and compensations

**Fábio José Bianchetti¹, Emanuel Manfred Freire Brandt², Henrique Alves Santos³,
Carlos Augusto de Lemos Chernicharo^{4*}**

RESUMO

Responsáveis pela manutenção da temperatura terrestre em níveis habitáveis, os gases de efeito estufa (GEEs) atingiram níveis de concentração nunca antes vistos. Embora as emissões de dióxido de carbono (CO_2) decorrentes da estabilização da matéria orgânica sejam consideradas neutras, o tratamento anaeróbico do esgoto se destaca por produzir, além do CO_2 , o metano (CH_4), um importante GEE incluído no conceito de pegada de carbono. Assim, a adequada gestão dessas emissões gasosas, seja pelo controle e tratamento, seja pelo aproveitamento energético do biogás e outros gases gerados no tratamento, consiste em importante mecanismo para mitigar, compensar ou evitar emissões de GEEs. Para auxiliar nas estimativas da pegada de carbono e do potencial de recuperação de energia, esta nota técnica (NT) apresenta uma ferramenta eletrônica que incluiu as técnicas de controle de emissões gasosas abordadas nesta coletânea de NTs. Em vista desses preceitos, a presente NT tem como objetivo discutir os diversos tópicos de interesse inerentes às emissões e compensações de GEEs sob o contexto do tratamento anaeróbico de esgoto.

Palavras-chave: pegada de carbono; efeito estufa; metano; reator UASB; aproveitamento energético; balanço de carbono e energia em ETEs anaeróbias.

ABSTRACT

By making it possible to maintain terrestrial temperature at habitable levels, greenhouse gases (GHG) have reached levels of concentration never seen before. Although carbon dioxide (CO_2) emissions from the decomposition of organic matter are considered neutral, sewage treatment by means of anaerobic process stands out for producing methane (CH_4), an important GHG included in the carbon footprint concept. Thus, the proper management of gaseous emissions, whether through control and treatment, or through the use of biogas energy, consists of an important mechanism to mitigate, compensate or avoid GHG emissions. To make it easier to estimate the carbon footprint and the recovery energy potential, this technical note (TN) presents an electronic tool that includes the gaseous emissions control techniques addressed in this collection of TN. In view of these arguments, this TN aimed at discussing several topics of interest inherent to GHG and compensations under the context of anaerobic sewage treatment.

Keywords: carbon footprint; greenhouse effect; methane; UASB reactor; energy recovery; carbon and energy balance in anaerobic SPs.

¹Engenheiro Civil pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Mestre e aluno de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da UFMG. Professor do Departamento de Engenharia Civil e Meio Ambiente do Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais (Cefet MG) Campus Curvelo. Membro do INCT ETEs Sustentáveis

²Químico Industrial pela Universidade Federal de Ouro Preto (UFOP). Mestre e Doutor em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela UFMG. Docente Permanente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF). Diretor Técnico da Brandt Meio Ambiente Ltda. Membro do INCT ETEs Sustentáveis

³Aluno de graduação do curso de Engenharia Civil do Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais (Cefet-MG) Campus Curvelo.

⁴Engenheiro Civil pela UFMG. Doutor em Engenharia Ambiental pela Universidade de Newcastle upon Tyne - UK. Professor titular aposentado do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG. Coordenador do INCT ETEs Sustentáveis

***Endereço para correspondência:** Avenida Antônio Carlos 6627 - Universidade Federal de Minas Gerais - Escola de Engenharia - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - Bloco 1. Belo Horizonte, MG. CEP: 31270-901. e-mail: calemos@desa.ufmg.br

1. INTRODUÇÃO

Ao longo das últimas décadas, ficou evidenciada a necessidade de se quantificar as emissões de gases de efeito estufa (GEEs), assim como suas consequências. Desta forma, cada GEE recebeu um coeficiente denominado Potencial de Aquecimento Global (*Global Warming Potential - GWP*) que mensura sua captura de calor comparada com o dióxido de carbono (CO_2), em horizontes de 20, 100 e 500 anos (IPCC, 2001). Ademais, para a quantificação das emissões de GEEs atribuídas às diversas atividades antrópicas, inventários de emissões baseados em modelos matemáticos são disponibilizados no Brasil, por exemplo, pelo Sistema de Registro Nacional de Emissões (SIRENE). Em termos do tratamento biológico de esgoto sanitário, os principais GEEs que podem ser emitidos para a atmosfera são o CO_2 , o metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O) (NOYOLA *et al.*, 2016). Os valores do GWP para os GEEs referentes ao tratamento de esgoto sanitário são apresentados na **Tabela 1**.

No Brasil, o setor de tratamento de resíduos foi responsável por 5% das emissões brutas de CO_2eq no ano de 2016, com 1,3% das emissões totais de N_2O e 16,6% de CH_4 , tendo sido, 7,9% específicas do subsetor de tratamento de efluentes domésticos, comercial e industriais e 3,2% do subsetor de tratamento de efluentes domésticos (BRASIL, 2020) (**Figura 1**).¹ Ressalta-se que as emissões de CO_2 biogênicas (modernas) são consideradas neutras para o esgoto sanitário, conforme recomendação do *Intergovernmental Panel on Climate Change - IPCC* (2019).² Devido a estes dados, este setor, composto pela disposição de resíduos sólidos e tratamento de efluentes, não é considerado um setor prioritário, sob a ótica da redução das emissões atribuídas às atividades antrópicas.

Não obstante às baixas emissões de GEEs provenientes das atividades atribuídas ao setor de tratamento de resíduos, o tratamento anaeróbico de esgoto pode se destacar ao oportunizar o aproveitamento energético do biogás obtido a partir das tecnologias de digestão anaeróbia da matéria orgânica, a exemplo da estabilização de sólidos

voláteis em digestores de lodo e do tratamento de esgoto em reatores anaeróbios. No ano de 2016, estima-se que as emissões de CH_4 (554 Gg CH_4 ou 11.634 Gg CO_2eq) do tratamento de efluentes domésticos representaram 82,8% das emissões deste subsetor e 18,5% das emissões referentes ao setor de tratamento de resíduos (BRASIL, 2020).

Em reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB, do inglês *upflow anaerobic sludge blanket*), segundo monitoramento realizado por Brasil (2017) em 10 estações de tratamento de esgoto (ETEs) baseadas na tecnologia anaeróbia, o biogás usualmente é composto, em maiores percentuais, por parcelas de 70% a 81% de CH_4 e de 6% a 14% de CO_2 , e por outros gases em menores proporções. Devido ao seu alto teor de CH_4 , o qual possui um poder calorífico inferior de 35,9 MJ·Nm⁻³ (CONSTANT *et al.*, 1989), o biogás configura-se como uma alternativa energética de grande potencial (25,1 a 29,1 MJ·Nm⁻³ para os teores de CH_4 citados, respectivamente). As diversas alternativas advindas do aproveitamento energético do biogás podem conferir às ETEs um menor impacto ambiental.

O termo pegada de carbono, embora amplamente aceito e utilizado na literatura técnica e meios de comunicação, não é uma unanimidade. Há diversos relatos que o utilizam com conotações diferentes, além de críticas ao fato de ser tratado como uma “pegada”, um indicador espacial. O termo foi cunhado para se relacionar determinada atividade humana com uma certa quantidade de emissões de GEEs em analogia ao termo pegada ecológica, este último com o objetivo de converter o consumo de recursos e a produção de resíduos na área do planeta necessária para que sejam produzidos tais recursos e absorvidos tais impactos.

Tabela 1 - Potencial de aquecimento Global (*Global Warming Potential - GWP*)

GEE	Tempo de vida (ano)	GWP	
		20 anos	100 anos
CO_2	^a	1	1
CH_4	12,4	84	28
N_2O	121,0	264	265

Nota:^a Não pode ser dado um tempo de vida único para o CO_2 .

Fonte: IPCC (2015), adaptada.

1 Destaca-se que para elaboração destes inventários foram utilizados como base os GWP do Segundo Relatório de Avaliação, a citar: 28 para o CH_4 e 310 para o N_2O , em um horizonte de 100 anos (IPCC, 2001).

2 O 2006 IPCC Guidelines assume que o carbono orgânico presente nos esgotos deriva de matéria orgânica moderna oriunda de excretas humanas e restos de alimento e, como tal, essas emissões estariam dentro do ciclo biogeoquímico natural do carbono, desde que elas não representem transferência de carbono da litosfera para a atmosfera (IPCC, 2019).

No caso da pegada de carbono, não há unidade de área nas medidas adotadas, mas sim de peso (DUROJAYE *et al.*, 2020; HAMMOND, 2007; MATTHEWS *et al.*, 2008; WIEDMAN e MINX, 2007; WILLIAMS *et al.*, 2012; WRIGHT *et al.*, 2011).

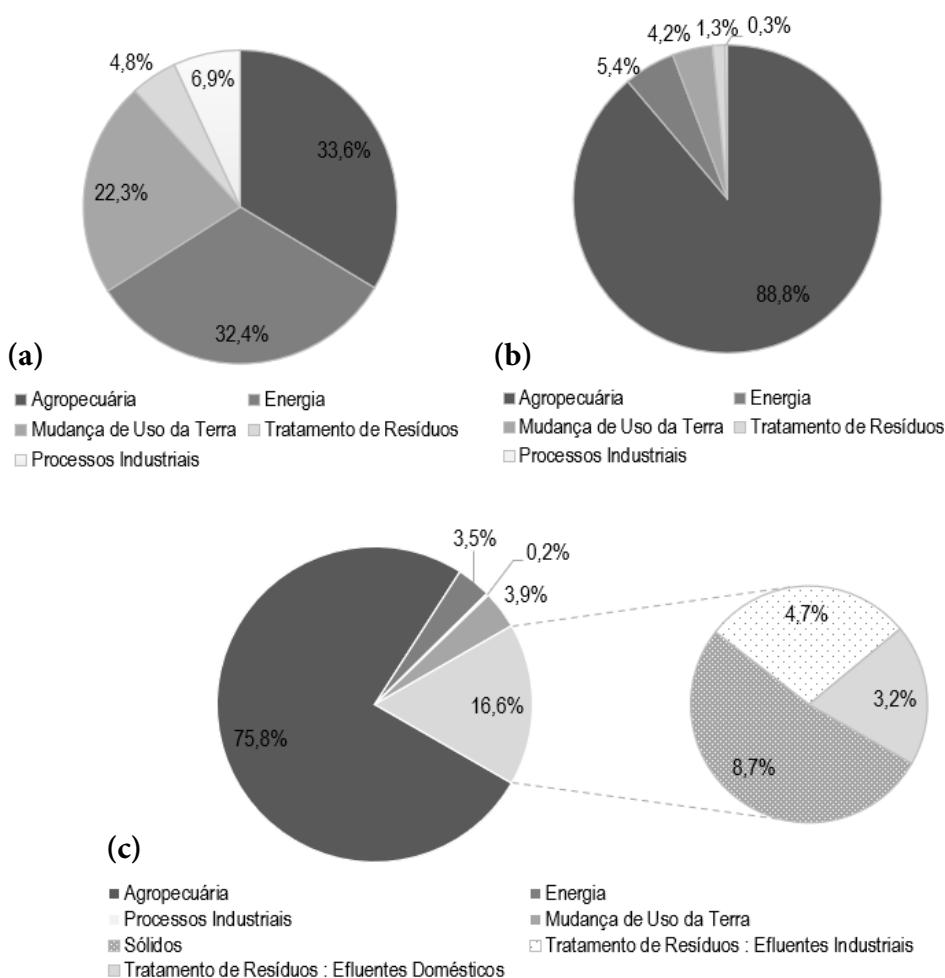
Algumas definições do termo consideram apenas as emissões de CO₂, ao passo que outras consideram todos os GEEs. No contexto da presente nota técnica (NT), foi adotada a definição proposta por Wright *et al.* (2011), que sugerem o termo pegada de carbono para indicar os cálculos de emissões de CO₂ e CH₄, os quais, efetivamente, contêm átomos de carbono em sua molécula e de coleta de dados relativamente direta, permitindo uma métrica econômica, prática e padronizada.

Diante do exposto, esta NT objetiva a apresentação e discussão dos tópicos de interesse atribuídos a emissões diretas e indiretas de GEE em reatores anaeróbios, além da

apresentação de uma ferramenta para cálculo da pegada de carbono como um indicador do impacto proveniente de ETEs anaeróbias, a qual permite comparar o efeito das diferentes técnicas de manejo de emissões gasosas abordadas nas demais NTs que compõem esta coletânea.

2. EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM ETEs COM REATORES ANAERÓBIOS

O tratamento de esgoto é uma atividade antrópica que, embora por um lado, oferte benefícios ambientais e de saúde pública por meio da minimização ou controle da poluição, por outro, contribui direta e indiretamente com a emissão de GEEs. No presente item são abordadas as emissões diretas, ao passo que as emissões indiretas são abordadas no item 3.



Fonte: BRASIL (2020), adaptada.

Figura 1– Emissões brasileiras setoriais de GEEs a) totais, b) de N₂O e c) de CH₄, com destaque ao setor de tratamento de efluentes domésticos.

Seja pela via biológica aeróbica ou anaeróbica, o tratamento de esgoto é responsável por emissões de GEEs oriundas da degradação da matéria orgânica e nitrogenada por microrganismos. Tais gases são emitidos durante o tratamento da fase líquida (esgoto), da fase sólida (digestão de lodo) ou, ainda, dos gases gerados. Neste último, a combustão do CH₄ produzido no tratamento anaeróbio do esgoto, se exitosa, resultará na emissão de CO₂. Entretanto, como os queimadores utilizados muitas vezes não propiciam a combustão completa, ainda poderá ser emitida uma parcela significativa de CH₄, a depender das condições ambientais e, especialmente, das características do queimador utilizado, como bem nos assegura a NT 5 da coletânea “Valoração e gerenciamento de subprodutos gasosos do tratamento do esgoto. Parte A: Avanço das ferramentas e técnicas para estimativa de produção e tratamento de biogás em ETEs com reatores anaeróbios” (KAMINSKI et al., 2021).

Os GEEs emitidos diretamente pelo tratamento de esgoto dependem da tecnologia de tratamento utilizada, sendo os principais:

1. Dióxido de carbono (CO₂): nos processos aeróbios ou anaeróbios, as emissões de CO₂ de uma ETE podem ter duas origens, a citar, na produção de energia necessária à ETE e na estabilização da matéria orgânica.
2. Metano (CH₄): é o principal subproduto no processo de digestão anaeróbia da matéria orgânica.
3. Óxido nitroso (N₂O): é um produto intermediário resultante dos processos de degradação do nitrogênio por vias aeróbias (nitrificação) ou vias anóxicas (desnitrificação), embora seja mais associado a esta última. Embora o N₂O seja um GEE com um elevado GWP, equivalente a 265 vezes a emissão de CO₂ em um horizonte de 100 anos, no contexto da presente NT este não é abordado em detalhes, uma vez que não é formado sob condições anaeróbias, foco deste trabalho.

Em ETEs com reatores anaeróbios, a queima incompleta do biogás em queimadores, as emissões fugitivas e a dessorção do CH₄ dissolvido nos efluentes anaeróbios são as principais fontes de emissão de CH₄. Souza (2010) aponta para perdas superiores a 30% do CH₄ total produzido em reatores UASB na forma dissolvida no efluente.

A eficiência de conversão do CH₄ a CO₂ pode variar de 10% a 53% em queimadores abertos, segundo Leahey *et al.* (2001), e de 98% a aproximadamente 100% em queimadores fechados, segundo Brasil (2017) e Kaminski *et al.* (2018).

Por outro lado, o aproveitamento do potencial energético do CH₄ em ETEs anaeróbias, seja para uso interno ou externo, pode consistir em um eficaz mecanismo de redução, compensação ou eliminação de emissões diretas ou indiretas e, ainda, de substituição de outras emissões alheias às demandas da ETE. O biogás pode ser utilizado, por exemplo, para geração de energia para a própria ETE ou exportada para a rede da companhia energética; para secagem térmica e higienização do lodo, reduzindo seus custos de transporte ou até permitindo que este seja usado como fertilizante; ou, ainda, para fornecimento de energia às residências vizinhas à ETE para substituição da eletricidade para aquecimento de água ou do gás liquefeito de petróleo (GLP) para cocção. A eficácia destas medidas é especialmente válida quando da aplicação de práticas que permitam o controle ou a recuperação de significativa parcela de CH₄ dissolvido (CH₄-D) no efluente, conforme técnicas abordadas nas NTs 2, 3 e 4 da presente coletânea (SOUZA *et al.*, 2021; NELTING *et al.*, 2021; CENTENO-MORA *et al.*, 2021). Tais medidas podem tornar a pegada de carbono da ETE neutra ou até mesmo negativa, conforme abordado no item 4.

3. EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA PROVENIENTES DE OUTRAS ATIVIDADES ANTRÓPICAS RELACIONADAS AO TRATAMENTO ANAERÓBIO DE ESGOTO

Ante as diversas emissões gasosas provenientes de atividades antrópicas, alguns setores possuem emissões relacionadas ao tratamento anaeróbio de efluentes, ou que possam ser compensadas ou evitadas por práticas implantadas nas ETEs anaeróbias. Esta relação é fundada nas atividades conjuntas e comuns ao tratamento de efluentes, advindas dos setores de energia, transporte, processos industriais e agropecuária.

As emissões indiretas no tratamento de esgoto podem advir de ações relacionadas ao condicionamento, transporte e disposição de lodo, bem como às demandas energéticas da ETE. Além disto, há ainda atividades não relacionadas, mas que podem ser supridas pelo uso do biogás

gerado ou pelo aproveitamento do lodo como biossólido, evitando emissões em outros setores. Nestes casos, a utilização do biogás passa não só a mitigar as emissões de GEE (destruição do CH_4), mas também a evitar as emissões da produção de energia e de bens e serviços, demandados pela ETE, e a compensar as emissões fugitivas, suprindo demandas externas à ETE (**Figura 2**).

Tais ganhos se tornam maiores à medida que a matriz energética originalmente utilizada seja baseada em fontes consideradas “menos limpas”. Nos próximos subitens são apresentados exemplos de atividades relacionadas ou complementares ao tratamento de esgoto, para as quais o aproveitamento energético do biogás pode consistir em opção para evitar ou compensar a pegada de carbono de ETEs anaeróbias.

3.1. Aproveitamento energético do biogás

Uma prática com grande potencial para redução da pegada de carbono é a recuperação energética a partir do biogás, observada em diversos países como Alemanha, Inglaterra, Itália e Estados Unidos, e de recente interesse no Brasil. Como bem asseguram Brasil (2015) e Chernicharo *et al.* (2017), a utilização do biogás para aproveitamento energético representa uma das inúmeras vantagens do tratamento anaeróbio de efluentes.

A energia utilizada em diversas etapas do tratamento de efluentes também ocasiona emissões de GEE em seu processo produtivo. A queima de combustíveis fósseis para produção de energia, por Centrais Elétricas de Serviço Público, foi responsável por 10,7% das emissões totais de CO_2 do setor de energia no Brasil em 2016 (BRASIL, 2020).

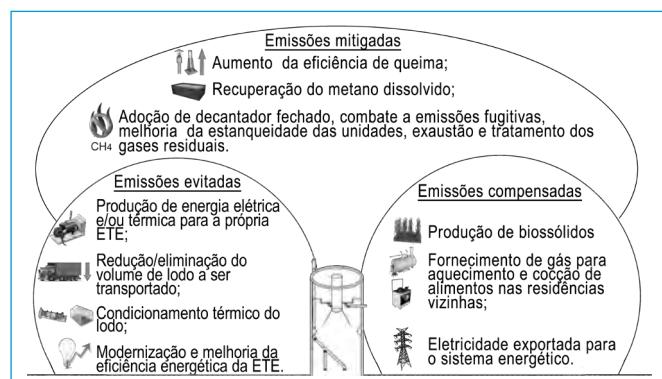


Figura 2 - Exemplos de medidas com potencial para mitigar, evitar ou compensar emissões de GEE a partir do aproveitamento do potencial energético do biogás produzido no tratamento anaeróbio.

Destaca-se que o biogás pode ser utilizado na geração combinada de calor e eletricidade (CHP), permitindo que a eletricidade produzida supra as demandas da própria ETE e que o calor possa ser utilizado para condicionamento do lodo na própria ETE, permitindo sua higienização e redução de seu volume (LOBATO *et al.*, 2012).

3.2. Condicionamento do lodo

Bem como no setor de energia, o setor de processos industriais possui relação com o tratamento anaeróbio de efluentes através do lodo. A cal é utilizada em diversas ETEs para estabilizar o lodo no processo de caleação. Neste processo há a adição de cal em quantidades que propiciem o aumento do pH do lodo para 12, o que resulta na diminuição da quantidade de microrganismos e possibilidade de odores (ANDREOLI *et al.*, 2014). Sob a ótica dos inventários de emissões de GEEs, a produção de cal foi responsável por 8,19% das emissões totais de CO_2 atribuídas ao setor de processos industriais no ano de 2016 (BRASIL, 2020). Por conseguinte, processos de desinfecção de lodo, alternativos à caleação, podem reduzir a utilização de cal e, consequentemente, a pegada de carbono das ETEs.

3.3. Transporte do lodo

O setor de tratamento de resíduos possui demandas de atividades de transporte que também são emissoras de GEEs. Concernente com a demanda de transporte do lodo produzido em ETEs, como bem asseguram Chernicharo *et al.* (2017), as soluções de gestão de lodo, que diminuam a quantidade de lodo que será enviada ao aterro sanitário, podem reduzir e evitar emissões advindas do transporte. Não foram encontrados estudos que apresentem, para o contexto brasileiro, especificamente a parcela do transporte de lodo nas emissões totais do subsetor de tratamento de efluentes domésticos.

3.4. Aproveitamento agrícola do lodo

A relação do tratamento de efluentes com o setor da agropecuária é fundada na possibilidade do aproveitamento de parcelas de efluente tratado e lodo em diversas culturas, por meio da aplicação no solo. Este aproveitamento

pode fornecer diversos nutrientes ao solo, em detrimento a fertilizantes químicos tradicionais. A produção de amônia, uma das formas de nitrogênio reativo (GARCIA *et al.*, 2013), e a produção de ácido fosfórico, utilizado, entre outros fins, na produção de fertilizantes, foram responsáveis por 2,31% (1.805 Gg de CO₂) e 0,13% (98 Gg de CO₂) das emissões totais de CO₂ do setor de processos industriais em 2016, respectivamente (BRASIL, 2020).

3.5. Aproveitamento do biogás para aquecimento de água e substituição do gás liquefeito de petróleo

Ao propiciar o aquecimento de água utilizada para banho, o biogás oportuniza a redução, além das próprias emissões de CH₄, das emissões de CO₂eq residenciais devidas à fonte energética que originalmente seria utilizada para tal fim. Além disso, em caldeiras a vapor também há a possibilidade de utilização energética do biogás para gerar energia.

A utilização do biogás como fonte energética para cocção de alimentos, seja nas residências vizinhas à ETE, seja em uma cozinha comunitária, destaca-se em detrimento ao uso do GLP. Embora este seja responsável por 3,8% das emissões totais de CO₂ do setor de energia, advindas de sua extração e transporte (BRASIL, 2020), a substituição é enormemente potencializada em decorrência da diferença nas emissões equivalentes de queima do GLP e do biogás. Segundo USEPA (2014), o fator de emissão de CO₂eq para a queima de biogás (1,2 kgCO₂eq·m⁻³biogás) representa apenas 0,3% do fator de emissão do GLP (1.507,1 kgCO₂eq·m⁻³GLP), já considerada a equivalência de poder calorífico de ambos (8.578 kcal·m⁻³CH₄ e 27.300 kcal·m⁻³GLP). Por conseguinte, a utilização energética do biogás para cocção de alimentos apresenta-se como uma alternativa que oportuniza redução expressiva na pegada de carbono em uma ETE. Importante ressaltar a necessidade de implantação da rede de condução do biogás e adaptação dos queimadores, bem como a necessidade de regulamentação para tal ação.

3.6. Combustível veicular

Por fim, a utilização do biogás como combustível veicular em substituição ao gás natural veicular (GNV)

também é um dos usos propostos que oportuniza mitigação nos danos ambientais atribuídos a ETEs. O subsector de transporte rodoviário foi responsável por 45,8%, 8,5% e 47,8% das emissões totais de CO₂, CH₄ e N₂O, respectivamente, do setor de energia brasileiro no ano de 2016 (BRASIL, 2020), isto considerados todos os tipos de combustíveis. Em relação à substituição do GNV pelo biogás, observada a equivalência dos respectivos poderes caloríficos (8.300 kcal·m⁻³GNV e 8.578 kcal·m⁻³CH₄), o fator de emissão de CO₂eq para a queima de biogás (1,2 kgCO₂eq·m⁻³biogás) representa cerca de 60% do atribuído à combustão do GNV (1,9 kgCO₂eq·m⁻³GLP), segundo USEPA (2014). Todavia, o uso do biogás para a geração de outras formas de energia, como, por exemplo, visando à injeção na linha de gás natural ou o aproveitamento como combustível veicular, demanda nível e custo de tratamento bem mais elevados.

4. A PEGADA DE CARBONO COMO INDICADOR DO IMPACTO DE UMA ETE

4.1. A Ferramenta Balanço de Energia e Carbono em ETEs Anaeróbias

A Ferramenta Balanço de Energia e Carbono em ETEs Anaeróbias (CHERNICHARO *et al.*, 2017), executada através de uma planilha em ambiente do *software* Microsoft Excel®, possibilita o cálculo da pegada de carbono, e da possível quantidade de energia recuperada na forma de eletricidade e calor, aplicada a ETEs anaeróbias de tratamento de esgoto. As estimativas são feitas a partir das características da ETE, notadamente em relação às alternativas utilizadas para gerenciamento dos subprodutos sólidos (lodo) e gasosos (biogás, CH₄ dissolvido e emissões fugitivas de CH₄), conforme **Figura 3** e **Tabela 2**, permitindo a simulação de diversos cenários para apoio e auxílio à tomada de decisões.

Para mais informações e *download* da Ferramenta Balanço de Energia e Carbono em ETEs Anaeróbias e respectivos documentos técnicos, acesse www.etes-sustentaveis.org.

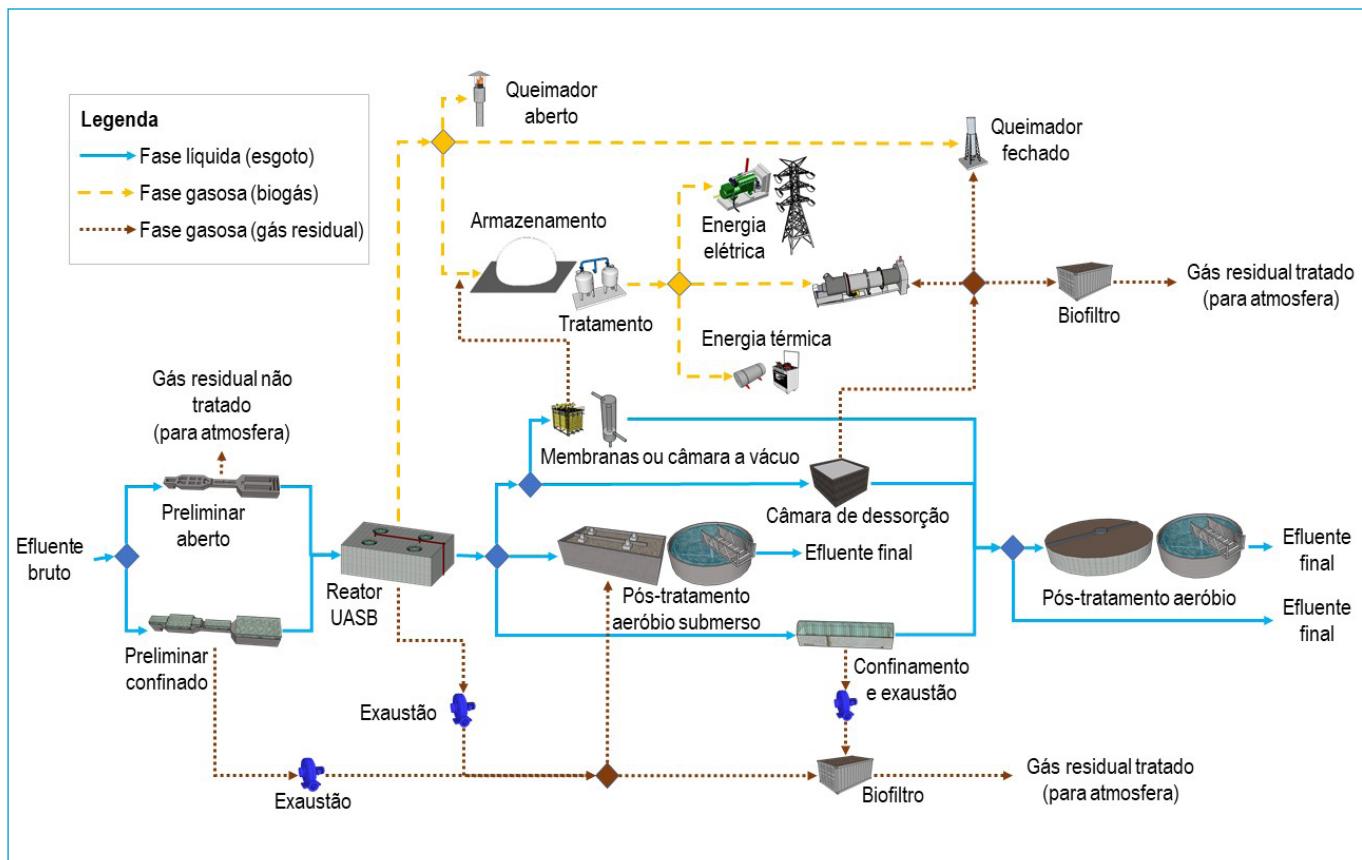


Figura 3 - Rotas de gestão de biogás, do CH_4 dissolvido e emissões furtivas disponíveis na ferramenta.

Tabela 2 - Técnicas disponíveis na ferramenta para análise da recuperação do CH_4 dissolvido, aproveitamento do biogás e gestão do lodo em função do porte da ETE.

Objetivo	Técnica disponível em função do porte populacional da ETE		
	Pequeno (2.000 a 10.000 hab.)	Médio (10.000 a 100.000 hab.)	Grande
Manejo do biogás	<ul style="list-style-type: none"> Queimador aberto Queimador enclausurado Desinfecção do lodo Cocção Aquecimento de água 	<ul style="list-style-type: none"> Queimador aberto Queimador enclausurado Secador térmico Produção de vapor Motor CHP 	<ul style="list-style-type: none"> Queimador aberto Queimador enclausurado Secador térmico Produção de vapor Motor CHP Combustível veicular
Recuperação do CH_4 dissolvido	<ul style="list-style-type: none"> Câmara de dessorção simplificada 	<ul style="list-style-type: none"> Câmara de dessorção simplificada Câmara de dessorção com enchimento Contactores de membranas / Câmaras a vácuo 	<ul style="list-style-type: none"> Câmara de dessorção simplificada Câmara de dessorção com enchimento Contactores de membranas / Câmaras a vácuo
Tratamento do CH_4 recuperado	<ul style="list-style-type: none"> Biofiltro 	<ul style="list-style-type: none"> Biofiltro Manejo conjunto com o biogás 	<ul style="list-style-type: none"> Biofiltro Manejo conjunto com o biogás
Emissões decantador	<ul style="list-style-type: none"> Decantador aberto Decantador fechado Decantador fechado com exaustão e biofiltro 	<ul style="list-style-type: none"> Decantador aberto Decantador fechado Decantador fechado com exaustão e biofiltro 	<ul style="list-style-type: none"> Decantador aberto Decantador fechado Decantador fechado com exaustão e biofiltro
Manejo do lodo	<ul style="list-style-type: none"> Leitos de secagem + aterro sanitário Desinfecção + uso agrícola 	<ul style="list-style-type: none"> Leitos de secagem ou centrifuga + aterro sanitário Leitos de secagem ou centrifuga + secagem térmica + aterro sanitário ou uso agrícola 	<ul style="list-style-type: none"> Leitos de secagem ou centrifuga + aterro sanitário Leitos de secagem ou centrifuga + secagem térmica + aterro sanitário ou uso agrícola

Nota: Para mais informações sobre tais técnicas, ver **NTs 3, 4 e 5** da coletânea "Parte A: Avanço das ferramentas e técnicas para estimativa de produção e tratamento de biogás em estações de tratamento de esgoto com reatores anaeróbios" (SANTOS *et al.*, 2021; DOS SANTOS *et al.*, 2021; KAMINSKI *et al.*, 2021) e **NTs 2, 3, 4, 5 e 6** da presente coletânea (SOUZA *et al.*, 2021; NELTING *et al.*, 2021; CENTENO-MORA *et al.*, 2021; BRANDT *et al.*, 2021a; BRANDT *et al.*, 2021b).

4.2. Exemplo de aplicações do cálculo da pegada de carbono de uma ETE

O exemplo a seguir se refere à aplicação da ferramenta para avaliação da pegada de carbono de uma ETE de médio porte baseada em reatores UASB, mediante a

adoção de diferentes alternativas de manejo do biogás, emissões fugitivas, gases residuais e lodo (**Tabela 3**). Para outros exemplos de aplicação para ETEs de pequeno, médio e grande porte, acesse www.etes-sustentaveis.org.

Exemplo: Avaliação da pegada de carbono de uma ETE de médio porte.

Dados de entrada:

- População de projeto (P): 25.000 habitantes
- Contribuição *per capita* de esgoto (QPC): 150 L·hab⁻¹·d⁻¹
- Taxa de contribuição por infiltração (T_{inf}) = 0,1 L·s⁻¹·km⁻¹
- Extensão de rede por habitante (Lrede·hab⁻¹): 2,0 m·hab⁻¹

Cenários:

Tabela 3 - Cenários propostos, considerando diferentes alternativas de manejo do biogás, emissões fugitivas, gases residuais e lodo

Manejo fase gasosa / fase sólida	Cenários propostos - alternativas de manejo		
	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3
Biogás	Queimador aberto	25% encaminhado para o queimador aberto e 75% da produção estimada para secagem térmica do lodo	25% encaminhado para o queimador enclausurado e 75% da produção estimada para secagem térmica do lodo
Emissões a partir do compartimento de decantação	Decantador aberto (emissões fugitivas)	Decantador fechado com exaustão e tratamento em biofiltro	Decantador fechado com exaustão e tratamento em biofiltro
Emissões a partir dos gases dissolvidos no efluente	Sem manejo dos gases dissolvidos (emissões fugitivas)	Câmara de dessorção simplificada seguida de biofiltro para tratamento dos gases residuais	Contactores de membrana com adição do metano recuperado ao biogás
Lodo	Leitos de secagem + aterro	Leitos de secagem + secagem térmica + aterro	Leitos de secagem + secagem térmica + uso agrícola

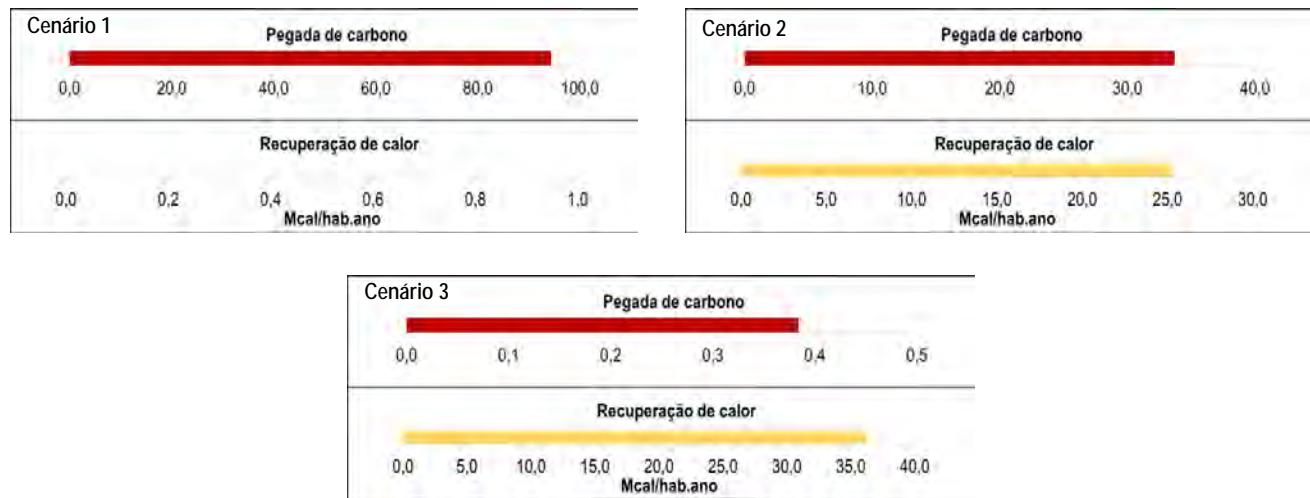
Observação: A ferramenta oferece mais algumas dezenas de parâmetros diversos com valores sugeridos como padrão, os quais podem ser alterados pelo usuário no menu “coeficientes”.

Resultados gerados pela ferramenta:

Os resultados apresentados pela Ferramenta Balanço de Energia e Carbono ETEs Anaeróbias são mostrados na **Tabela 4** e na **Figura 4**, para cada um dos cenários avaliados.

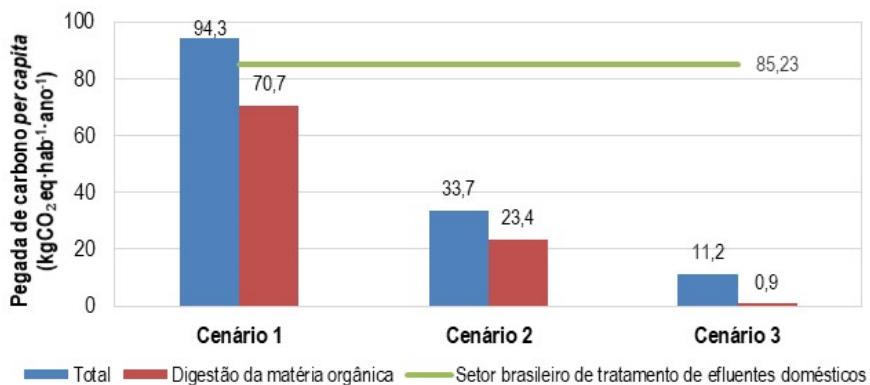
Tabela 4 - Resultados gerados pela Ferramenta Balanço de Energia e Carbono ETEs Anaeróbias para os cenários avaliados

Cenário	1	2	3
Vazão de esgoto - Q_{med} (L·s ⁻¹)	48,4		
Vazão de biogás - $Q_{biogás}$ (Nm ³ ·d ⁻¹)	358,0	600,6	
Vazão de metano - Q_{CH4} (Nm ³ ·d ⁻¹)	268,5	385,6	
Teor de metano no biogás (%) _{vv}	75	64	
Emissões provenientes do transporte do lodo (tCO ₂ eq·ano ⁻¹)	591,2	258,7	258,7
Carga de metano dissolvido no efluente - CH ₄ D - (kgCH ₄ ·d ⁻¹)	83,6		
Emissões pontuais a partir da combustão do biogás (tCO ₂ eq·ano ⁻¹)	816,3	204,1	11,7
Emissões evitadas no transporte do lodo a partir do aproveitamento do biogás para secagem térmica (tCO ₂ eq·ano ⁻¹)	0,0	- 332,5	- 332,5
Emissões fugitivas provenientes do compartimento de decantação (tCO ₂ eq·ano ⁻¹)	95,8	9,6	9,6
Emissões fugitivas provenientes da dessorção dos gases dissolvidos no efluente (tCO ₂ eq·ano ⁻¹)	854,8	316,28	0,0
Emissões provenientes dos gases residuais (tCO ₂ eq·ano ⁻¹)	0,0	53,85	0,0
Pegada de carbono total da ETE (tCO ₂ eq·ano ⁻¹)	2.358,1	842,4	280,0
Pegada de carbono <i>per capita</i> (kgCO ₂ eq·hab ⁻¹ ·ano ⁻¹)	94,3	33,7	11,2
Recuperação energética na forma de calor (Mcal·m ⁻³ esgoto tratado)	0,0	413,0	593,2
Recuperação energética <i>per capita</i> na forma de calor (Mcal·hab ⁻¹ ·ano ⁻¹)	0,0	25,2	36,2

**Figura 4** – Pegada de carbono e recuperação de calor para os cenários avaliados

Avaliação comparativa dos resultados gerados pela ferramenta:

Pegada de carbono *per capita* total (Figura 5)

**Figura 5** – Pegada de carbono *per capita* total para os cenários avaliados

Nota: A categoria “Total” (barras azuis) se refere às pegadas de carbono resultantes das emissões originadas na digestão da matéria orgânica e no transporte do lodo, ao passo que a categoria “Digestão da matéria orgânica” (barras vermelhas) desconsidera as emissões de transporte do lodo, de forma a permitir a comparação com o fator de emissão médio do “Setor brasileiro de tratamento de efluentes domésticos” (linha verde) no qual somente são levadas em consideração as emissões resultantes da digestão da matéria orgânica.

- As simulações realizadas apontam que a mudança da configuração do Cenário 1, mais comum nas ETEs brasileiras, com queimador aberto e sem manejo dos gases dissolvidos no efluente, para o Cenário 2, contemplando: i) secagem térmica do lodo antes do encaminhamento para aterro; ii) excedente do biogás direcionado para queimador aberto; e iii) controle das emissões fugitivas de metano, por meio de exaustão (decantador) ou câmara de dessorção simplificada (CH₄ dissolvido), e posterior tratamento dos gases residuais por biofiltração, resulta em uma redução da pegada de carbono total da ETE da ordem de 60% (de 94,3 kgCO₂eq·hab⁻¹·ano⁻¹ para 33,7 kgCO₂eq·hab⁻¹·ano⁻¹).
- Caso o queimador seja substituído por um modelo enclausurado e se utilizem contactores de membranas para recuperação do CH₄ dissolvido e posterior aproveitamento energético (Cenário 3), a redução na pegada de carbono total da ETE pode chegar a 88,1% (de 94,3 kgCO₂eq·hab⁻¹·ano⁻¹ para 11,2 kgCO₂eq·hab⁻¹·ano⁻¹).
- O Cenário 1 (clássico) representou 83% do valor médio per capita das emissões do setor brasileiro de tratamento de efluentes domésticos (85,23 kgCO₂eq·hab⁻¹·ano⁻¹), segundo Brasil (2020), ao passo que os cenários 2 e 3 (melhorados) apresentaram, respectivamente, 27,5% e 1,1% da referência setorial (barras vermelhas do gráfico anterior).

Pegada de carbono absoluta e relativa (base Cenário 1) por fonte de emissão (Figura 6)

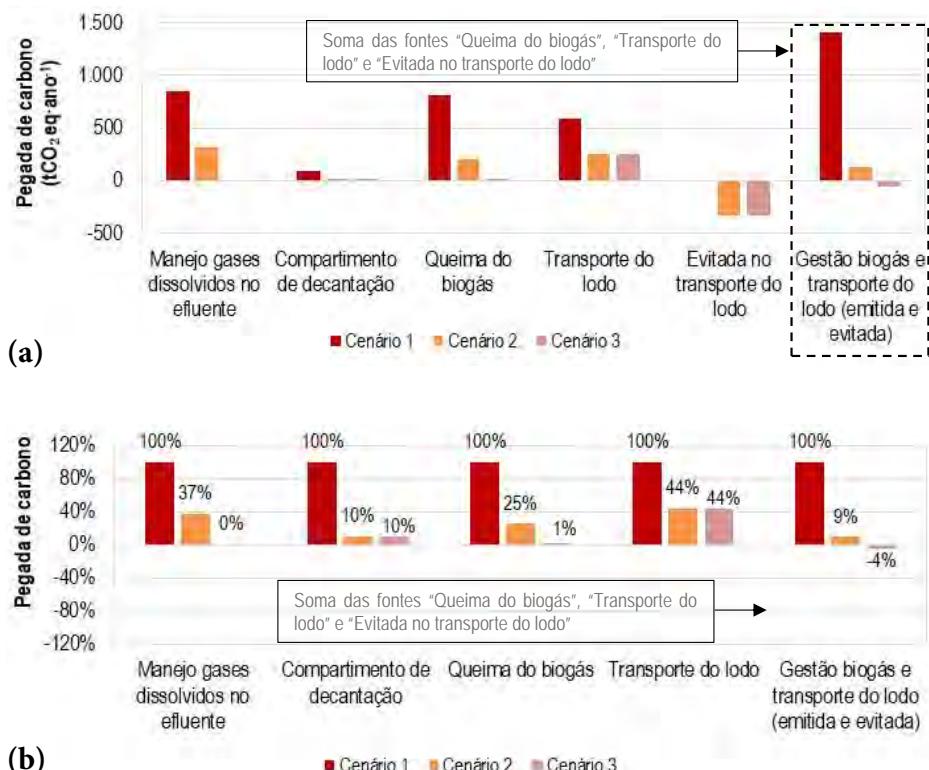


Figura 6 - Pegada de carbono absoluta (a) e relativa (b) ao Cenário 1 por fonte de emissão.

- As emissões fugitivas, em especial as ocasionadas pela dessorção do CH₄ dissolvido no efluente dos reatores anaeróbios e no compartimento de decantação, podem representar uma das mais significativas parcelas da pegada de carbono em ETEs de médio porte. Para a simulação do cenário 1, muito usual nas ETEs brasileiras, tais emissões (efluente = 854,8 tCO₂eq·ano⁻¹ e decantador = 95,8 tCO₂eq·ano⁻¹) representaram cerca de 40% das emissões totais (2.358,1 tCO₂eq·ano⁻¹).
- A simulação da implantação de câmara de dessorção simplificada seguida de tratamento do gás residual em biofiltro, técnicas abordadas na presente coletânea de NTs, apontou para a possibilidade de redução em 63% as emissões fugitivas oriundas do efluente do reator (de 854,8 tCO₂eq·ano⁻¹ para 316,3 tCO₂eq·hab⁻¹·ano⁻¹) ou 23% das emissões totais do Cenário 1. Ao passo que, com a implantação de contactores de membranas com adição de metano recuperado ao biogás a ser aproveitado energeticamente, há a possibilidade de redução em 100% das emissões fugitivas oriundas do efluente do reator ou 36,2% das emissões totais para o mesmo cenário.
- A exaustão e tratamento em biofiltro dos gases do compartimento de decantação pode permitir a redução em 90% das emissões de CH₄ desta fonte (de 95,8 tCO₂eq·ano⁻¹ para 9,6 tCO₂eq·ano⁻¹) ou em 4% da pegada total da ETE comparada ao Cenário 1 (2.358 tCO₂eq·ano⁻¹).
- A melhoria das condições de combustão do CH₄ no queimador (flare) é uma importante ação para diminuição da pegada de carbono de ETEs anaeróbias. Para os cenários simulados, a troca de um queimador aberto com 50% de eficiência (Cenário 2) para um queimador enclausurado com 98% de eficiência (Cenário 3) representou uma diminuição em 95% da pegada de carbono da queima do biogás (de 204,1 tCO₂eq·ano⁻¹ para 11,7 tCO₂eq·ano⁻¹). Importante destacar que a eficiência de destruição do biogás dos queimadores abertos pode ser melhorada através da qualidade do equipamento (*design*, dispositivo de ignição, manutenção da chama, defletor de ventos, dentre outros) e das condições ambientais de instalação (exposição a ventos, chuvas etc.), não devendo tais equipamentos serem condenados como premissa.
- Os ganhos ambientais da melhoria das condições de combustão do CH₄ são especialmente válidos quando do aproveitamento energético do biogás. Para os cenários simulados, o uso de 75% do biogás para secagem térmica do lodo permitiu uma redução de 75% e 99% nas emissões da queima do biogás para os cenários em que os 25% restantes do biogás eram destinados, respectivamente, a queimadores abertos (Cenário 2) e enclausurados (Cenário 3). Tais reduções representaram, respectivamente, cerca de 26% e 34% de redução das emissões totais do Cenário 1.
- O uso do biogás para a secagem térmica do lodo, reduzindo o volume a ser transportado ao aterro sanitário (Cenário 2), permitiu redução de cerca de 56% nas emissões resultantes desta atividade (de 591,2 kgCO₂eq·ano⁻¹ para 258,7 kgCO₂eq·hab⁻¹·ano⁻¹) e de cerca de 14% das emissões totais do Cenário 1.
- Caso a secagem térmica objetive a produção de biofertilizantes (Cenário 3), a emissão evitada dependerá do modelo de negócio adotado e da distância de transporte do biofertilizante. No desenvolvimento da Ferramenta Balanço de Carbono e Energia em ETEs Anaeróbias, adotou-se a consideração de que o biofertilizante será comercializado ou doado ao produtor rural considerando a distância percorrida equivalente à disposição final em aterros sanitários. Assim, cada usuário deverá avaliar seu modelo de negócio (transporte para algum local de comércio ou doação ou retirada do biofertilizante na própria ETE).
- Com estas medidas, a gestão integrada do biogás e lodo permitiu uma redução das emissões destas atividades de 1.407,5 tCO₂eq·ano⁻¹ (Cenário 1) para 462,5 tCO₂eq·ano⁻¹ (Cenário 2) ou 270,1 tCO₂eq·ano⁻¹ (Cenário 3), representando, respectivamente, reduções de emissões da ordem de 67% e 80% no manejo do biogás e lodo, e de 40% e 48% em relação às emissões totais do Cenário 1.

4.3. Matriz de emissões de CH₄ para diferentes usos, formas de controle e porte de ETEs

As diversas alternativas do aproveitamento do biogás, gerenciamento do lodo e recuperação do CH₄ dissolvido, presentes na Ferramenta Balanço de Energia e Carbono em ETEs Anaeróbias (CHERNICHARO *et al.*, 2017), propiciam simular diferentes impactos na pegada de carbono de uma ETE. Todavia, a fim de oportunizar uma estimativa do impacto quantitativo atribuído a cada técnica, de forma facilitada, a **Tabela 3** constitui a matriz de

emissões para ETEs, gerada a partir de simulações para cada técnica e conforme os parâmetros e coeficientes *default* disponíveis na Ferramenta.

Como exemplo de uso da matriz, faz-se a estimativa expedita do cálculo da pegada de carbono calculada no cenário 3 do exemplo apresentado no item 4.2. Por meio dos valores da matriz constantes na coluna para ETEs de médio porte, com membranas / câmara a vácuo e gestão do gás residual com o biogás, é possível obter os fatores de emissão *per capita* por categoria

Tabela 3 - Matriz de emissões de CH₄ para diferentes usos, formas de controle e porte de ETEs.

	Emissões <i>per capita</i> (kgCO ₂ eq-hab-ano ¹)															
	ETE de Pequeno Porte		ETE de Médio Porte						ETE de Grande Porte							
	Sem gestão	Câmara de dessorção simplificada	Sem gestão	Câmara de dessorção simplificada		Câmara de dessorção com enchimento		Câmara de vácuo Membrana		Sem gestão	Câmara de dessorção simplificada		Câmara de dessorção com enchimento		Membrana / câmara a vácuo	
Manejo gás residual				Biofiltro	Biofiltro	Com o biogás	Biofiltro	Com o biogás	Biofiltro		Biofiltro	Com o biogás	Biofiltro	Com o biogás		
Emissões fugitivas / gases residuais CH ₄ dissolvido	29,83	12,91	34,19	14,81	NA ³	9,57	NA ³	3,42	0,00	35,49	13,13	NA ³	8,34	NA ³	3,55	0,00
Controle de emissões do decantador											0,38					
Sem controle de emissões do decantador											3,83					
Lodo	Centrifuga + disposição final	NA ³				33,11									19,86	
	Leitos de secagem + disposição final	0,012				23,65									14,19	
Queimador aberto	28,48			32,65		32,65	44,76	32,65	35,64		33,9		NA ³	33,9	NA ³	48,68
Queimador enclausurado	1,14			1,31	NA ³	1,31	NA ³	1,31	1,88		1,36		NA ³	1,36	NA ³	1,36
Cocção	-1619,20					NA ³								NA ³		
Aquecimento de água	-0,09					NA ³								NA ³		
Manejo Biogás / Lodo em:	Centrifuga + secador térmico ² + disposição final	NA ³				30,35									-18,21	
	Leitos de secagem + secador térmico ² + disposição final	NA ³				-17,74									-10,64	
Caldeiras (vapor)	NA ³			-1856,20	NA ³	-1856,20	NA ³	-1856,2	-2.666,1		-1927		NA ³	-1927	NA ³	-2,767
CHP	NA ³			-1,47	NA ³	-1,47	NA ³	-1,47	-2,10		-152		NA ³	-1,52	NA ³	-2,19

Notas: 1 - Para ETEs com mais de uma técnica de manejo do biogás, realizar o somatório da multiplicação do fator de emissão de cada técnica pelo percentual de biogás destinado a ela dividido por 100 [$Emissão_{biogás} = \sum_{i=1}^n \frac{\text{percentual de biogás usado}_i}{100} \times \text{fator de emissão}_i$]; 2 - Para desinfecção, limitar o uso do biogás a 90% e para secador térmico, limitar o uso do biogás a 75%; 3 - NA = Não aplicável

e total (última coluna, somatório das demais) apresentados na **Figura 7**.

A soma das parcelas descritas totaliza a pegada de carbono *per capita* inerente à configuração da ETE em questão de $11,2 \text{ kgCO}_2\text{eq}\cdot\text{hab}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$, a qual, multiplicada pela população atendida de 25.000 habitantes, resulta em uma emissão total de $280 \text{ tCO}_2\text{eq}\cdot\text{ano}^{-1}$, resultados compatíveis com os encontrados no **Exemplo**.

Embora a matriz de emissão oportunize o cálculo expedito de diversos cenários, recomenda-se a utilização da Ferramenta em ambiente Microsoft Excel®, ante a possibilidade da: (i) visualização do impacto de cada alternativa de maneira gráfica e simultânea; (ii) simulação de diversos cenários de maneira rápida e flexível; (iii) alteração de coeficientes e parâmetros para valores adequados à realidade do usuário; (iv) possibilidade de impressão e salvamento do trabalho desenvolvido, entre outros recursos. Adicionalmente, por meio da matriz, é possível perceber as configurações que possuem emissões mais significativas, bem como as com maior potencial de minimização da pegada de carbono de ETEs anaeróbias.

4.4. Influência do controle de emissões, aproveitamento do biogás e recuperação do CH_4 dissolvido na redução da pegada de carbono

O aproveitamento energético do biogás reduz as demandas por outras fontes energéticas, podendo tornar a ETE autossuficiente do ponto de vista energético (sustabilidade econômica), evitar as emissões de GEE diretas, resultantes da queima incompleta do CH_4 , e indiretas, oriundas da produção externa

de energia, bem como a necessidade de inundação de novas áreas para geração de energia, no caso das hidrelétricas (sustentabilidade ambiental). Além disso, o biogás poderia ser ofertado à população vizinha da ETE, em substituição a outras fontes energéticas, de forma gratuita ou por um valor inferior ao de obtenção do tipo de energia original (sustentabilidade social).

O controle e tratamento de emissões fugitivas com as técnicas apresentadas na presente coletânea de NTs também podem evitar custos com produtos químicos inibidores de sulfetos de hidrogênio e a corrosão das instalações (sustentabilidade econômica), a emissão descontrolada de CH_4 para a atmosfera (sustentabilidade ambiental) e os transtornos causados pelos odores aos operadores e à vizinhança da ETE (sustentabilidade social).

O tratamento térmico do lodo gerado é outra prática com grande redução de impactos, seja para minimização do seu volume a ser transportado e disposto, reduzindo custos e emissões (sustentabilidade econômica e ambiental), e aumentando a vida útil do aterro (sustentabilidade econômica, ambiental e social), seja para uso agrícola como biofertilizante, diminuindo a exploração, produção e aquisição de fertilizantes (sustentabilidade econômica e ambiental), permitindo o fechamento de ciclos (sustentabilidade ambiental) e ofertando um produto sanitizado de forma a permitir uma aplicação segura aos produtores (sustentabilidade social).

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O conceito de ETEs Sustentáveis pressupõe um olhar à pegada de carbono da estação, buscando aproximar-se de uma pegada neutra ou, eventualmente, negativa. E são

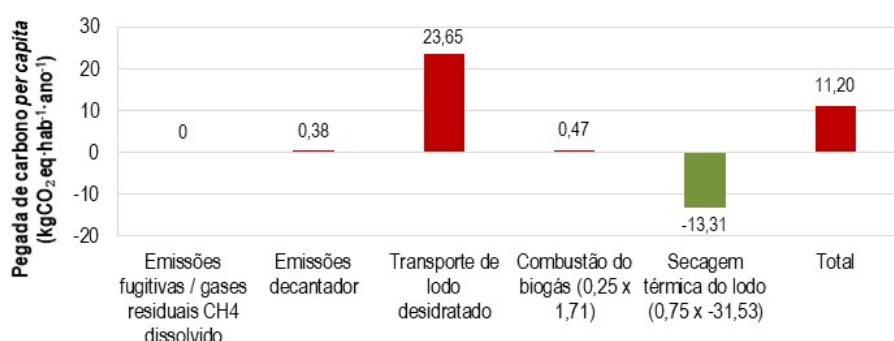


Figura 7 - Fatores de emissão unitários por categoria e total para o Cenário 3 do exemplo 4.2 obtidos a partir da matriz de emissões.

diversas as práticas passíveis de aplicação em uma ETE para minimização da pegada de carbono que ofertam benefícios adicionais intimamente ligados ao conceito de uma ETE Sustentável e que cumprem a salvaguarda ao tripé da sustentabilidade: (i) econômica (autossuficiência energética, diminuição de químicos e de deterioração das instalações, diminuição do transporte do lodo, produção de biossólidos etc.); (ii) ambiental (energia alternativa, aumento da vida útil de aterros, diminuição da produção e exploração de fertilizantes, diminuição das emissões de GEEs, fechamento de ciclos, entre outros); e (iii) social (melhoria da qualidade de vida de operadores e da população vizinha à ETE, oferta de biossólidos com segurança sanitária etc.).

Os principais tópicos de interesse inerentes a emissão e compensação de GEEs foram apresentados nessa NT. Não obstante à quantidade neutra de emissões de CO₂eq, as conclusões apontam que é muito grande o potencial de mitigação e compensação de emissões de GEEs nas ETEs anaeróbias, por meio de atividades como uso do biogás, aplicação de técnicas de dessorção e tratamento ou aproveitamento do CH₄ dissolvido, além do melhoramento da eficiência dos queimadores, dentre outras. Ademais, a presente NT demonstrou que as fontes de emissões potencialmente mais significativa são as emissões fugitivas a partir do efluente do reator anaeróbio, da destruição incompleta do biogás

nos queimadores e do transporte do lodo para disposição final. Uma ação integrada, utilizando alguns dos melhoramentos supracitados, mostrou-se capaz de propiciar reduções próximas a 90% nos índices de pegada de carbono de uma ETE em relação à configuração típica das ETEs brasileiras baseadas em reatores anaeróbios. Tais reduções podem ser ainda maiores e, inclusive, resultarem em pegada de carbono negativa.

A Ferramenta Balanço de Energia e Carbono em ETEs Anaeróbias é disponibilizada para a análise quantitativa do impacto atribuído a cada uma das técnicas e suas diferentes contribuições na redução das emissões de GEEs atribuídas ao tratamento anaeróbio de efluentes.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio recebido do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais – FAPEMIG, do *Foreign, Commonwealth & Development Office* (FCDO) do Reino Unido e do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estações Sustentáveis de Tratamento de Esgoto – INCT ETEs Sustentáveis.

Este trabalho faz parte da série de publicações do INCT ETEs Sustentáveis

REFERÊNCIAS

ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. (Eds). *Lodo de esgoto: tratamento e disposição final*. 2 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais, 2014. 444 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v.6).

BRANDT, E. M. F.; SOUZA, C. L.; CENTENO-MORA, E.; SANTOS, J. M. B.; CHERNICHARO, C. A. L. Valoração e gerenciamento de subprodutos gasosos do tratamento do esgoto. Parte B: Avanços nas técnicas de controle de emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios – Nota Técnica 5 - Sistemas

de biofiltração para tratamento de gases residuais. *Cadernos Técnicos Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 1, n. 2, p. 63-76, 2021a..

BRANDT, E. M. F.; CENTENO-MORA, E.; SANTOS, J. M. B.; CHERNICHARO, C. A. L. Valoração e gerenciamento de subprodutos gasosos do tratamento do esgoto. Parte B: Avanços nas técnicas de controle de emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios – Nota Técnica 6 - Uso energético e queima de gases residuais. *Cadernos Técnicos Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.1, n.2, p. 77-90, 2021b.

BRASIL. *Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil*. 5. ed. Brasília: Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações, 2020. 71p.

BRASIL. *Resultados do projeto de medições de biogás em reatores anaeróbios*. 1. ed. Brasília: Ministério das Cidades, 2016. 50 p.

BRASIL. *Guia técnico de aproveitamento energético de biogás em estações de tratamento de esgotos*. 1. ed. Brasília: Ministério das Cidades, 2015. 183 p.

CENTENO-MORA, E.; FONSECA, P. R. S.; BRANDT, E. M. F.; CHERNICHARO, C. A. L. Valoração e gerenciamento de subprodutos gasosos do tratamento do esgoto. Parte B: Avanços nas técnicas de controle de emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios - Nota Técnica 4 - Recuperação de metano dissolvido em efluentes de reatores anaeróbios por meio de contactores de membrana desgaseificadora. *Cadernos Técnicos Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 1, n.2, p. 49-62, 2021.

CHERNICHARO, C. A. L.; BRANDT, E. M. F.; BRESSANI-RIBEIRO, T.; MELO, V. R.; BIANCHETTI, F. J.; MOTAFILHO, C. R.; McADAM, E. Development of a Tool for Improving the Management of Gaseous Emissions in UASB-Based Sewage Treatment Plants. *Water Practice and Technology*, v. 12, n. 4, p. 917-926, 2017.

CONSTANT M; NAVEAU, H.; FERRERO, G. L.; NYNS, E. J. *Biogas End-Use in the European Community*. 1. ed. Elsevier Applied Science, 1989. 360 p.

DUROJAYE, O.; LASEINDE, T.; OLUWAFEMI, I. A *Descriptive Review of Carbon Footprint* In: 2nd International Conference on Human Systems Engineering and Design (IHSED2019): Future Trends and Applications, Anais... Munich, 2020.

GARCIA, G.; CARDOSO, A. A.; SANTOS, O. A. M. D. *Da escassez ao estresse do planeta: um século de mudanças no ciclo do nitrogênio*. *Química Nova*, v. 36, n. 9, p. 1468-1476, 2013.

HAMMOND, G. Time to give due weight to the 'carbon footprint' issue. *Nature*, v. 445, n. 18, p. 256-256, 2007.

IPCC. Chapter 6: Quality assurance/quality control and verification. *2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. MAKSYUTOV, S.; EGGLESTON, S.; WOO, J. H.; FANG, S.; WITI, J.; GILLENWATER, M.; GOODWIN, J.; TUBEILLO, F.; MANNING, A.; OGLE, S.; RANDLES, C.; MAIONE, M.; WEITZ, M. M.; 2019.

IPCC. IPCC, 2014: *Climate Change 2014: Synthesis Report*. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. CORE WRITING TEAM; PACHAURI, R.K.; MEYER, L.A.; (eds.). IPCC, Geneva, Switzerland. 2015. 151 p.

IPCC. IPCC, 2001: *Climate Change 2001: The Scientific Basis*. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report

of the Intergovernmental Panel on Climate Change. HOUGHTON, J.T.; DING, Y.; GRIGGS, D.J.; NOGUER, P.J.; LINDEN, van der; DAI, X.; MASKELL, K.; JOHNSON, C.A. (Eds.). Cambridge University Pres, Cambridge, United Kingdom and New York, USA. 2001. 881 p.

KAMINSKI, G.; POSSETTI, G. R. C.; MANNICH, M.; RIETOW, J. C.; AISSE, M. M. Valoração e gerenciamento de subprodutos gasosos do tratamento do esgoto. Parte A: Avanço das ferramentas e técnicas para estimativa de produção e tratamento de biogás em ETEs com reatores anaeróbios - Nota Técnica 5 - Queimadores abertos e enclausurados. *Cadernos Técnicos Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 1, n.1, p. 59-73, 2021.

KAMINSKI, G. F.; WAGNER, L. G.; SILVA, F. O. M.; POSSETTI, G. R. C. Análise crítica acerca da aplicação de queimadores enclausurados em ETEs para destruição de biogás. In: 3º Simpósio MAUI Brasil - Alemanha, 2018, Curitiba, Brasil. *Proceedings*. Curitiba, Brasil: Universität Stuttgart, UFPR, SENAI e ABES-PR, 2018.

LEAHEY, D. M.; PRESTON, K.; STROSHER, M. Theoretical and Observational Assessments of Flare Efficiencies. *Journal of the Air & Waste Management Association*, v. 51, n. 12, p. 1610-1616, 2001.

LOBATO, L. C. S.; CHERNICHARO, C. A. L.; DE MELO, G. C. B.; BORGES, J. M. *Aproveitamento energético do biogás gerado em reatores UASB tratando esgotos domésticos: estudo de caso ETE Laboreaux - Itabira MG*. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 25, 2009, Recife. Anais... Recife: ABES, 2009. 1-12 p.

LOBATO, L. C. S.; CHERNICHARO, C. A. L.; PUJATTI, F. J. P.; MARTINS, O. M.; MELO, G. C. B.; RECIO, A. A. R. Use of biogas for cogeneration of heat and electricity for local application: Performance evaluation of an engine power generator and a sludge thermal dryer. *Water Science and Technology*, v. 67, n. 1, p. 159-167, 2012.

MATTHEWS, H.S.; HENDRICKSON, C.T.; WEBER, C.L. The importance of carbon footprint estimation boundaries. *Environmental Science and Technology*, v. 42, n. 16, p. 5839-5842, 2008.

NELTING, K.; POSSETTI, G. R. C.; RIETOW, J. C.; PAULA, A. C.; COSTA, F. J. O. G.; GALLO, E. M. F. S.; TRAUTMANN, N.; Valoração e gerenciamento de subprodutos gasosos do tratamento do esgoto. Parte B: Avanços nas técnicas de controle de emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios - Nota Técnica 3 - Recuperação de gases dissolvidos em efluentes de reatores anaeróbios por meio de câmaras de vácuo. *Cadernos Técnicos Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 1, n. 2, p. 35-47, 2021.

NOYOLA, A.; PAREDES, M.; MORGAN, J.; GÜERECA, L. Reduction of Greenhouse Gas Emissions From Municipal Wastewater Treatment in Mexico Based on Technology Selection. *Clean: Soil, Air, Water*, v. 44, n. 9, p. 1091-1098, 2016.

SANTOS, J. M. B.; BRANDT, E. M. F. B.; CHERNICHARO, C. A. L. Valoração e gerenciamento de subprodutos gasosos do tratamento do esgoto. Parte A: Avanço das ferramentas e técnicas para estimativa de produção e tratamento de biogás em ETEs com reatores anaeróbios - Nota Técnica 4 - Dessulfuração por adsorção em adsorventes de baixo custo. *Cadernos Técnicos Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 1, n.1, p. 47-58, 2021.

DOSSANTOS, A. B; SILVA, M. E. R.; FIRMINO, P. I. M.; CABRAL, C. B. G.; SOUZA, C. L.; SANTOS, J. M. B.; CHERNICHARO, C. A. L. Valoração e gerenciamento de subprodutos gasosos do tratamento do esgoto. Parte A: Avanço das ferramentas e técnicas para estimativa de produção e tratamento de biogás em ETEs com reatores anaeróbios - Nota Técnica 3 - Dessulfuração de biogás por microaeração em reatores anaeróbios e reservatórios de biogás. *Cadernos Técnicos Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 1, n.1, p. 35-46, 2021.

SOUZA, C. L.; SANTO, B. C. E.; BRANDT, E. M. F. B.; SANTOS, J. M. B. Valoração e gerenciamento de subprodutos gasosos do tratamento do esgoto. Parte B: Avanços nas técnicas de controle de emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios - Nota Técnica 2 - Câmaras de dessorção para remoção de sulfeto de hidrogênio e metano dissolvidos em efluentes de

reatores anaeróbios. *Cadernos Técnicos Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 1, n.2, p. 23-33, 2021.

SOUZA, C. L. *Estudo das rotas de formação, transporte e consumo dos gases metano e sulfeto de hidrogênio resultantes do tratamento de esgoto doméstico em reatores UASB*. 2010. 127 f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2010.

USEPA. *Emission Factors for Greenhouse Gas Inventories*. Washington, USA: United States Environmental Protection Agency, 2014. 5 p. Report of the United States Environmental Protection Agency.

WIEDMANN, T.; MINX, J. The definition of a 'carbon footprint'. In: Pertsova CC (Ed.). *Ecological Economics Research Trends*. ed. New York, USA: Nova Science, 2007. p. 1-11.

WILLIAMS, S. K.; COELLO, J.; TURNER & LAURENCE, D. A.; WRIGHT, A. A beginner's guide to carbon footprinting, *Carbon Management*, v. 3, n. 1, p. 55-67, 2012.

WRIGHT, L. A.; KEMP, S.; WILLIAMS, I. 'Carboon footprinting': towards a universally accepted definition, *Carbon Management*, v. 2, n. 1, p. 61-72, 2011.



Parte B: Avanços nas técnicas de controle de emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios

Nota Técnica 8 - Emissão e modelagem matemática da dispersão de gases odorantes gerados em ETEs

Part B: Advances in gas emission control techniques for anaerobic-based STPs
Technical Note 8 - Emission and mathematical models
of dispersion of odorants gases generated in the STPs

**Willian Lemker Andreão¹, Taciana Toledo de Almeida Albuquerque²,
Lucas de Almeida Chamhum Silva³, Carlos Augusto de Lemos Chernicharo^{4*}**

RESUMO

Empreendimentos relacionados ao saneamento ambiental, como as estações de tratamento de esgotos (ETE), principalmente aquelas baseadas em reatores anaeróbios, necessitam avaliar suas emissões gasosas odorantes, objetivando reduzir os eventuais impactos sobre o meio ambiente e na comunidade em seu entorno, uma vez que essas emissões proporcionam um impacto real sobre as pessoas e o seu bem-estar, além de serem um dos principais motivos relacionados às reclamações e incômodo no entorno das ETE. Nesse contexto, esta Nota Técnica discorre sobre: (i) a aplicação da câmara de fluxo dinâmica para a medição direta do gás volatilizado em unidades que possuem superfícies líquidas quiescentes (baixo grau de agitação); (ii) o uso de modelos matemáticos algébricos para se estimar a taxa de emissão de gases odorantes nas unidades de uma ETE; e (iii) o emprego de modelos de dispersão como ferramentas para se avaliar a concentração de poluentes depois de sua emissão. Os dados de entrada necessários de cada modelo são levantados, assim como as limitações de cada processo.

Palavras-chave: sulfeto de hidrogênio, odor, câmera de fluxo dinâmica, modelagem matemática, dispersão.

ABSTRACT

Companies related to environmental sanitation, such as sewage treatment plants (STP), especially those based on anaerobic effluent treatment, are faced with the need to evaluate their odorous gaseous emissions, aiming to reduce any impacts on the environment and on the surrounding community, since odorant gases emission has a real impact on people and their well-being, in addition to being one of the main reasons related to complaints and nuisance around the STP. In this context, this Technical Note discusses: (i) the application of the dynamic flux chamber for the direct measurement of volatile gas in units that have quiescent liquid surfaces (low degree of agitation); (ii) the use of algebraic mathematical models to estimate the emission rate of odorants gases in the units of a STP; and (iii) the use of dispersion models as tools to evaluate the concentration of pollutants after their emission. The required input data from each model is highlighted as well as the limitations of each process.

Keywords: hydrogen sulfide, odor, dynamic flux chamber, mathematical modeling, dispersion.

¹Engenheiro Ambiental pela FAESA. Mestre em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal do Espírito Santo (UFES). Doutor em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Membro do INCT ETEs Sustentáveis.

²Meteorologista pela Universidade Federal de Alagoas (UFAL). Doutora em Ciências Atmosféricas pela Universidade de São Paulo (USP). Professora adjunta do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG e membro permanente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental pela UFES. Membro do INCT ETEs Sustentáveis.

³Engenheiro Sanitário Ambiental pela Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF). Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela UFMG. Membro do INCT ETEs Sustentáveis.

⁴Engenheiro Civil pela UFMG. Doutor em Engenharia Ambiental pela Universidade de Newcastle upon Tyne - UK. Professor titular do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG. Coordenador do INCT ETEs Sustentáveis.

Endereço para correspondência: Avenida Antônio Carlos 6.627 - Universidade Federal de Minas Gerais - Escola de Engenharia - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - Bloco 1. Belo Horizonte, MG. CEP: 31270-901. e-mail: calemos@desa.ufmg.br

1. INTRODUÇÃO

As emissões de gases odorantes em estações de tratamento de esgoto (ETEs) constituem, atualmente, uma das principais preocupações para os órgãos públicos e reguladores, assim como para a população em geral. Como consequência, reclamações administrativas e legais por parte das comunidades do entorno, devido ao incômodo causado pelo odor, têm sido crescentes ao longo dos anos (HAYES *et al.*, 2014).

Os principais compostos odorantes emitidos em ETEs pertencem a famílias de compostos químicos como enxofre, nitrogênio e hidrocarbonetos, como fenóis, aldeídos, cetonas, álcoois e ácidos graxos voláteis (EASTER *et al.*, 2005; LATOS *et al.*, 2011). Contudo, entre os compostos odorantes, o sulfeto de hidrogênio (H_2S) é o mais utilizado como indicador de impacto para o monitoramento de emissões dos gases odorantes em ETEs, conforme apresentado na primeira nota técnica (NT 1) desta coletânea (BRANDT *et al.*, 2021a).

A resolução dos problemas de odor envolve o controle da emissão de gases odorantes, conforme detalhado nas NTs 2 a 6 desta coletânea (BRANDT *et al.*, 2021a, 2021b, 2021c; SOUZA *et al.*, 2021; NELTING *et al.*, 2021; CENTENO-MORA *et al.*, 2021). Para tanto, é necessário determinar a taxa de emissão do composto que se deseja reduzir ou controlar, o que requer o conhecimento da vazão de ar contaminado e a concentração do gás odorante correspondente.

A medição de emissões a partir de fontes canalizadas (chaminés de fábricas) é relativamente fácil, pois a vazão pode ser facilmente mensurada. Por outro lado, para as fontes tipo área, como as unidades abertas de tratamento de esgoto (p. ex.: lagoas de estabilização, decantadores, tanques de equalização, canais de efluentes de reatores UASB, filtros biológicos percoladores), não há o enclausuramento da fonte, o que impossibilita a coleta e medição da vazão do gás. Emissões de fontes tipo área ocorrem por processos de difusão, em que um gradiente de concentração fornece a força motriz para a transferência de gases do líquido para o ar. A determinação da taxa de emissão de compostos odorantes a partir de superfícies líquidas é uma demanda no estudo dos impactos ambientais relacionados aos odores provenientes do tratamento de esgotos e outros efluentes (LATOS *et al.*, 2011).

Uma vez emitido, o composto odorante se dispersa na atmosfera, sob influência das condições meteorológicas, topografia, e uso e ocupação do solo da região. Dependendo de sua concentração na atmosfera e tempo de exposição, pode causar incômodos à vizinhança próxima e, por consequência, reclamações. Dessa forma, a fim de se investigar as concentrações na atmosfera dos compostos odorantes, uma alternativa cada vez mais utilizada é a modelagem matemática de dispersão de poluentes atmosféricos (AUGUSTO *et al.*, 2017).

Os modelos de dispersão utilizam técnicas matemáticas para simular os processos físicos e químicos que afetam os poluentes atmosféricos à medida que se dispersam na atmosfera. Com base em dados meteorológicos, topográficos e informações sobre as fontes, como taxas de emissão e altura de lançamento, esses modelos são projetados para caracterizar poluentes primários que são emitidos diretamente na atmosfera. Esses modelos são importantes para o sistema de gestão da qualidade do ar e são amplamente utilizados por agências ambientais, tanto para identificar contribuições de fontes individuais quanto de diversas fontes nas concentrações atmosféricas do poluente de interesse, o que permite planejar estratégias efetivas de controle de emissão de poluentes atmosféricos e estimar a eficácia das mesmas. Além disso, modelos de qualidade do ar são utilizados em processos de licenciamento ambiental, auxiliando na escolha e definição da localização de novos empreendimentos. Também podem ser empregados como instrumento de resposta às reclamações por ocorrência de odores, auxiliando na identificação das principais fontes emissoras e verificar a resposta que uma técnica de controle de emissões poderia trazer.

Nesse contexto, o objetivo desta NT é apresentar os principais métodos de estimativa de emissões de gases odorantes em ETEs, discutindo também os principais modelos de dispersão de poluentes atmosféricos aplicados aos gases odorantes.

2. ESTIMATIVA DE EMISSÃO DE GASES ODORANTES

Para se estimar a emissão de gases odorantes, geralmente são adotadas duas abordagens distintas: (i) realização de medições na fonte e/ou no entorno, as quais podem ser realizadas por métodos indiretos e diretos; (ii) emissão

preditiva, a qual utiliza equações matemáticas que buscam estimar as emissões.

2.1. Medições na fonte e/ou no entorno

2.1.1. Métodos indiretos

Nos métodos indiretos, também chamados de micrometeorológicos, monitora-se a concentração do composto de interesse nas áreas próximas às fontes de emissão ao longo do tempo e, por meio de modelos de dispersão empregados de forma reversa, estima-se a emissão dos mesmos em suas fontes (GOSTELOW *et al.*, 2003; RO *et al.*, 2013). Esse método tem como vantagem o fato de não interferir na emissão no ponto medido, porém necessita de inúmeras amostragens, tornando o método pouco prático em situações cotidianas (HUDSON e AYOKO, 2008). Além disso, torna-se difícil a estimativa quando há mais de uma fonte potencial de emissão. A olfatometria dinâmica, em geral, é limitada à amostragem de fontes, no entanto, em alguns casos, pode ser aplicada para amostragem e análise de ar ambiente (CAPPELLI *et al.*, 2013). Nesse caso, ela pode ser empregada em conjunto com os métodos indiretos. Os métodos indiretos também não são aplicáveis em ETEs em fase de projeto.

2.2.2. Métodos diretos

Já os métodos diretos utilizam equipamentos capazes de enclausurar as emissões provenientes de uma parte

da superfície e obter a concentração do gás de interesse na saída de um equipamento de amostragem, e assim estimar a emissão do gás odorante (HUDSON e AYOKO, 2008). Para fontes tipo área, que possuem uma superfície líquida passiva, com baixo grau de agitação, como lagoas de estabilização, tanques de sedimentação, reatores UASB abertos, dois equipamentos de amostragem são os mais empregados: (i) o túnel de vento portátil (JIANG *et al.*, 1995), uma unidade retangular de fundo aberto por meio do qual um fornecimento de ar inodoro varre paralelamente a superfície líquida que emite odores e as amostras de ar odorífero são recolhidos no escape do túnel (NAVARATNASAMY *et al.*, 2009); e (ii) câmara de fluxo dinâmica (KIENBUSCH, 1986; EKLUND, 1992), dispositivo côncavo, oco, de fundo aberto, com fluxos de ar entrando e saindo do equipamento constantemente, e com um alívio de pressão. A câmara de fluxo dinâmica é recomendada pela Agência de Proteção Ambiental Americana (US EPA, do inglês *United States Environmental Protection Agency*) para medições em superfícies líquidas quiescentes/passivas. Dessa forma, uma descrição mais detalhada de suas principais características físicas e operacionais é dada na sequência.

Câmera de fluxo dinâmica

A câmara de fluxo dinâmica padrão da US EPA, representada na **Figura 1**, possui um corpo cilíndrico que proporciona

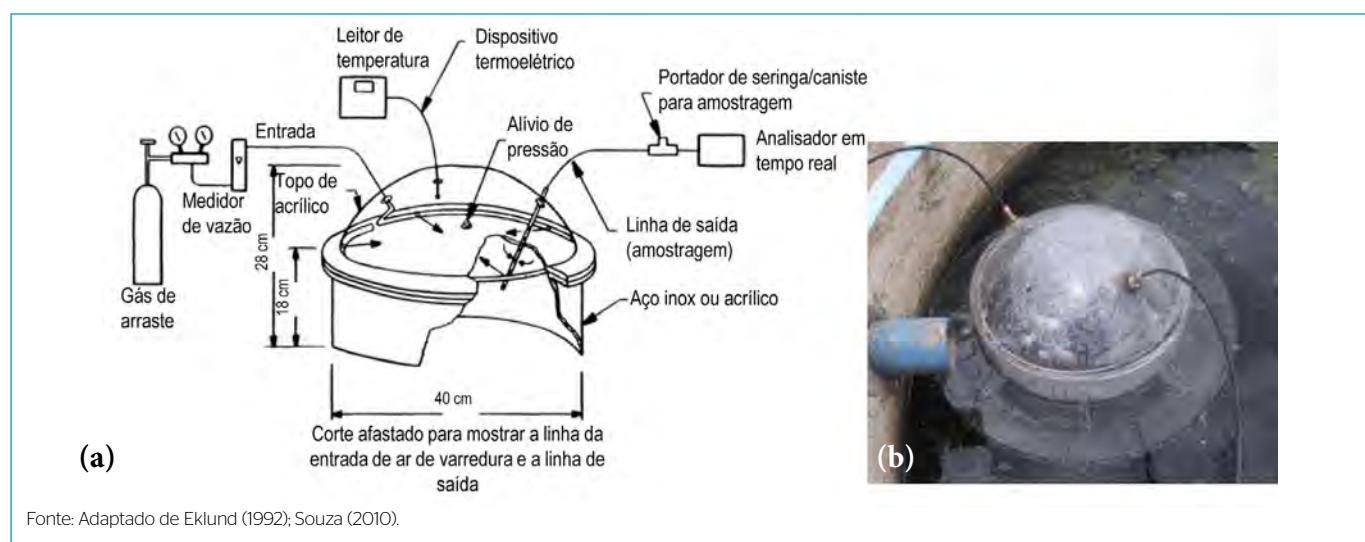


Figura 1 – Ilustração em corte da câmara de fluxo dinâmica (a); câmara de fluxo inserida na superfície do decantador do reator UASB (b).

uma mistura eficiente do gás odorante dessorvido/volatilizado em seu interior. Isso é conseguido pela inexistência de cantos, o que minimiza a ocorrência de volumes mortos. Assim, o uso de câmaras de fluxo quadradas ou retangulares de baixa altura e comprimento não é recomendado devido a preocupações com a mistura adequada do ar no interior da câmara. Esse corpo cilíndrico é coberto no topo por um domo em forma de calota esférica. De modo a garantir o isolamento da área enclausurada pela câmara, esta deve ser inserida na superfície líquida emissora entre 1,3 cm e 7,6 cm (EKLUND, 1992). Na **Tabela 1** são resumidas as principais características geométricas e operacionais

Tabela 1 – Principais características físicas e operacionais de uma câmara de fluxo dinâmica.

Características	Valor/Descrição
Material de fabricação	Aço inox/acrílico
Diâmetro do corpo cilíndrico	40 cm
Altura do corpo cilíndrico	18 cm
Altura total	28 cm
Área enclausurada	0,126 m ²
Volume	25 L
Altura que deve ser inserida na superfície líquida emissora	entre 1,3 cm e 7,6 cm
Tubo de entrada de ar, localizado no interior da câmara, colado na parede, no encontro do corpo cilíndrico com o domo	1,3 m de comprimento por 0,6 cm de diâmetro, com pelo menos quatro perfurações espaçadas de forma equidistante em torno da câmara. O primeiro orifício possui diâmetro aproximado de 2,0 mm e os outros três possuem diâmetro de aproximadamente 2,4 mm.
Fluxo de ar é dirigido para o centro da câmara	5 L·min ⁻¹
Vazão de saída na sonda de amostragem	não superior a 2,0 L·min ⁻¹
Sonda de amostragem	tubo perfurado, com diâmetro externo de 0,635 cm e comprimento total de aproximadamente 15 cm. Esse tubo contém 2 fileiras de orifícios com diâmetros de 0,24 cm, sendo 5 orifícios em cada fileira, separados uns dos outros por uma distância de 2,54 cm
Tempo de espera para início de amostragem	seis tempos de residência (em torno de 30 minutos)
Tempo de amostragem em cada ponto para superfícies líquidas	30 minutos a 1 hora

Fonte: Adaptado de Kienbusch (1986) e Eklund (1992).

da câmara. Os fatores importantes de projeto para uma câmara de fluxo dinâmica são: tamanho da câmara, volume, geometria, material de construção, extensão das linhas de amostragem, construção da linha, sistema de fornecimento de ar e impulsor/sistema de mistura (KIENBUSCH, 1986).

Após seu posicionamento sob a superfície líquida emissora, onde pode flutuar com o auxílio de uma boia, ar inodoro é introduzido num espaço superior (gás de arraste). A introdução do fluxo de ar no interior da câmara é outro fator importante, o qual deve ser dirigido para o centro da câmara, e em paralelo com superfície emissora (EKLUND, 1992). Quanto menor for o fluxo, há uma tendência de as emissões obtidas serem minoradas em relação ao valor real (PRATA JR. et al., 2018; ANDRÉÃO et al., 2019a). As amostras de ar a partir do espaço superior supõem-se estar homogeneamente misturadas, devido aos vórtices produzidos pela introdução de ar na câmara, e, por conseguinte, serem representativas de uma concentração uniformemente distribuída em todo o espaço da câmara (NAVARATNASAMY et al., 2009; ANDRÉÃO et al., 2019a).¹ Se o sistema de introdução de ar não estiver devidamente projetado e testado, a atmosfera da câmara pode não estar bem misturada e os resultados da medição serão tendenciosos. Essa é uma consideração crítica e deve ser tratada com atenção (EKLUND, 1992).

O gás odorante misturado ao gás de arraste é succionado pela mangueira de saída (sonda de amostragem), e analisado. Deve haver um cuidado no posicionamento da sonda de amostragem para que esta não seja atingida pelo fluxo de ar limpo introduzido na câmara. A pressão no interior da câmara deve ser aproximadamente igual à pressão atmosférica, equilíbrio este a ser garantido pela abertura de alívio de pressão no domo da câmara. O funcionamento geral de uma câmara de fluxo segue naturalmente uma operação dinâmica, com vazões de entrada e saída de ar do seu interior. Nesse caso, ocorre uma mistura entre os gases desprendidos da superfície líquida e o ar alimentado ao interior da câmara (gás de arraste). O início da amostragem propriamente dita dá-se apenas após um período de homogeneização da mistura no interior da câmara, recomendando-se em torno de seis tempos de

¹ Caso necessário, um pequeno ventilador pode ser usado para ajudar na homogeneização do composto em seu interior (ROCHETTE et al., 1997; ANDRÉÃO et al., 2019a).

residência, algo próximo de 30 minutos dependendo do volume útil da câmara (ANDREÃO *et al.*, 2019a). O tempo de residência pode ser calculado dividindo a vazão de entrada de ar na câmara pelo seu volume. Já o tempo total de amostragem recomendado em cada ponto para superfícies líquidas é de 30 minutos a 1 hora (EKLUND, 1992).

Há um limite prático quanto ao tamanho de uma câmara de fluxo que é utilizada no campo. Portanto, é necessário fazer uma série de medições ao longo da superfície líquida para avaliar a variabilidade espacial das emissões para uma dada fonte. As medidas repetidas em um dado local podem ser realizadas para avaliar a variabilidade temporal (EKLUND, 1992). Para o cálculo da taxa de emissão do gás odorante para a câmara de fluxo é utilizado a **Equação 1**.

$$E = 1000 \times C \times Q/A \quad (1)$$

Na qual: E - taxa de emissão ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}$); C - concentração da espécie química na linha de saída da câmara de fluxo ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$); Q - vazão de entrada na câmara ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$); A - área da interface.

2.2. Emissão preditiva (modelos matemáticos algébricos)

A segunda abordagem para se estimar a emissão de gases odorantes considera a utilização de modelos matemáticos algébricos (equações) que permitem a estimativa da taxa de emissão, tendo por base características da fase líquida, como a concentração de sulfeto no efluente, e da fase gasosa, como a velocidade do vento, para alguns casos. Tais modelos são muito utilizados em estudos de impacto ambiental, onde ainda não existe uma fonte odorante instalada, pois permite simular a concentração de determinado gás na atmosfera a partir de concentrações típicas reportadas para a unidade em planejamento. Essa modelagem também pode ser empregada em ETEs já em funcionamento. Dentre as vantagens destaca-se a agilidade na obtenção de resultados e compreensão da contribuição de determinada fonte em específico – em especial em casos de ETEs localizadas próximas a outras fontes emisoras (SANTOS *et al.*, 2012).

O modelo de emissão de gases é baseado na investigação da mudança na taxa de concentração do composto de interesse dentro da unidade de tratamento (reator) por unidade de tempo. Portanto, a mudança na taxa de concentração é dada pela soma dos fluxos de massa relativos à massa do composto que entra, sai, é consumido e é produzido dentro do processo de tratamento em um determinado momento (balanço de massa).

Em geral, os modelos de emissão se baseiam na solução de equações empíricas, efetuando um balanço de massa do composto de interesse na fase líquida (dissolvido no efluente) que podem incluir a dessorção/volatilização, biodegradação por atividade microbiana, *stripping* (remoção por bolhas), adsorção a partículas sólidas e biomassa, e absorção (CORSI e OLSON, 1998) para calcular sua emissão em uma determinada fonte. Apesar da capacidade de modelar diferentes processos de tratamento de esgoto, os modelos de emissão atmosférica utilizados para estimar a emissão de gases em ETEs ainda não incorporam mecanismos para determinar a oxidação química do composto em sistemas de tratamento com aeração, e para estimar a produção bioquímica do composto durante a oxidação da matéria orgânica em sistemas de tratamento anaeróbios.

Dentre os modelos algébricos mais citados na literatura pode-se destacar o WATER9 (US EPA, 2001) e os fatores de emissão da AP-42 (*Compilation of Air Emissions Factors*)², que trata de emissões por coleta, tratamento e armazenamento de águas residuárias, com a qual pode ser estimada a emissão de H_2S em diferentes unidades de uma ETE (US EPA, 1998).

A AP-42 inclui mecanismos de remoção de compostos por dessorção/volatilização (superfície quiescente, vertedouros e queda de água), por *stripping* (saturação completa das bolhas de ar pelo contaminante) e por biodegradação. Entretanto, a dessorção é o principal mecanismo de remoção considerado, e responsável pela maior contribuição das emissões de gases odorantes. Na dessorção, a emissão pode se dar por mecanismos de difusão, convecção ou por ambos. A difusão ocorre quando a concentração do composto volátil na fase líquida é muito superior

² Volume 1 (Fontes Estacionárias tipo Ponto e Área), capítulo 4 (Fontes de Perda por Evaporação), unidade 4.3 (Coleta, tratamento e armazenamento de águas residuais).

à concentração no ambiente, o que faz com que o composto se dessorva até que o equilíbrio entre as fases líquida e gasosa seja atingido, conforme abordado na NT 1 desta coletânea (BRANDT *et al.*, 2021a). A convecção, por sua vez, ocorre quando o ar escoa sobre a superfície líquida, removendo o composto da água. A taxa de dessorção é diretamente proporcional à velocidade do vento e à área da superfície líquida. Além disso, fatores como temperatura, turbulência, tempo de detenção hidráulica, profundidade da unidade de tratamento, pH, e concentração do composto volátil, podem influenciar a taxa de emissão atmosférica desse composto (US EPA, 1998).

A dessorção de gases é comumente observada em unidades com superfícies líquidas que possuem baixo grau de agitação na interface líquido-ar, como decantadores, tanques de equalização, lagoas de estabilização, reatores anaeróbios abertos etc.

A taxa de remoção do composto por dessorção é estimada com base na teoria da transferência de massa, em que coeficientes de transferência de massa nas fases líquida e gasosa (K_L e K_G , respectivamente), são utilizados para estimar coeficientes gerais de transferência de massa (coeficiente global, e de dessorção-reaeração,

por exemplo). Esses coeficientes são, por sua vez, base para o cálculo da estimativa da taxa de emissão do composto volátil (US EPA, 1998), e podem ser calculados pelas diversas equações matemáticas do WATER9 ou AP-42, por exemplo, a depender do processo da ETE.

Para uma superfície líquida, a emissão (E), posteriormente, pode ser calculada pela **Equação 2**.

$$E = K_L C_L A \quad (2)$$

Na qual: E - emissão ($\text{g}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$); K_L - coeficiente de transferência de massa na fase líquida; A - área da superfície emissora (m^2); C_L - concentração do constituinte na fase líquida ($\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$), dada pela **Equação 3**.

$$C_L = Q C_o / (K_L A + Q) \quad (3)$$

Na qual: C_o - concentração inicial do constituinte na fase líquida ($\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$); Q - vazão volumétrica de esgoto ($\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$).

Na **Tabela 2** são apresentadas as principais equações da AP-42 para o cálculo dos coeficientes de transferência de massa para superfícies quiescentes, com baixo grau de agitação.

Tabela 2 – Equações de transferência de massa para superfícies quiescentes e complementares.

Equação	Considerações
$k_L = (2,78 \times 10^{-6})(D_w/D_{eter})^{2/3}$	(4) Para $0 < U_{10} < 3,25 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ e todas razões d_e/D
$k_L = [(2,605 \times 10^{-9})(d_e/D) + (1,277 \times 10^{-7})](U_{10})^2 (D_w/D_{eter})^{2/3}$	(5) Para $U_{10} > 3,25 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ e $14 < d_e/D < 51,2$
$k_L = (2,61 \times 10^{-7})(U_{10})^2 (D_w/D_{eter})^{2/3}$	(6) Para $U_{10} > 3,25 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ e $d_e/D > 51,2$
$k_L = 1,0 \times 10^{-6} + 144 \times 10^{-4}(u^*)^{2.2}(Sc_L)^{-0.5}$	(7) Para $U_{10} > 3,25 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$; $d_e/D < 14$; $u^* < 0,3 \text{ m/s}$
$k_L = 1,0 \times 10^{-6} + 34,1 \times 10^{-4}(u^*)(Sc_L)^{-0.5}$	(8) Para $U_{10} > 3,25 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$; $d_e/D < 14$; $u^* > 0,3 \text{ m/s}$
$k_G = (4,82 \times 10^{-3})(U_{10})^{0.78}(Sc_G)^{-0.67}(d_e)^{-0.11}$	(9) -
$K_L = (k_L k_{eq} k_G) / [(k_{eq} k_G) + k_L]$	(10) -
$u^* = (0,01)(U_{10})[6,1 + 0,63(U_{10})]^{0.5}$	(11) -
$Sc_L = \mu_L / (\rho_L D_w)$	(12) -
$Sc_G = \mu_G / (\rho_G D_G)$	(13) -
$d_e/D = 2(A/\pi)^{0.5}$	(14) -
$K_{eq} = H/(RT)$	(15) -

Notas: D_w : difusividade do H_2S em água ($\text{cm}^2\cdot\text{s}^{-1}$); D_{eter} : difusividade do éter em água ($\text{cm}^2\cdot\text{s}^{-1}$); d_e : diâmetro efetivo (m); D : profundidade da água residual (m); U_{10} : velocidade do vento a 10 metros acima da superfície da fase líquida ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$); u^* : velocidade de fricção ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$); Sc_L : número de Schmidt na fase líquida (adimensional); Sc_G : número de Schmidt na fase gasosa (adimensional); K_{eq} : constante de equilíbrio ou coeficiente de partição (concentração na fase gasosa/concentração na fase líquida) (adimensional); μ_L : viscosidade dinâmica da água ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-1}\cdot\text{s}^{-1}$); ρ_L : massa específica da água ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$); μ_G : viscosidade dinâmica do ar ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-1}\cdot\text{s}^{-1}$); ρ_G : massa específica do ar ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$); D_G : difusividade do H_2S no ar ($\text{cm}^2\cdot\text{s}^{-1}$); H : constante da Lei de Henry do H_2S ($\text{atm}\cdot\text{m}^3\cdot\text{g}\cdot\text{mol}^{-1}$); R : constante universal dos gases ($\text{atm}\cdot\text{m}^3\cdot\text{K}^{-1}\cdot\text{mol}^{-1}$); T : temperatura da água (K).

No caso de vertedor, são utilizadas as **Equações 16 e 17** para o cálculo do coeficiente de transferência de massa e emissão de acordo com a AP-42, respectivamente.

$$K_D = 0,16 \times h \times \left(D_w / D_{O_2,w} \right)^{0,75} \quad (16)$$

$$E = [1 - 10^{(-K_D)}] \times Q \times C_0 \quad (17)$$

Nas quais: E - taxa de emissão (g/s); Q - vazão de esgoto ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$); C_0 - concentração inicial de sulfeto na fase líquida ($\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$); K_D - coeficiente de transferência de massa de dessorção-reaeração (adimensional); h : altura do vertedor (ft); D_w - difusividade do sulfeto de hidrogênio em água ($\text{cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$); $D_{O_2,w}$ - difusividade do oxigênio em água ($\text{cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$).

O **Exemplo 1** ilustra o emprego das **Equações 16 e 17** para se estimar a taxa de emissão de H_2S em uma estrutura equipada com vertedores. A estrutura em questão, representada na **Figura 2**, trata-se de uma caixa de reunião de efluentes de reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB, do inglês *upflow anaerobic sludge blanket*), equipada com vertedores para a divisão de fluxo e alimentação de unidades de pós-tratamento. A queda do efluente pelos vertedores ocasiona o desprendimento (dessorção) do gás odorante do meio líquido e o libera para a atmosfera.

Exemplo 1: Estimar a emissão de H_2S em um vertedor, considerando uma caixa de reunião que receba um efluente a uma vazão de $500 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1}$ ($0,5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) com uma concentração de sulfeto dissolvido de $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ($10 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$), onde o vertedor presente na unidade possua uma queda de $0,5 \text{ m}$ (1,64 ft - para converter metro para pés basta multiplicar por 3,28).

Dados de entrada:

- Altura do vertedor (h): $0,5 \text{ m} \times 3,28 = 1,64 \text{ ft}$
- Difusividade do sulfeto de hidrogênio em água (D_w): $1,61 \times 10^{-5} \text{ cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$
- Difusividade do oxigênio em água ($D_{O_2,w}$): $2,4 \times 10^{-5} \text{ cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$
- Vazão de esgoto (Q): $0,5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$
- Concentração inicial de sulfeto na fase líquida (C_0): $10 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$

Solução:

- a) Coeficiente de transferência de massa de dessorção-reaeração (K_D):

$$K_D = 0,16 \times h \times \left(\frac{D_w}{D_{O_2,w}} \right)^{0,75} = 0,16 \times 1,64 \text{ ft} \times \left(\frac{1,61 \times 10^{-5} \text{ cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}}{2,4 \times 10^{-5} \text{ cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}} \right)^{0,75} = 0,19$$

- b) Taxa de emissão (E):

$$E = [1 - 10^{(-K_D)}] \times Q \times C_0 = [1 - 10^{(-0,19)}] \times 0,5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \times 10 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} = 1,77 \text{ g} \cdot \text{s}^{-1}$$

Essa emissão de $1,77 \text{ g} \cdot \text{s}^{-1}$ representa 35,4% do sulfeto inicialmente presente no efluente. Em outras palavras, 35,4% do sulfeto dissolvido se dessorveu após passar pelo vertedor.

Outra unidade relevante para a emissão de gases odorantes é o filtro biológico percolador (FBP) aplicado ao pós-tratamento de efluentes anaeróbios. Nessa unidade, as emissões ocorrem pela distribuição do efluente anaeróbio pelos braços mecânicos (que podem ser estimadas como pequenos vertedores, conforme Equações 16 e 17), e pela unidade propriamente dita, calculado como um sistema biológico com aeração natural. Nesse caso, utiliza-se as equações apresentadas na Tabela 2 para o cálculo da transferência de massa e

da **Equação 2** para a emissão, contudo com o C_L dado pela **Equação 18**.

$$C_L = [-b + (b^2 - 4ac)^{0,5}] / 2a \quad (18)$$

Os coeficientes a , b e c são dados pelas **Equações 19 a 21**.

$$a = (K_L A / Q) + 1 \quad (19)$$

$$b = K_s [(K_L A / Q) + 1] + K_{max} b_i (V / Q) - C_0 \quad (20)$$

$$c = -K_s C_0 \quad (21)$$



Figura 2 – Caixa de reunião de efluente de reatores UASB e Filtro Biológico Percolador (FBP).

Nas quais: K_s - metade da constante de saturação do H_2S ($g \cdot m^{-3}$); K_{max} - taxa biológica máxima do H_2S ($g \cdot g^{-1}$ de biomassa); b_i concentração de biomassa ($g \cdot m^{-3}$); V - volume de esgoto na unidade (ft^3), dado pelo produto entre a vazão afluente a unidade e o tempo de detenção hidráulica (TDH).

Na **Tabela 3** são apresentados valores típicos dos parâmetros necessários para o cálculo do K_L .

O **Exemplo 2** ilustra o emprego das **Equações 18 a 21** para se estimar a taxa de emissão de H_2S em um FBP representado na **Figura 2**. A emissão do H_2S pode se dar pela distribuição do efluente pelos braços mecânicos e pela própria unidade.

Exemplo 2: Estimar a emissão de H_2S , considerando um FBP que receba um quarto do efluente da caixa de reunião do exemplo 1, ou seja, $125 L \cdot s^{-1}$ ($0,125 m^3 \cdot s^{-1}$). O FBP possui um diâmetro efetivo de 25 m e altura de 2,5 m. Considere a velocidade do vento a 10 m igual a $4,5 m \cdot s^{-1}$, a temperatura do efluente em $28^\circ C$, a altura do braço mecânico em relação à superfície do FBP de 0,3 m e um tempo de detenção hidráulica de 8 minutos.

Dados de entrada:

- Altura do braço mecânico ao material suporte (h): $0,3 m \times 3,28 = 0,98 ft$
- Área da superfície do FBP (A): $\pi \times D^2/4 = \pi \times 25^2/4 = 491 m^2$
- Velocidade do vento a 10 m (U_{10}): $4,5 m \cdot s^{-1}$
- Temperatura do efluente (T): $28 + 273,15 = 301,15 K$ (para converter $^\circ C$ para K basta somar 273,15)
- Difusividade do sulfeto de hidrogênio em água (D_w): $1,61 \times 10^{-5} cm^2 \cdot s^{-1}$
- Difusividade do oxigênio em água ($D_{O_2,w}$): $2,40 \times 10^{-5} cm^2 \cdot s^{-1}$
- Número de Schmidt (adimensional) na fase gasosa (S_{CG}): 0,852
- Vazão de esgoto no FBP (Q): $0,125 m^3 \cdot s^{-1}$

Solução:

a) Concentração inicial de sulfeto na fase líquida (C_0):

A concentração de sulfeto antes da caixa de reunião era de $10 g \cdot m^{-3}$. Com a emissão de $1,77 g \cdot s^{-1}$ calculada anteriormente, pode-se estimar a nova concentração inicial do constituinte na fase líquida:

$$C_0 = 10 g \cdot m^{-3} - \left(\frac{1,77 g \cdot s^{-1}}{0,50 m^3 \cdot s^{-1}} \right) = 6,46 g \cdot m^{-3}$$

b) Coeficiente de transferência de massa de dessorção-reaeração da distribuição do efluente (K_D):

$$K_D = 0,16 \times h \times \left(\frac{D_w}{D_{O_2,w}} \right)^{0,75} = 0,16 \times 0,98 ft \times \left(\frac{1,61 \times 10^{-5} cm^2 \cdot s^{-1}}{2,40 \times 10^{-5} cm^2 \cdot s^{-1}} \right)^{0,75} = 0,12$$

c) Taxa de emissão da distribuição do efluente na superfície do FBP (E_f):

$$E_f = [1 - 10^{(-K_d)}] \times Q \times C_0 = [1 - 10^{(-0,12)}] \times 0,125 m^3 \cdot s^{-1} \times 6,46 g \cdot m^{-3} = 0,19 g \cdot s^{-1}$$

d) Nova concentração inicial de sulfeto na fase líquida (C_{0c}):

Após a distribuição do efluente pelo braço mecânico houve a emissão de $0,19 g \cdot s^{-1}$ de H_2S . Assim, é necessário descontar essa emissão da concentração de sulfeto dissolvido:

$$C_{0c} = 6,46 g \cdot m^{-3} - \left(\frac{0,19 g \cdot s^{-1}}{0,125 m^3 \cdot s^{-1}} \right) = 4,94 g \cdot m^{-3}$$

e) Razão d_e/D :

$$d_e/D = 2 \times (A/\pi)^{0,5} = 2 \times (491 m^2/\pi)^{0,5} = 25 m$$

f) Coeficiente de transferência de massa de dessorção-reaeração do efluente (K_L):

Como $U_{10} > 3,25 \text{ ms}^{-1}$, e $14 < d_e/D < 51,2$, utilizaremos as Equações 5, 9, 10 e 15:

$$K_L = [(2,605 \times 10^{-9}) \times (d_e/D) + (1,277 \times 10^{-7})] \times (U_{10})^2 \times (D_w/D_{eter})^{2/3}$$

$$K_L = [(2,605 \times 10^{-9}) \times (25 \text{ m}) + (1,277 \times 10^{-7})] \times (4,5 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1})^2 \times (1,61 \times 10^{-5} \text{ cm}^2 \cdot \text{s}^{-1} / 8,5 \times 10^{-6} \text{ cm}^2 \cdot \text{s}^{-1})^{2/3}$$

$$K_L = 6,0 \times 10^{-6} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$$

$$K_G = (4,82 \times 10^{-3}) \times (U_{10})^{0,78} \times (S_{CG})^{-0,67} \times (d_e)^{-0,11}$$

$$K_G = (4,82 \times 10^{-3}) \times (4,5 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1})^{0,78} \times (0,852)^{-0,67} \times (25 \text{ m})^{-0,11} = 1,22 \times 10^{-2} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$$

$$K_{eq} = H/(R \times T)$$

$$K_{eq} = 2,3 \times 10^{-2} \text{ atm} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{mol}^{-1} / (8,21 \times 10^{-5} \text{ atm} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{mol}^{-1} \cdot \text{K}^{-1} \times 301,15 \text{ K}) = 0,93$$

$$K_L = (K_L \times K_{eq} \times k_G) / [(K_{eq} \times k_G) + k_L]$$

$$K_L = (6,0 \times 10^{-6} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1} \times 0,93 \times 1,2 \times 10^{-2}) / [(0,93 \times 1,2 \times 10^{-2}) + 6,0 \times 10^{-6} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}] = 6,0 \times 10^{-6} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$$

g) Taxa de emissão do FBP calculado como um sistema biológico com aeração natural (E_2):

$$V = 0,125 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \times 8 \text{ min} \times 60 \text{ s} \cdot \text{min}^{-1} = 60 \text{ m}^3 \times 35,3147 = 2.119 \text{ ft}^3$$

*Para converter m^3 em ft^3 basta multiplicar por 35,3147

$$a = (K_L \times A/Q) + 1 = (6,0 \times 10^{-6} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1} \times 491 \text{ m}^2 / 0,125 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}) + 1 = 1,0236$$

$$b = K_s \times [(K_L \times A/Q) + 1] + K_{max} \times b_i \times (V/Q) - C_0$$

$$b = 6,3294 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \times [(6,0 \times 10^{-6} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1} \times 491 \text{ m}^2 / 0,125 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}) + 1] \\ + 2,99 \times 10^{-6} \text{ g} \cdot \text{g}^{-1} \times 50 \times (2119 / 0,125 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}) - 4,94 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} = 4,07$$

$$c = -K_s \times C_0 = -6,3294 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \times 4,94 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} = -31,267$$

$$C_L = [-b + (b^2 - 4ac)^{0.5}] / 2a$$

$$C_L = [-4,07 + (4,07^2 - 4 \times 1,0236 \times (-31,267))^{0.5}] / 2 \times 1,0236 = 3,9 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$$

$$E_2 = K_L \times C_L \times A = 6,0 \times 10^{-6} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1} \times 3,9 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \times 491 \text{ m}^2 = 0,01 \text{ g} \cdot \text{s}^{-1}$$

h) Taxa de emissão total do FBP (E):

$$E = E_1 + E_2 = 0,19 \text{ g} \cdot \text{s}^{-1} + 0,01 \text{ g} \cdot \text{s}^{-1} = 0,20 \text{ g} \cdot \text{s}^{-1}$$

Essa emissão representa cerca de 25% do sulfeto inicialmente presente no efluente na chegada do FBP. Em outras palavras, 25% do sulfeto dissolvido se dessorveu após passar pelo FBP.

Essa emissão é para um FBP que recebeu um quarto do efluente. Assim, para quatro unidades de FBP basta multiplicar a emissão encontrada por 4, resultando num total de 0,80 g s^{-1} .

Tabela 3 – Parâmetros iniciais que possam ser necessários para a estimativa de K_L .

Parâmetro	Valor
Difusividade do H_2S na água (D_w)	$1,61 \times 10^{-5} \text{ cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$
Difusividade do éter na água (D_{eter})	$8,5 \times 10^{-6} \text{ cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$
Difusividade do H_2S no ar (D_G)	$0,176 \text{ cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$
Número de Schmidt (adimensional) na fase líquida (S_{CG})	521,7 para o H_2S
Número de Schmidt (adimensional) na fase gasosa (S_{CG})	0,852 para o H_2S
Taxa biológica máxima do H_2S (K_{max})	$2,99 \times 10^{-6} \text{ g} \cdot \text{g}^{-1}$ de biomassa
Metade da constante de saturação do H_2S (K_s)	$6,3294 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$
Concentração de biomassa (b)	usualmente em torno de $50 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$
Constante da lei de Henry para o H_2S (H)	$2,3 \times 10^2 \text{ atm} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{mol}^{-1}$
Constante universal dos gases (R)	$8,21 \times 10^{-5} \text{ atm} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{mol}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$
Temperatura do efluente (T)	em Kelvin [K]
Volume de esgoto na unidade (V)	em pés cúbicos [ft^3]

Para outras unidades, consideração de área difusa de ar, fase oleosa e disposição, as equações podem ser encontradas em US EPA (1998).

3. MODELAGEM MATEMÁTICA DA DISPERSÃO DE GASES ODORANTES

3.1. Preliminares

Uma vez emitido, o gás odorante passa a se dispersar pela atmosfera, podendo atingir diferentes regiões. A modelagem da dispersão atmosférica de poluentes é uma ferramenta que permite investigar as possíveis áreas mais afetadas por essas emissões.

Essa ferramenta pode ser efetivamente usada, primeiramente, para estimar a dispersão de gases odorantes a partir de dados de emissão disponíveis e correlacionar com reclamações e, em seguida, para estimar as emissões máximas permissíveis para uma determinada fonte a fim de se evitar queixas de odor (LATOS *et al.*, 2011). Esses modelos são tipicamente usados no processo de licenciamento ambiental para estimar as concentrações de poluentes em receptores específicos do nível do solo que envolvem uma fonte de emissões.

3.2. Modelos mais aplicados

Os modelos mais aplicados nos estudos de dispersão atmosférica são o AERMOD e o CALPUFF, sendo o primeiro o modelo preferido/recomendado pela US EPA.

O AERMOD, desenvolvido pela *American Meteorological Society/Environmental Protection Agency Regulatory Model Improvement Committee* (AERMIC) e US EPA, é um modelo de pluma de estado estacionário que incorpora dispersão do ar com base na estrutura de turbulência da camada limite planetária e nos conceitos de escala, incluindo o tratamento tanto de fontes superficiais como elevadas e terreno simples e complexo. O sistema AERMOD é de domínio público, gratuito no site da US EPA, e inclui três ferramentas básicas: (i) AERMET, pré-processador de dados meteorológicos, que incorpora a dispersão com base em conceitos de escala e turbulência na estrutura da CLP; (ii) AERMAP, pré-processador de dados de terreno que

incorpora terrenos complexos; e (iii) AERMOD, modelo de dispersão de poluentes na atmosfera.

Já o *California Puff Model* (CALPUFF), desenvolvido pela *Sigma Research Corporation*, é um modelo de dispersão transiente do tipo *puff*, que simula os efeitos dos poluentes no tempo e no espaço, variando as condições meteorológicas sobre o transporte, transformação e remoção de poluição. O CALPUFF é usualmente utilizado para aplicações em escalas de dezenas a centenas de quilômetros, incluindo algoritmos para tratamento do terreno, além de efeitos de alcance mais longo (como deposição seca e úmida, e limitada transformação química). O sistema de modelagem consiste em três componentes principais e um conjunto de programas de pré-processamento e pós-processamento. Os principais componentes são o CALMET (um modelo tri-dimensional de diagnóstico meteorológico), o CALPUFF (um modelo de dispersão da qualidade de ar), e o CALPOST (um pacote de pós-processamento). Este modelo também pode ser encontrado no site da US EPA. Além destes componentes, existem vários outros processadores que podem ser usados para preparar dados geofísicos e interfaces com modelos de mesoescala, como o modelo meteorológico *Weather Research and Forecasting Model* (WRF) (SKAMAROCK *et al.*, 2008).

3.3. Utilização do modelo de dispersão: dados de entrada

Na **Figura 3** são resumidos os principais processos na modelagem da dispersão atmosférica. Cada etapa e os arquivos envolvidos são descritos a seguir.

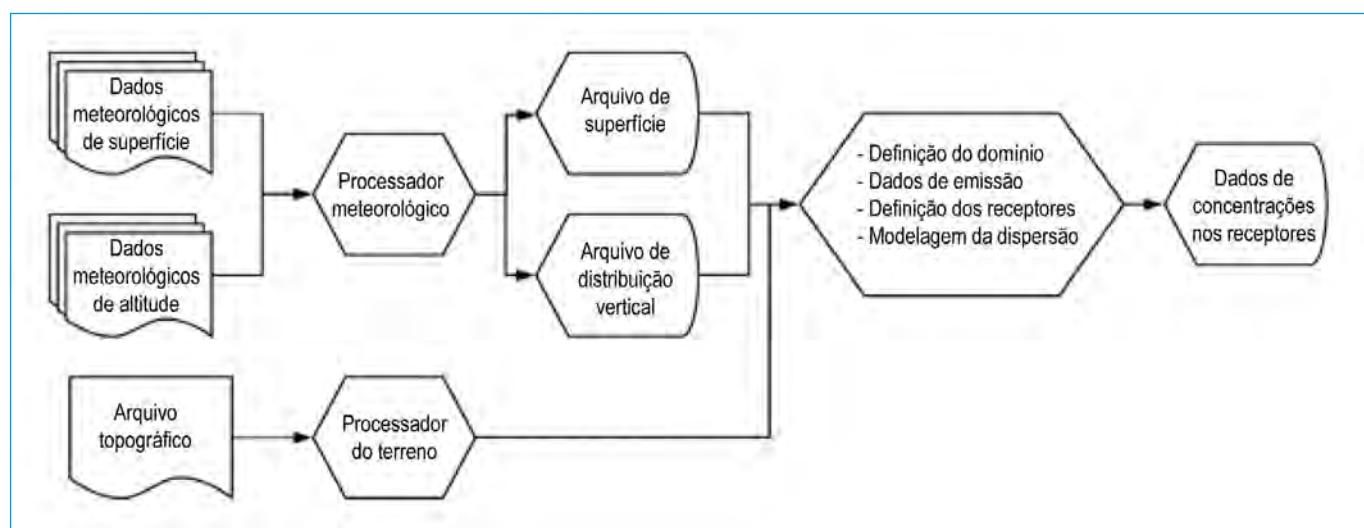


Figura 3 – Principais processos envolvidos na modelagem da dispersão de poluentes atmosféricos.

A simulação com um modelo de dispersão inicia-se com o estabelecimento do tamanho do domínio de interesse (10×10 km, 20×20 km, por exemplo), normalmente centrado no empreendimento. Após, é definido a grade (ou malha) para a qual o modelo irá calcular as concentrações, estabelecendo o espaçamento entre os receptores (100×100 m, 500×500 m, por exemplo). Quanto menor o espaçamento entre os receptores, maior o custo computacional. A inserção de receptores discretos (coordenadas específicas) também é possível.

Um primeiro dado de entrada importante para a modelagem da qualidade do ar com os modelos de dispersão é o arquivo topográfico da região de interesse. Ressalta-se a necessidade de se verificar o formato adequado do arquivo para cada modelo de dispersão.

Além das informações geográficas, é essencial a entrada de dados meteorológicos superficiais (temperatura, temperatura do ponto de orvalho, pressão, radiação solar, umidade relativa, precipitação, cobertura de nuvens, direção e velocidade do vento), que podem ser obtidos a partir de estações meteorológicas de superfície, observando uma distância máxima de até 50 km entre a estação de medição meteorológica e o ponto central da região de análise. Caso não haja dados meteorológicos de superfície disponíveis para a região de interesse, a alternativa é o emprego da modelagem meteorológica, com, por exemplo, o modelo *Weather Research and Forecasting* (WRF). Além dos dados de superfície, os modelos de dispersão também necessitam de dados meteorológicos de um perfil vertical da atmosfera (variação da pressão, direção e velocidade do vento, e temperatura com a altura). Esses dados podem ser obtidos por meio de radiossondagem em aeroportos, por exemplo. Nesse caso, um banco de dados é o *NOAA/ESRL Radiosonde Database*, no formato FSL. Caso não estejam disponíveis para o domínio de interesse, o modelo meteorológico WRF pode fornecer este perfil. Ressalta-se mais uma vez a importância de os dados necessários estarem nos formatos específicos de cada modelo para serem utilizados. Para fins regulatórios, deve-se executar três anos de modelagem com no máximo 10% de dados meteorológicos faltantes (US EPA, 2000).

Valores de albedo, razão de Bowen, e rugosidade aerodinâmica baseados no uso e ocupação solo e nas

estações do ano também são necessários para a modelagem. Os manuais dos modelos costumam trazer alguns valores típicos, porém deve-se atentar ao fato de que tais valores se referem às condições ambientais dos Estados Unidos, onde o inverno pode incluir neve, por exemplo. Dessa forma, caso tal banco de dados seja usado para aplicações no Brasil, recomenda-se a escolha dos parâmetros referentes ao verão, e que estes sejam aplicados ao ano todo.

Os dados de emissão são inseridos na modelagem de acordo com o tipo de fonte, que pode ser pontual, área, volumétrica etc. Para cada tipo de fonte, suas características intrínsecas devem ser consideradas. Para fontes pontuais, por exemplo, é necessário informar além da taxa de emissão, a coordenada geográfica da fonte, altura de lançamento, diâmetro, vazão de exaustão, velocidade de saída do gás, e temperatura de saída. Para fontes tipo área, é necessário informar as coordenadas dos vértices que compõem a área emissora, altura de lançamento, e a taxa de emissão (constante no tempo ou variável hora a hora). Após a inserção de todos os dados de entrada necessários, a modelagem pode ser executada.

3.4. Utilização do modelo de dispersão: dados de saída

As saídas das modelagens são as maiores concentrações (horárias, diárias, anuais, ou conforme estabelecido) encontradas em cada receptor para todo o período de modelagem. Isso significa que a maior concentração predita para um receptor pode não ocorrer no mesmo dia/horário da maior concentração em outro receptor. Dessa forma, as figuras de dispersão a serem geradas não representam uma pluma, e sim a máxima concentração hipotética que se poderia observar em cada receptor, ou seja, o pior cenário. Também é possível investigar as segundas, terceiras máximas etc.

A unidade usual da concentração nos modelos é $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, a qual pode ser convertida para partes por milhão (ppm), a partir da **Equação 22**.

$$C_{\text{ppm}} = (C \times T_a \times R) / (P \times MM) \quad (22)$$

Na qual: C_{ppm} - concentração (ppm); C - concentração em $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$; T_a - temperatura do ar (K); R - constante universal dos gases ($8,1314 \text{ Pa}\cdot\text{m}^3\cdot\text{mol}^{-1}\cdot\text{K}^{-1}$); P - pressão (Pa); MM - massa molecular ($34 \text{ g}\cdot\text{mol}^{-1}$ para o H_2S).

A sensação de odor promovida pelo H₂S é percebida de maneira subjetiva, com diferentes concentrações e tempos de exposição para percepção, que variam de pessoa para pessoa (SCHIRMER, 2004). Além disso, picos de odor possuem curto intervalo de duração, sendo rapidamente percebidos pelo receptor. Dessa forma, é recomendada a avaliação de picos de concentração de H₂S em curtos intervalos de tempo (SCIRE *et al.*, 2000). A escala de tempo de poucos segundos necessária para avaliar o impacto do odor é muito menor do que a escala de tempo normalmente usada para avaliar a dispersão de espécies poluentes (de hora em hora). Assim, os possíveis picos de concentração de H₂S podem ser estimados com base na saída das concentrações horárias dos modelos, conforme **Equação 23**, para se avaliar possíveis picos de 10 minutos, 10 segundos, ou outros.

$$C_{pn} = C_{p1h} \left(T_{1h} / T_{pn} \right)^{0,2} \quad (23)$$

Na qual: C_{pn} - concentração do poluente p no tempo n ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ou ppm_v); C_{p1h} - concentração do poluente no tempo de 1h ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ou ppm_v); T_{1h} - tempo primário do cálculo da concentração do poluente (60 min); T_{pn} - tempo do pico de interesse (min).

A partir das concentrações modeladas para cada nó definido no grid (receptor), é realizado uma interpolação de tais valores para se gerar uma superfície de máximas concentrações. Para a interpolação das concentrações nos receptores recomenda-se a metodologia do inverso do quadrado da distância.

Ainda não existem padrões nacionais de qualidade do ar para compostos odorantes. Dessa forma, a elaboração dos cenários de dispersão é dada pela experiência do modelador. De acordo com OMS (2003), exposições a concentrações de H₂S em torno de 0,05 a 5 ppm_v já permitem a detecção do odor característico do gás. Tchobanoglous *et al.* (2016) trazem uma concentração de 0,00047 ppm_v como limite de percepção (ver NT 1 desta coletânea). O tempo de permanência do H₂S na atmosfera foi estimado em cerca de duas horas em atmosferas urbanas e de dois dias em áreas remotas (GOMES, 2010).

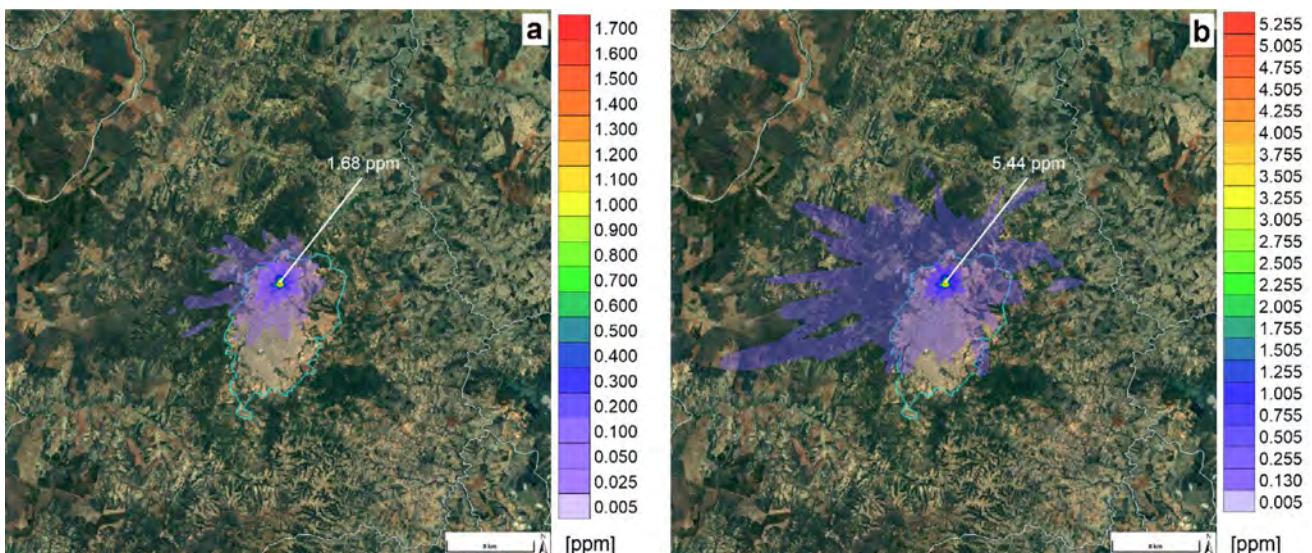
Assim, para a modelagem da qualidade do ar referente ao H₂S, recomenda-se a avaliação da exposição aguda e crônica. A US EPA define 0,75 ppm_v como o limite de exposição aguda de 10 minutos (AEGL1 – concentração acima da qual se prevê que a população em geral, incluindo indivíduos suscetíveis, possa sentir desconforto, irritação ou certos efeitos não-sensoriais assintomáticos. No entanto, os efeitos não são incapacitantes e são transitórios e reversíveis apesar da interrupção da exposição), e de 0,51 ppm_v para exposições de uma hora (US EPA, 2019). Nesse contexto, recomenda-se a elaboração de cenários de dispersão de H₂S para se avaliar as máximas concentrações em uma hora e em 10 minutos (utilizando a **Equação 23**).

Buscando avaliar possíveis picos de concentração em curta duração, o que pode levar ao incômodo, mesmo que rápido, de moradores próximos às fontes emissoras de gases odorantes, recomenda-se a avaliação de concentrações em tempos de poucos segundos, como 10 segundos, por exemplo (utilizando a **Equação 23**). Assim, os valores máximos de concentração obtidos indicarão possíveis áreas que eventualmente possam perceber o odor, no período de tempo escolhido.

Já as exposições a longo período (cenário com máximas anuais) indicarão as áreas que, de fato, podem apresentar concentrações acima do limiar perceptivo por um longo período do ano, correspondendo às áreas primariamente atingidas pelas emissões.

Como exemplo, na **Figura 4a** é representado um cenário de dispersão de H₂S de uma ETE considerando as máximas médias de uma hora, enquanto a **Figura 4b** é representado um cenário obtido para possíveis picos de 10 segundos a partir da aplicação da **Equação 23**.

Para o cenário com as maiores concentrações médias de uma hora (**Figura 4a**), observa-se que o valor limite de percepção de H₂S pode atingir 6 km ao sul/sudoeste da ETE, localizada no norte da cidade (delimitada em azul). A média horária modelada mais alta foi de 1,68 ppm_v , acima da diretriz da US EPA (0,51 ppm_v). Porém essa máxima concentração encontra-se dentro dos limites da ETE. O cenário considerando um pico de exposição de 10 segundos (**Figura 4b**) mostra que as maiores médias de H₂S calculadas foram de 5,44 ppm_v na ETE.



Fonte: Adaptado de Andreão *et al.* (2019b).

Figura 4 – Cenário de dispersão para (a) máxima média horário; (b) possíveis picos de 10 segundos.

Picos de concentrações de 0,005 ppm_v foram observadas a até 15 km a noroeste da ETE e a 21 km a leste. Tais concentrações ocorreriam em dias desfavoráveis à dispersão dos poluentes, uma vez que o resultado do modelo são as máximas concentrações. Assim, em dias ensolarados e com vento, ou seja, favoráveis à dispersão, espera-se concentrações inferiores às simuladas.

Outros exemplos de aplicação de modelos de dispersão em ETEs são dados por Augusto *et al.* (2017), onde os autores investigaram a dispersão do H₂S emitido por um reator UASB localizado no município de Itajubá (MG), e Miranda (2017), que investigou a dispersão atmosférica de H₂S emitido por uma ETE em Belo Horizonte (MG). Já Augusto *et al.* (2019) modelou a dispersão de H₂S em uma estação de recuperação de recursos hídricos.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A necessidade de se avaliar as emissões de gases odorantes em ETEs, principalmente naquelas onde a população se encontra próxima, leva à necessidade de se estimar a emissão de gases odorantes e de verificar seu impacto na comunidade.

Dentre as técnicas de estimativa de emissão, a medição direta com o uso de equipamentos, como a câmara de

fluxo dinâmica, sempre é preferível em relação aos modelos algébricos. Contudo, tal medição deve ser representativa de toda área emissora. Dessa forma, eventualmente, mais de um ponto de medição para uma mesma fonte é necessário, o que pode inviabilizar em algumas situações a sua aplicação.

Quando se fizer uso dos modelos matemáticos algébricos, destaca-se a importância da avaliação adequada de cada unidade, para a escolha das equações de modelagem mais apropriadas. No caso do H₂S, são necessárias mais experiências para validar os modelos de emissão existentes, principalmente, para o caso de reatores UASB, comparando emissões por medidas diretas com aquelas estimadas pelos modelos algébricos.

As condições meteorológicas afetam consideravelmente a probabilidade de detecção e o grau de incômodo em relação ao odor. Uma verificação rápida do padrão de vento da região já pode dar um indicativo das possíveis áreas mais afetadas pelas emissões de gases odorantes. Geralmente as máximas concentrações ocorrem em períodos com baixas velocidades do vento e alta estabilidade atmosférica (atmosfera estável).

Após a verificação das emissões gasosas, e suas concentrações na comunidade, é necessário adotar medidas de

controle de emissões gasosas difusas, conforme discutido em Brandt *et al.* (2018) e nas NTs 1 a 7 desta coletânea.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio recebido do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal

de Nível Superior – CAPES, da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais – FAPEMIG e do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estações Sustentáveis de Tratamento de Esgoto – INCT ETEs Sustentáveis.

Este trabalho faz parte da série de publicações do INCT ETEs Sustentáveis.

REFERÊNCIAS

ANDRÉÃO, W. L., SANTOS, J. M., REIS JUNIOR, N. C., PRATA JUNIOR, A. A., STUETZ, R. M. Effects of flux chamber configuration on the sampling of odorous gases emissions. *International Journal of Heat and Mass Transfer*, v. 140, p. 918-930, 2019a.

ANDRÉÃO, W. L., PEDRUZZI, R., SILVA, L. A. C., ALBUQUERQUE, T. T. A., FILHO, C. R. M., CHERNICHARO, C. A. L. Assessment of H_2S emission and dispersion: a case study in a full-scale anaerobic-based sewage treatment plant in Brazil. In: *Air Pollution Conference Brazil 4th CMAS South America*, Belo Horizonte, Brasil, 2019b.

AUGUSTO, M. R.; CAMPOS, B.; CARVALHO, V. S. B.; CALHEIROS, H. C. Modeling of H_2S Dispersion in Brazil with Aermod: Case Study of Water Resource Recovery Facility in South of Brazil. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 34, n. 4, p. 497-504, 2019.

AUGUSTO, M. R.; CALHEIROS, H. C.; CARVALHO, V. S. B. Simulação numérica da dispersão do sulfeto de hidrogênio emitido por um reator UASB para tratamento de esgoto doméstico. *Ambiente & Água*, v. 12, n. 2, p. 215-225, 2017.

BRANDT, E. M. F.; SOUZA, C. L.; CENTENO-MORA, E.; BIANCHETTI, F. J.; SANTOS, J. M. B.; CHERNICHARO, C. A. L. Valoração e gerenciamento de subprodutos gasosos do tratamento do esgoto. Parte B: Avanços nas técnicas de controle de emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios – Nota Técnica 1 - Tópicos de interesse. *Cadernos Técnicos Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 1, n. 2, p. 5-22, 2021a.

BRANDT, E. M. F.; SOUZA, C. L.; CENTENO-MORA, E.; SANTOS, J. M. B.; CHERNICHARO, C. A. L. Valoração e gerenciamento de subprodutos gasosos do tratamento do esgoto. Parte B: Avanços nas técnicas de controle de emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios – Nota Técnica 5 - Sistemas de biofiltração para tratamento de gases residuais. *Cadernos Técnicos Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 1, n. 2, p. 63-76, 2021b.

BRANDT, E. M. F.; CENTENO-MORA, E.; SANTOS, J. M. B.; CHERNICHARO, C. A. L. Valoração e gerenciamento de subprodutos gasosos do tratamento do esgoto. Parte B: Avanços nas técnicas de controle de emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios – Nota Técnica 6 - Uso energético e queima de gases residuais. *Cadernos Técnicos Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 1, n. 2, p. 77-90, 2021c.

BRANDT, E. M. F.; SANTOS, J. M. B.; SOUZA, C. L.; POSSETTI, G. R. C.; BRESSANI-RIBEIRO, T.; CARVALHO-JÚNIOR, A. N.; CHERNICHARO, C. A. L. Contribuição para o aprimoramento de projeto, construção e operação de reatores UASB aplicados ao tratamento de esgoto sanitário – Parte 4: Controle de corrosão e emissões gasosas. *Revista DAE* – edição especial, 2018.

CAPELLI, L.; SIRONI, S.; DEL ROSSO, R.; GUILLOT, J.-M. Measuring odours in the environment vs. dispersion modelling: A review. *Atmospheric Environment*, v. 79, p. 731-743, 2013.

CENTENO-MORA, E.; FONSECA, P. R. S.; BRANDT, E. M. F.; CHERNICHARO, C. A. L. Valoração e gerenciamento de subprodutos gasosos do tratamento do esgoto. Parte B: Avanços nas técnicas de controle de emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios – Nota Técnica 4 - Recuperação de metano dissolvido em efluentes de reatores anaeróbios por meio de contactores de membrana desgaseificadora. *Cadernos Técnicos Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 1, n. 2, p. 49-62, 2021.

CORSI, R. L.; OLSON, D. A. Emission Models. In: RAFSON, H. J. (Ed.). *Odor and VOC Control Handbook*. New York: McGraw-Hill Handbooks, 1998. chap. 5, p. 511-5,25.

EASTER, C.; QUIGLEY, C.; BORROWES, P.; WITHERSPOON, J.; APGAR, D. Odor and air emissions control using biotechnology for both collection and wastewater treatment systems. *Chemical Engineering Journal*, v. 113, p. 93-104, 2005.

- EKLUND, E. Practical Guidance for Flux Chamber Measurements of Fugitive Volatile Organic Emission Rates. *Journal of the Air & Waste Management Association*, v. 42, p. 1583-1591, 1992.
- GOMES, J. *Poluição Atmosférica: Um manual universitário*. 2. ed. Porto: Publindústria, 2010.
- GOSTELOW, P.; LONGHURST, P.; PARSONS, S. A.; STUETZ, R. M. Sampling for the measurement of odours. *Scientific and Technical Report* n. 17. IWA Publishing, 2003.
- HAYES, J. E.; STEVENSON, R. J.; STUETZ, R. M. The impact of malodour on communities: A review of assessment techniques. *Science of the Total Environment*, v. 500-501, p. 395-407, 2014.
- HUDSON, N.; AYOKO, G. A. Odour sampling 1: Physical chemistry considerations. *Bioresource Technology*, v. 99, p. 3982-2992, 2008.
- KIENBUSCH, M. *Measurement of gaseous emission rates from land surfaces using an emission isolation flux chamber*. Las Vegas: US EPA, Environmental Monitoring Systems Laboratory, 1986.
- LATOS, M.; KARAGEORKOS, P.; KALOGERAKIS, N.; LAZARIDIS, M. Dispersion of odorous gaseous compounds emitted from wastewater treatment plants. *Water, Air, & Soil Pollution*, v. 215, p. 667-677, 2011.
- MIRANDA, G. A. *Dispersão atmosférica de sulfeto de hidrogênio emitido pela estação de tratamento de esgoto do Ribeirão do Onça - Belo Horizonte*. 2017, 68 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Ambiental). Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2017.
- NAVARATNASAMY, M.; EDEOGU, I.; FEDDES, J. Comparison of a wind tunnel and vented flux chamber in measuring odour emission rates. *Canadian Biosystems Engineering*, v. 51, p. 61-68, 2009.
- NELTING, K.; POSSETTI, G. R. C.; RIETOW, J. C.; PAULA, A. C.; COSTA, F. J. O. G.; GALLO, E. M. F. S.; TRAUTMANN, N. Valoração e gerenciamento de subprodutos gasosos do tratamento do esgoto. Parte B: Avanços nas técnicas de controle de emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios - Nota Técnica 3 - Recuperação de gases dissolvidos em efluentes de reatores anaeróbios por meio de câmaras de vácuo. *Cadernos Técnicos Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 1, n. 2, p. 35-47, 2021.
- ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE (OMS). *Hydrogen sulfide: human health aspects*. Concise International Chemical Assessment Document 53. Geneva, 2003.
- PRATA JR., A. A.; LUCERNONI, F.; SANTOS, J. M.; CAPELLI, L.; SIRONI, S.; LE-MINH, N.; STUETZ, R. M. Mass transfer inside a flux hood for the sampling of gaseous emissions from liquid surfaces - Experimental assessment and emission rate rescaling. *Atmospheric Environment*, v. 179, p. 227-238, 2018.
- RO, K. S.; JOHNSON, M. H.; STONE, K. C.; HUNT, P. G.; FLESCH, T.; TODD, R. W. Measuring gas emissions from animal waste lagoons with an inverse-dispersion technique. *Atmospheric Environment*, v. 66, p. 101-106, 2013.
- ROCHETTE, P.; ELLERT, B.; GREGORICH, E. G.; DESJARDINS, R. L.; PATTEY, E.; LESSARD, R.; JOHNSON, B. G. Description of a dynamic closed chamber for measuring soil respiration and its comparison with other techniques. *Canadian Journal of Soil Science*, v. 77, p. 195-203, 1997.
- SANTOS, J. M.; KREIM, V.; GUILLOT, J. M.; REIS JUNIOR, N. C.; SA, L. M.; HORAN, N. J. An experimental determination of the H_2S overall mass transfer coefficient from quiescent surfaces at wastewater treatment plants. *Atmospheric Environment*, v. 60, p. 18-24, 2012.
- SCHIRMER, W. N. *Amostragem, análise e proposta de tratamento de compostos orgânicos voláteis e odorantes na estação de tratamento de efluentes de uma refinaria de petróleo*. 2004, 156 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2004.
- SCIRE, J. S.; STRIMAITIS, D. G.; YAMARTINO, R. J. *A user's guide for the CALPUFF dispersion Model (Version 5)*. Concord, USA: Earth Tech, 2000.
- SKAMAROCK, W. C.; KLEMP, J. B.; DUDHIA, J.; GIL, D. O.; BARKER, D. M.; DUDA, M. G.; HUANG, X.; WANG, W.; POWERS, J. G. A description of the advanced research WRF version 3. NCAR/TN 475+STR Tech. Note, Colorado, USA, 2008.
- SOUZA, C. L.; SANTO, B. C. E.; BRANDT, E. M. F. B.; SANTOS, J. M. B. Valoração e gerenciamento de subprodutos gasosos do tratamento do esgoto. Parte B: Avanços nas técnicas de controle de emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios - Nota Técnica 2 - Câmaras de dessorção para remoção de sulfeto de hidrogênio e metano dissolvidos em efluentes de reatores anaeróbios. *Cadernos Técnicos Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 1, n. 2, p. 23-33, 2021.
- TCHOBANOGLOUS, G.; STENSEL, H. D.; TSUCHIHASHI, R.; BURTON, F.; ABU-ORF, M.; BOWDEN, G.; PFRANG, W. *Wastewater engineering: treatment, disposal, reuse*. 5th ed. New York, USA: The McGraw-Hill Companies, Inc., Metcalf & Eddy, AECOM, 2016. 1980 p.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US EPA). Unidade 4.3: wastewater, treatment and storage. In:

AP-42: compilation of air emission factors, volume I: stationary point and area sources. 5th ed. Research Triangle Park, US EPA, 1998.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US EPA). *Hydrogen sulfide Results - AEGL Program*. Research Triangle Park, US EPA, 2019. Disponível em: <<https://www.epa.gov/aegl/hydrogen-sulfide-results-aegl-program>>. Acesso em dezembro de 2019.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US EPA). *User's Guide for Water9 Software*. Version 2.0.0. Office of Air Quality Planning and Standards. Research Triangle Park, US EPA, 2001.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US EPA). *Meteorological Monitoring Guidance for Regulatory Modeling Applications*. Research Triangle Park, US EPA, 2000.



