

UNIVERSIDADE FEDERAL DE JUIZ DE FORA
FACULDADE DE ENGENHARIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

Vinícius Marques Louzada

OZONIZAÇÃO DE LODO DE FILTROS BIOLÓGICOS PERCOLADORES
VISANDO A SOLUBILIZAÇÃO DE SÓLIDOS E O INCREMENTO DE
PRODUÇÃO DE BIOGÁS NA DIGESTÃO EM REATORES UASB

Ozonization of trickling filter sludge aiming at the solubilization of solids and the increase of biogás production in UASB reactors

Juiz de Fora

2024

Vinícius Marques Louzada

**OZONIZAÇÃO DE LODO DE FILTROS BIOLÓGICOS PERCOLADORES
VISANDO A SOLUBILIZAÇÃO DE SÓLIDOS E O INCREMENTO DE
PRODUÇÃO DE BIOGÁS NA DIGESTÃO EM REATORES UASB**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Juiz de Fora, como requisito à obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil. Área de concentração: Saneamento e Meio Ambiente. Linha de Pesquisa: Monitoramento e Gestão de Recursos Naturais.

Orientador: Prof. Dr. Emanuel Manfred
Freire Brandt

Coorientadora: Prof. Dra. Sue Ellen
Costa Bottrel

Juiz de Fora

2024

Imprimir na parte inferior, no verso da folha de rosto a ficha disponível em:
<http://www.ufjf.br/biblioteca/servicos/usando-a-ficha-catalografica/>

Vinícius Marques Louzada

**OZONIZAÇÃO DE LODO DE FILTROS BIOLÓGICOS PERCOLADORES
VISANDO A SOLUBILIZAÇÃO DE SÓLIDOS E O INCREMENTO DE
PRODUÇÃO DE BIOGÁS NA DIGESTÃO EM REATORES UASB**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Juiz de Fora, como requisito à obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil. Área de concentração: Saneamento e Meio Ambiente. Linha de Pesquisa: Monitoramento e Gestão de Recursos Naturais.

Aprovada em 09 de setembro de 2024

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Emanuel Manfred Freire Brandt - Orientador
Universidade Federal de Juiz de Fora

Prof. Dra. Sue Ellen Costa Bottrel - Coorientadora
Universidade Federal de Juiz de Fora

Dr. Paulo Gustavo Sertório de Almeida
BIOPROJ Tecnologia Ambiental

Prof. Edgard Henrique Oliveira Dias
Universidade Federal de Juiz de Fora



UNIVERSIDADE FEDERAL DE JUIZ DE FORA
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA



ATA DE DEFESA DE TRABALHO DE CONCLUSÃO DE PÓS-GRADUAÇÃO
STRICTO SENSU

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

Nº PPG: 59

Formato da Defesa: () presencial (x) **virtual** () híbrido

Ata da sessão (x) **pública** () privada referente à defesa da (x) **dissertação** () tese intitulada "*Ozonização de lodo de filtros biológicos percoladores visando a solubilização de sólidos e o incremento de produção de biogás na digestão em reatores UASB.*", para fins de obtenção do título de (x) **mestra(e)** em Engenharia Civil, área de concentração: Saneamento e Meio Ambiente., pelo(a) discente **Vinícius Marques Louzada** (matrícula 102470073 - início do curso em 09/03/2020), sob orientação da Prof.(ª)Dr.(ª) Emanuel Manfred Freire Brandt e coorientação da Prof.(ª)Dr.(ª) Sue Ellen Costa Bottrel.

Ao dia 09 do mês de setembro do ano de 2024, às 09:00 horas, de modo virtual na Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF), reuniu-se a Banca examinadora da (x) **dissertação** () tese em epígrafe, aprovada pelo Colegiado do Programa de Pós- Graduação, conforme a seguinte composição:

Titulação Prof(a) Dr(a) / Dr(a)	Nome	Na qualidade de:
Prof. Dr.	Emanuel Manfred Freire Brandt	Orientador(a) e Presidente da Banca
Prof.(a) Dr.(a)	Sue Ellen Costa Bottrel	Coorientador(a)
Prof. Dr.	Edgard Henrique Oliveira Dias	Membro titular interno
Dr.	Paulo Gustavo Sertório de Almeida	Membro titular externo

*Na qualidade de (opções a serem escolhidas):

- Membro titular interno
- Membro titular externo
- Membro titular externo e Coorientador(a)
- Orientador(a) e Presidente da Banca
- Suplente interno
- Suplente externo
- Orientador(a)
- Coorientador(a)

*Obs: Conforme §2º do art. 54 do Regulamento Geral da Pós-graduação stricto sensu, aprovado pela Resolução CSPP/UFJF nº 28, de 7 de junho de 2023, "estando o(a) orientador(a) impedido(a) de compor a banca, a presidência deverá ser designada pelo Colegiado".

AVALIAÇÃO DA BANCA EXAMINADORA

Tendo o(a) senhor(a) Presidente declarado aberta a sessão, mediante o prévio exame do referido trabalho por parte de cada membro da Banca, o(a) discente procedeu à apresentação de seu Trabalho de Conclusão de Curso de Pós-graduação Stricto sensu e foi submetido(a) à arguição pela Banca Examinadora que, em seguida, deliberou sobre o seguinte resultado:

(x) APROVADO

() REPROVADO, conforme parecer circunstanciado, registrado no campo Observações desta Ata e/ou em documento anexo, elaborado pela Banca Examinadora

Novo título da Dissertação/Tese (só preencher no caso de mudança de título):

Observações da Banca Examinadora caso haja necessidade de anotações gerais sobre a dissertação/tese e sobre a defesa, as quais a banca julgue pertinentes

Nada mais havendo a tratar, o(a) senhor(a) Presidente declarou encerrada a sessão de Defesa, sendo a presente Ata lavrada e assinada pelos(as) senhores(as) membros da Banca Examinadora e pelo(a) discente, atestando ciência do que nela consta.

INFORMAÇÕES

Para fazer jus ao título de mestre(a)/doutor(a), a versão final da dissertação/tese, considerada **Aprovada**, devidamente conferida pela Secretaria do Programa de Pós-graduação, deverá ser tramitada para a PROPP, em Processo de Homologação de Dissertação/Tese, dentro do prazo de 60 dias a partir da data da defesa. Após o envio dos exemplares definitivos, o processo deverá receber homologação e, então, ser encaminhado à CDARA.

Esta Ata de Defesa é um documento padronizado pela Pró-Reitoria de Pós-Graduação e Pesquisa. Observações excepcionais feitas pela Banca Examinadora poderão ser registradas no campo disponível acima ou em documento anexo, desde que assinadas pelo(a) Presidente(a).

Esta Ata de Defesa somente poderá ser utilizada como comprovante de titulação se apresentada junto à Certidão da Coordenadoria de Assuntos e Registros Acadêmicos da UFJF (CDARA) atestando que o processo de confecção e registro do diploma está em andamento.



Documento assinado eletronicamente por **Edgard Henrique Oliveira Dias, Professor(a)**, em 16/09/2024, às 20:30, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **PAULO GUSTAVO SERTÓRIO DE ALMEIDA, Usuário Externo**, em 19/09/2024, às 08:16, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Emanuel Manfred Freire Brandt, Usuário Externo**, em 20/09/2024, às 11:07, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Sue Ellen Costa Bottrel, Professor(a)**, em 23/09/2024, às 15:41, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no Portal do SEI-Uffj (www2.ufjf.br/SEI) através do ícone Conferência de Documentos, informando o código verificador **1954018** e o código CRC **77C5764C**.

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL**Vinícius Marques Louzada**

Título: "Ozonização de lodo de filtros biológicos percoladores visando a solubilização de sólidos e o incremento de produção de biogás na digestão em reatores UASB."

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Juiz de Fora como requisito parcial à obtenção do título de mestre em engenharia civil, área de concentração: Saneamento e Meio Ambiente.

Aprovada em 09/09/2024

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Emanuel Manfred Freire Brandt - Orientador e presidente da banca
Universidade Federal de Juiz de Fora - UFJF

Profa. Dra. Sue Ellen Costa Bottrel - Coorientadora
Universidade Federal de Juiz de Fora - UFJF

Prof. Dr. Edgard Henrique Oliveira Dias - Membro titular interno
Universidade Federal de Juiz de Fora - UFJF

Dr. Paulo Gustavo Sertório de Almeida - Membro titular externo
Bio Proj. Tecnologia Ambiental

Juiz de Fora, 29/08/2024.



Documento assinado eletronicamente por **Edgard Henrique Oliveira Dias, Professor(a)**, em 16/09/2024, às 20:32, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **PAULO GUSTAVO SERTÓRIO DE ALMEIDA, Usuário Externo**, em 19/09/2024, às 08:15, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Emanuel Manfred Freire Brandt, Usuário Externo**, em 20/09/2024, às 11:07, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Sue Ellen Costa Bottrel, Professor(a)**, em 23/09/2024, às 15:40, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no Portal do SEI-Uffj (www2.uffj.br/SEI) através do ícone Conferência de Documentos, informando o código verificador **1954019** e o código CRC **A1D28741**.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Deus por me permitir viver a oportunidade de aprimorar meus conhecimentos.

À minha família, em especial aos meus pais Fabiano e Virginia, e minha esposa Lais, que sempre me apoiaram e estiveram ao meu lado nos momentos mais difíceis, não permitindo que eu desistisse durante essa longa jornada.

Aos meus orientadores, Emanuel e Sue Ellen, meu muito obrigado por todo apoio e compreensão da necessidade de conciliar o mestrado e o trabalho.

Aos amigos da Cimo que trabalharam dobrado para que eu pudesse concluir esta jornada, em especial ao meu sócio Gustavo, que sempre me apoiou.

Ao professor Edgard e à Iramaia por toda ajuda, além de todos que fizeram parte dessa caminhada, auxiliando nas coletas, análises de laboratório e montagem de equipamentos, tanto na Universidade Federal de Juiz de Fora quanto na Universidade Federal de Minas Gerais.

RESUMO

O tratamento de esgoto doméstico apresenta um grande desafio quanto ao gerenciamento dos subprodutos gerados, em especial o lodo biológico e o biogás, esse último proveniente de processos anaeróbios, quando existentes. Os custos para tratamento e disposição final do lodo podem atingir cerca de 60% do custo de operação de uma estação de tratamento de esgoto (ETE), sendo fundamental a busca por alternativas para o seu gerenciamento, seja para seu aproveitamento ou para a redução na geração. Em ETEs com unidades de filtro biológico percolador (FBP), é gerado o lodo biológico aeróbio, que por sua vez deve passar no mínimo por etapas de digestão e adensamento. Buscando otimizar o fluxograma de gerenciamento de lodo nas ETEs, no Brasil é comum o envio do lodo aeróbio de FBPs para digestão e adensamento em reatores anaeróbios de tratamento de esgoto do tipo UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*). Em relação ao biogás, seu maior constituinte é o metano (CH_4), que deve receber algum tipo de tratamento para mitigar o efeito estufa, sendo que em grande parte das ETEs brasileiras ele é apenas queimado, para conversão do CH_4 em CO_2 . Porém, o biogás e seus derivados (ex.: biometano) pode ser aplicado para a geração de energia, seja ela térmica ou elétrica. Nessa linha, esta pesquisa propõe o uso da técnica de ozonização para pré-tratamento do lodo aeróbio proveniente de FBP enviado à digestão anaeróbia, objetivando a redução de sólidos no lodo e o incremento da geração de biogás na etapa anaeróbia. Assim, este estudo teve como objetivo avaliar experimentalmente os princípios básicos do uso da técnica, investigando o efeito de diferentes doses de O_3 na qualidade do lodo e no potencial biometanogênico. Para tanto, foram realizados ensaios de bancada com lodo coletado em um reator UASB e um FBP. Nesse contexto, realizou-se a ozonização do lodo aeróbio nas doses de 20 mgO_3/gST , 150 mgO_3/gST e 275 mgO_3/gST , sendo observada uma redução de sólidos totais na ordem de 29%, 34% e 50% para cada dose, respectivamente. Em relação à geração de CH_4 , este estudo apontou que a própria técnica de envio de lodo de FBP para digestão e adensamento em reatores UASB já apresenta potencial para elevação da produção de biogás em 25%. Adicionalmente, a técnica da ozonização contribuiu para o incremento da produção de CH_4 em até 93 (dose de 275 mgO_3/gST). Para os cenários analisados em termos de viabilidade econômica a prática de ozonização e envio de lodo para digestão em reator UASB se mostrou vantajosa.

Palavras-chave: tratamento de esgoto, reator UASB, metano, lodo biológico.

ABSTRACT

Domestic sewage treatment presents a major challenge in terms of managing subproducts, especially the sludge generated in biological treatment and biogas from the anaerobic stage. The costs for treatment and final disposal of sludge can reach around 60% of the operating cost of a Sewage Treatment Plant, and it is essential to seek alternatives, whether reusing them or reducing their generation. In stations that have aerobic biological treatment, such as Trickling Filter - TF, aerobic sludge is generated, which must undergo digestion. Seeking to optimize sludge treatment, researches are being developed for secondary sludge digestion carried out in the UASB treatment unit. In relation to biogas, its largest constituent is methane (CH_4), which must receive some type of treatment to mitigate the greenhouse effect, with the majority of STPs only being burned to release CO_2 . However, it can be applied to generate electrical energy from its burning or used as biogas. On this perspective, the technique of pre-ozonizing aerobic sludge for subsequent digestion in the UASB has great potential, since studies indicate the possibility of reducing solids in the sludge and increasing biogas generation in the UASB. This study aimed to evaluate the ozonation technique, analyzing the effect of different doses of ozone on sludge quality and methanogenic potential. To this end, bench tests were carried out, with sludge collected in a UASB reactor and an TF. Therefore, ozonation of the sludge was carried out at doses of 20 mgO_3/gTS , 150 mgO_3/gTS and 275 mgO_3/gTS , with a reduction in total solids in the order of 29%, 34% and 50% being observed for each dose, respectively. In relation to methane generation, the study pointed out that the simple fact of sludge recirculation already increases production and the ozonation technique has the potential to increase it even further, with the best value of methane generation being obtained at a dose of 275 mgO_3/gTS . For the scenarios analyzed in terms of economic forecast, the practice of ozonation and sending sludge for digestion in a UASB reactor proved to be advantageous.

Keywords: Ozonization, wastewater sludge, methane production.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Fluxograma típico de uma ETE com reator UASB e FBP.	14
Figura 2: Fluxograma de uma ETE com envio de lodo do decantador secundário para co-digestão em reator UASB.	23
Figura 3: Rotas metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia. .	28
Figura 4: Fluxograma geral das etapas metodológicas.	44
Figura 5: Secador de ar.	45
Figura 6: Gerador de O ₃	45
Figura 7: Amostra de lodo aeróbio no tubo durante a ozonização.	45
Figura 8: Compartimento de banho maria (a) conectado ao módulo de medição de gás (b) do equipamento de medição do potencial biometanogênico.	49
Figura 9: Valores de DQO filtrada das amostras de lodo.	55
Figura 10: Valores de DQO da amostra de lodo.	56
Figura 11: Gráfico da geração acumulada de metano em relação ao lodo do reator UASB (branco).	57
Figura 12: Produção acumulada de metano em relação à concentração de sólidos totais.	60
Figura 13: Produção acumulada de metano em relação à concentração de sólidos voláteis.	60
Figura 14: Balanço energético para o cenário I.	62
Figura 15: Balanço energético cenário II.	62
Figura 16: Balanço energético cenário III.	63

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Geração de lodo em sistemas de tratamento de esgoto compostos por reatores UASB e FBPs.	17
Tabela 2: Caracterização granulométrica do lodo de reatores UASB operando sem retorno de lodo de FBPs.	19
Tabela 3: Interpretação aproximada do resultado do Índice Volumétrico do Lodo para lodo ativado.	20
Tabela 4: Caracterização do IVL do lodo de reatores UASB operando sem retorno de lodo de FBPs.	20
Tabela 5: Características de cada método de estabilização de lodo em ETEs.	21
Tabela 6: Resumo dos trabalhos sobre envio de lodo secundário excedente para adensamento e digestão em reatores UASB.	24
Tabela 7: Valores usuais relatados por Sperling (2007) para sistemas que não realizam o envio de lodo para o reator UASB.	25
Tabela 8: Composição do biogás no tratamento anaeróbio de esgoto sanitário.	28
Tabela 9: Resumo das tecnologias para aproveitamento do biogás.	30
Tabela 10: Dados do monitoramento da ETE Laboreaux realizado entre outubro de 2010 e outubro de 2011.	32
Tabela 11: Resumo dos cenários para aproveitamento energético para a estação de tratamento de esgoto Laboreaux.	33
Tabela 12: Compilação de dados relevantes de estudos que avaliaram a ozonização no tratamento de lodo.	38
Tabela 13: Levantamento da demanda energética para geração de O ₃	41
Tabela 14: Cálculo do tempo de ozonização de cada amostra de acordo com a dose de O ₃ desejada e a concentração de sólidos totais presente.	46
Tabela 15: Montagem das amostras para análise do potencial biometanogênico.	48
Tabela 16: Balanço de massa no processo de ozonização.	51
Tabela 17: Resultados da caracterização do lodo anaeróbio e aeróbio pré-ozonização e resultado da variação na característica do lodo aeróbio pós ozonização.	53

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

BMP - Potencial Biometanogênico

DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO - Demanda Química de Oxigênio

ETE - Estação de Tratamento de Esgoto

FBP - Filtro Biológico Percolador

SV - Sólidos Voláteis

IVL - Índice Volumétrico de Lodo

KI - Iodeto de Potássio

LAQUA - Laboratório de Qualidade Ambiental

MO - Matéria Orgânica

POA - Processo Oxidativo Avançado

pH - potencial hidrogeniônico

ST - Sólidos Totais

SST - Sólidos em Suspensão Totais

UASB - *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*

UFJF - Universidade Federal de Juiz de Fora

SUMÁRIO

1.	Introdução.....	13
2.	Revisão bibliográfica	17
2.1.	Características do lodo anaeróbio e aeróbio	17
2.2.	Tratamento e gerenciamento do lodo	21
2.2.1.	Métodos de tratamento de lodo	21
2.2.2.	Envio de lodo aeróbio para adensamento e digestão em reatores UASB	
	23	
2.3.	Geração de biogás em reatores UASB.....	27
2.4.	Ensaio de potencial biometanogênico	34
2.5.	Ozonização e tratamento de lodo	34
2.5.1.	Fundamentos da ozonização	34
2.5.2.	Ozonização para pré-tratamento do lodo.....	35
2.5.3.	Demanda energética.....	41
3.	Hipóteses.....	42
4.	Objetivos.....	42
4.1.	Objetivo geral.....	42
4.2.	Objetivos específicos.....	42
5.	Materiais e métodos	43
5.1.	Preliminares.....	43
5.2.	Amostras de lodo	44
5.3.	Ozonização.....	44
5.4.	Análise do potencial biometanogênico	47
5.5.	Balanco energético.....	49
6.	Resultados e discussão.....	50
6.1.	Balanco de massa do O₃.....	50
6.2.	Varição das características do lodo no processo de ozonização	51
6.3.	Geração de metano	56

6.4. Balanço energético.....	61
7. Conclusões.....	64
8. Referência bibliográfica.....	66

1. Introdução

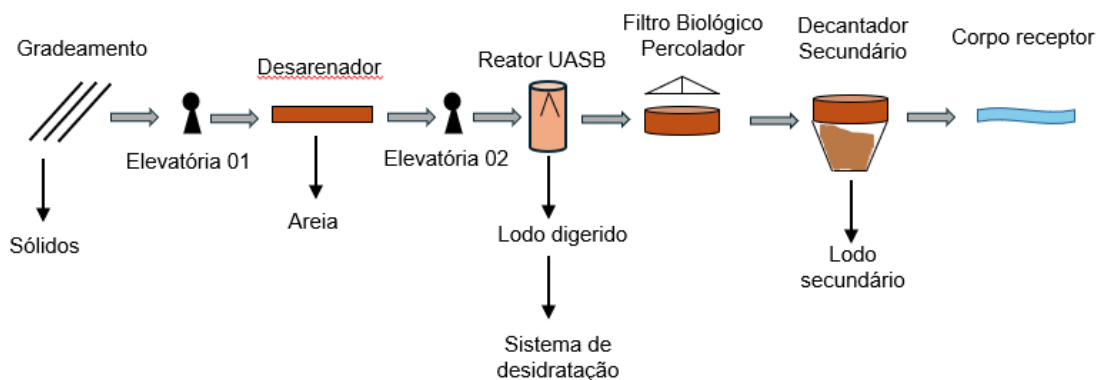
O tratamento de efluentes domésticos pode ser realizado através do uso de diferentes tecnologias, com definição pelo projetista a partir de parâmetros como vazão, característica do efluente, disponibilidade de mão de obra para operação, clima do local, dentre outros fatores. A digestão anaeróbia sempre deve ser considerada no estudo de seleção de alternativa, uma vez que apresenta maior simplicidade operacional e o clima brasileiro é favorável à sua aplicação.

No Brasil, o tratamento utilizando reatores UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) vem se consolidando. Conforme aponta o levantamento da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) realizado no ano de 2019, dentre as 3.699 ETEs existentes no Brasil naquele ano, 1.437 utilizavam a tecnologia do reator UASB, seja de forma individual ou combinada com outros sistemas. Ou seja, naquele ano aproximadamente 39% das estações de tratamento de esgoto (ETEs) operando no Brasil possuíam reatores UASB em seu fluxograma de tratamento (ANA, 2020).

Esse tipo de tratamento apresenta vantagens em função de seu baixo custo operacional e da sua baixa demanda energética, atingindo eficiência de remoção de DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) na ordem de 65% (Jordão; Pessoa, 2014). Usualmente é combinado com outras tecnologias complementares para garantir que o efluente atinja os parâmetros de lançamento previstos em lei (Jordão; Pessoa, 2014). Dentre as tecnologias complementares disponíveis, destaca-se o uso de filtros biológicos percoladores (FBPs), presente em 374 das 1.437 ETEs que possuíam reatores UASB em seu fluxograma de tratamento, de acordo com mesmo levantamento da ANA realizado em 2019 (ANA, 2020).

A **Erro! Fonte de referência não encontrada.** apresenta um fluxograma típico para uma ETE composta pela combinação de reator UASB e FBP, com o tratamento iniciado na etapa de gradeamento para remoção de sólidos grosseiros, seguida pela elevatória, desarenador e, posteriormente, encaminhamento do efluente para tratamento no reator UASB, seguido do FBP e decantador secundário. A associação entre UASB e FBP permite atingir eficiências de remoção de DBO mais elevadas, da ordem de 80 a 93%. Ressalta-se que a necessidade da estação elevatória está intrinsecamente associada à topografia do local de instalação da ETE.

Figura 1: Fluxograma típico de uma ETE com reator UASB e FBP.



Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

Em decorrência do tratamento do esgoto, são gerados subprodutos, com destaque para o biogás e o lodo biológico (Udaeta *et al.*, 2019). Em uma ETE com a configuração apresentada na Figura 1, a geração de biogás se dá no reator UASB, principalmente em função da metanogênese que ocorre em condições anaeróbias. O biogás é composto principalmente por metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2), e possui um potencial de aproveitamento energético em função da presença do CH_4 (Lobato, 2011).

Já o lodo biológico é gerado tanto no reator UASB quanto no FBP, possuindo características diferentes em cada unidade. Na primeira unidade, o lodo gerado possui uma concentração maior de sólidos (3-5%) e já é estabilizado no próprio reator, ou seja, a relação entre Sólidos Voláteis (SV) e Sólidos Totais (ST) fica entre 0,55 e 0,60 ($\text{SV/ST} = 0,55-0,60$). O lodo proveniente do sistema FBP, removido no decantador secundário, possui uma concentração de sólidos inferior (1,0-2,5%) e não é estabilizado ($\text{SV/ST} > 0,65$) (Andreoli; Sperling; Fernandes, 2007). Em função das diferenças em suas características, as etapas para o gerenciamento do lodo do FBP devem ser diferentes e adequadas em relação ao lodo do reator UASB (Udaeta *et al.*, 2019).

Nos últimos anos, estudos referentes ao gerenciamento e aproveitamento desses subprodutos vêm ganhando força, uma vez que representam grandes passivos para uma planta de tratamento, ao passo que possuem potencial de ganhos econômicos e ambientais. Como exemplo, tem-se a possibilidade de aproveitamento do lodo, com obtenção de biossólidos após o devido tratamento, para fertilização do solo (Silva, 2018).

A etapa de disposição final é a última na cadeia de gerenciamento do lodo de esgoto, podendo ser realizada em aterro sanitários, ou destinado para reaproveitamento, conforme mencionado anteriormente. Após sua geração e antes da destinação final, devem ocorrer processos na ETE para adequar o lodo ao descarte. O lodo gerado no reator UASB é comumente já estabilizado e com maior concentração de sólidos (Jordão; Pessoa, 2014) e, portanto, o seu gerenciamento geralmente é realizado apenas em sistema de desidratação, o qual pode ocorrer em leito de secagem ou por meio de alguma técnica mecanizada como centrífuga, filtro prensa ou secagem térmica (Metcalf; Eddy 2014). A redução de água é essencial para reduzir os custos de transporte e facilitar a logística de manuseio e disposição final do lodo (Andreoli; Sperling; Fernandes, 2007).

O lodo proveniente do FBP normalmente não é estabilizado, sendo necessário reduzir o teor de matéria orgânica presente (Andreoli; Sperling; Fernandes, 2007). Para tanto, deve-se adicionar uma etapa em relação ao gerenciamento do lodo do reator UASB, que corresponde à fase de estabilização. Conforme relatado por Andreoli, Sperling e Fernandes (2007), a estabilização pode ser biológica, química ou térmica, devendo ser escolhida durante o projeto da ETE. A tecnologia que comumente apresenta menor custo e maior facilidade operacional é a estabilização biológica, geralmente realizada em um tanque biodigestor dedicado exclusivamente para esta finalidade.

Diante da ampla utilização de reatores UASB no Brasil, faz-se necessário avançar nos estudos referentes ao gerenciamento e aproveitamento dos subprodutos, possibilitando reduzir os impactos ambientais e aumentar a sustentabilidade das ETEs. Diversos são os estudos e os grupos que veem se dedicando a pesquisas neste sentido, podendo-se destacar o Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em ETE Sustentáveis (INCT ETEs) e o Projeto Brasil-Alemanha de Fomento ao Aproveitamento Energético de Biogás no Brasil (PROBIOGÁS).

Recentemente, em termos de gerenciamento de lodo, uma das possibilidades estudadas é o envio do lodo aeróbio proveniente do FBP para adensamento e digestão em reatores UASB. Esta prática apresenta potencial para elevar a geração de CH_4 , com incremento na possibilidade de aproveitamento energético nas ETEs (Pontes *et al.*, 2003). No entanto, essa técnica apresenta desafios operacionais, uma vez que se eleva a vazão afluente ao reator UASB e, especialmente, a carga de sólidos, podendo ocasionar a suspensão da manta de lodo e perda de sólidos no reator UASB, deteriorando a qualidade do efluente (Pontes *et al.*, 2003).

Buscando solucionar os problemas operacionais acarretados pelo envio de lodo aeróbio para co-digestão em reatores UASB, pesquisas aplicadas em lodo proveniente de sistemas de tratamento com lodo ativado vêm sendo realizadas por autores como Chu *et al.* (2009), Catenacci *et al.* (2022), Bougrier *et al.* (2007), Sun *et al.* (2022), com o intuito de introduzir o processo de pré-tratamento do lodo aeróbio, através da técnica de ozonização, antes de seu envio à co-digestão. O ozônio - O₃ tem poder oxidante, em que os radicais hidroxila reagem e acarretam a lise celular, reduzindo o teor de sólidos presente no lodo e, conseqüentemente, o volume de sólidos suspensos afluente ao reator UASB (Sun *et al.*, 2022).

Além de atenuar o problema de excesso de sólidos no reator, a técnica de ozonização tem potencial para elevar a produção de CH₄. Entretanto, não existe consenso na literatura sobre as doses que devem ser utilizadas para se atingir a viabilidade financeira, uma vez que a geração do O₃ acarreta gastos com energia (Silvestre *et al.*, 2015). Autores como Chu *et al.* (2008) buscam alternativas para melhoria da eficiência do processo, como a utilização de microbolhas de O₃, que permitem uma reação com menor perda de O₃.

Além da escassez de informações sobre o balanço energético e a viabilidade financeira, a literatura normalmente contempla estudos sobre ozonização de lodos de esgoto provenientes de sistemas de lodos ativados antes de seu envio para a digestão anaeróbia, como em reatores UASB (Bakhshi; Jauffur; Frigon, 2018; Bougrier *et al.*, 2006; Cheng; Hong, 2013; Chiappero *et al.*, 2019; Chiavola; D'amato; Boni, 2019; Erden; Filibeli, 2019; Nilsson *et al.*, 2019; Pei *et al.*, 2016; Silvestre *et al.*, 2015; Yukesh Kannah *et al.*, 2017) .

Diante desse fato, o presente trabalho buscou avaliar o potencial incremento energético (aumento da geração de biogás) em um sistema composto por reator UASB seguido por FBP a partir da oxidação por ozonização do lodo do FBP antes de seu envio para o reator UASB, além de verificar se a técnica de oxidação do lodo aeróbio com O₃ acarreta solubilização dos sólidos e redução da carga afluente ao reator, minimizando a sobrecarga de sólidos no reator UASB, um dos principais problemas operacionais relatados (Kassab *et al.*, 2010).

2. Revisão bibliográfica

2.1. Características do lodo anaeróbio e aeróbio

Para o controle operacional do tratamento combinado do lodo aeróbio em reatores UASB, é essencial que seja realizada a caracterização do lodo aeróbio, pois a carga de sólidos pode afetar de forma significativa a eficiência do tratamento no reator UASB, deteriorando a qualidade do efluente final (Pontes, 2003).

O volume de lodo de esgoto gerado no tratamento do esgoto varia em função da tecnologia da ETE e das características do esgoto. O volume produzido representa entre 1% e 2% do volume de efluente tratado. Apesar do valor relativamente pequeno, os custos para gerenciamento dessa matriz sólida podem atingir até 60% dos custos de operação de uma ETE (Andreoli; Sperling; Fernandes, 2007).

As propriedades do lodo variam em função da etapa e do tipo de tratamento existente na ETE, podendo ser caracterizado por meio de parâmetros como sólidos totais, sólidos voláteis, massa e volume (Andreoli; Sperling; Fernandes, 2007). A Tabela 1 apresenta os principais parâmetros do lodo gerado em um processo composto por um reator anaeróbio (UASB) e um pós-tratamento aeróbio composto por FBP.

Tabela 1: Geração de lodo em sistemas de tratamento de esgoto compostos por reatores UASB e FBPs.

Sistema	Parâmetro de caracterização do lodo			
	kg ST/kg DQO aplicada	Sólidos secos (%)	Massa de lodo (gST/hab.d)	Volume de lodo (L/hab.d)
UASB	0,12-0,18	3-4	12-18	0,3-0,6
FBP*	0,20-0,30	1-2,5	20-30	0,8-3,0
UASB+FBP*	0,20-0,32	3-4	20-32	0,5-1,1

*Lodo secundário de filtro biológico percolador de alta taxa

Fonte: Adaptado de Andreoli; Sperling; Fernandes (2007).

Conforme características apresentadas na Tabela 1, após desidratação do lodo do FBP, espera-se um peso entre 0,20 e 0,30 Kg ST/Kg DQO aplicada. Em relação aos sólidos voláteis no lodo do FBP, sua proporção varia entre 73% e 89% do total de sólidos, sendo influenciada pela operação e eficiência do sistema (Park *et al.*, 2018), sendo necessária, portanto, a digestão do lodo.

Park *et al.* (2020) relatam valores de sólidos totais para o lodo de FBP entre 1% e 3%, ficando próximos ao apresentado por Andreoli, Sperling e Fernandes (2007). Essa concentração é superior ao usual para lodos de sistemas de lodos ativados, que fica na faixa entre 0,5% e 1,5% (Park *et al.*, 2020). Ademais, a produção de lodo em um FBP fica entre 15% e 30% inferior em relação à produção de lodo em um sistema de lodos ativados (Park *et al.*, 2020).

Outro fator que difere o lodo proveniente do FBP em relação ao sistema de lodos ativados é a resistência específica à drenagem, a qual mede a redução de água através de sistemas como centrífuga, filtro prensa ou leito de secagem. Os valores são entre 2 e 15 vezes superior ao lodo ativado, acarretando maior dificuldade de deságue e, conseqüentemente, em unidades de tratamento maiores (Park *et al.*, 2020).

Diante da pouca disponibilidade de informações sobre tratamento de lodo de FBP, Park *et al.* (2018) e Park *et al.* (2020) realizaram um estudo para investigar as características do lodo secundário quanto à sedimentação e drenagem. Os resultados apontam que o lodo de FBP apresenta boa sedimentabilidade, obtendo-se uma boa eficiência de remoção no decantador secundário, sendo sua velocidade de decantação (6.2×10^{-4} m/s), de 15 a 50 vezes superior ao lodo de um sistema de lodo ativado (da ordem de 10^{-5} m/s). Porém, para a redução de água em leitos de secagem, o lodo do FBP tende a ter uma resistência a drenagem maior, indicando a colmatação mais rápida do leito e a menor eficiência quando comparado ao lodo de lodos ativados.

A característica de sedimentabilidade é corroborada por Park *et al.* (2020) e associada a diferença de densidade entre o lodo do FBP e o lodo de um sistema de lodos ativados. Enquanto no primeiro a densidade é de aproximadamente 1,5 kg/L, no segundo fica próxima a 1,2 kg/L. Outro ponto destacado pelos autores é a diferença de produção de lodo, em que se tem para o FBP uma produção entre 15% e 30% maior quando comparado ao sistema de lodos ativados.

Em um estudo realizado por Pontes (2003), foi feita a caracterização granulométrica do lodo em reatores UASB operando em escala piloto e em escala demonstração. As coletas de amostras ocorreram em duas alturas distintas dos reatores (25 e 125cm para o reator em escala piloto e 20 e 120cm para o reator em escala demonstração).

Os dados são de extrema importância, pois na segunda etapa da pesquisa (escala demonstração) a autora avaliou a influência do retorno do lodo aeróbio de um FBP na característica do lodo do reator UASB. No sistema em escala piloto a autora observou um aumento significativo no tamanho das partículas com dimensões maiores que 2,38 mm e com dimensões entre 0,71 e 2,38 mm, da fase 1 para a fase 2, para o lodo coletado a 25cm de altura, tendo ocorrido uma diminuição na porcentagem média de partículas menores que 0,71mm. Já para o sistema em escala demonstração, o lodo coletado a 20 cm de altura não apresentou alteração significativa.

Nas alturas de 125 e 120 cm, para o sistema em escala piloto e demonstração, respectivamente, Pontes (2003) observou uma diminuição das partículas com o retorno de lodo. A Tabela 2 apresenta os dados obtidos nas diferentes alturas de coleta.

De acordo com Pontes (2003), alguns fatores podem ter influenciados esses resultados: i) modificação nas características do despejo; ii) presença e composição de polímeros extracelulares; iii) bombeamento semi contínuo, alterando a velocidade ascensional no reator.

Tabela 2: Caracterização granulométrica do lodo de reatores UASB operando sem retorno de lodo de FBP.

Parâmetro	Escala Piloto		Escala demonstração	
	PA 2	PA 6	PA 1	PA 3
Distribuição granulométrica (%) <0,30 mm	-	71,8	-	75,6
Distribuição granulométrica (%) 0,30 a 0,71 mm	-	15,7	-	14,4
Distribuição granulométrica (%) >0,71 mm	-	12,4	10,6	10,0
Distribuição granulométrica (%) <0,71 mm	83,4	-	85,2	-
Distribuição granulométrica (%) 0,71 a 2,38 mm	13,0	-	-	-
Distribuição granulométrica (%) >2,38mm	3,1	-	-	-

Fonte: Adaptado de Pontes (2003).

PA – Ponto de amostragem. PA 2 = 25cm, PA 6 = 125cm, PA 1 = 20cm e PA 3 = 120cm.

O retorno de lodo foi realizado durante os ensaios na escala piloto e demonstração.

Outro parâmetro apontado por Jordão; Pessoa, (2014) é o Índice Volumétrico do Lodo (IVL), que é definido como o volume ocupado por 1 g de lodo após uma sedimentação

de 30 minutos. Esse parâmetro está associado a sedimentabilidade do lodo e, quanto maior o seu valor, pior a sedimentabilidade, para estudos considerando um sistema de lodos ativados.

Tabela 3: Interpretação aproximada do resultado do Índice Volumétrico do Lodo para lodo ativado.

Sedimentabilidade	Faixa de valores para o
	Índice Volumétrico de Lodo (mL/g)
Ótima	0 a 50
Boa	50 a 100
Média	100 a 200
Ruim	200 a 300
Péssima	>300

Fonte: Jordão; Pessoa (2014).

Pontes (2003) também caracterizou o lodo anaeróbio quanto ao parâmetro IVL, com os valores apresentados na Tabela 4, e a análise realizada nos mesmos pontos de coleta utilizados na caracterização da granulometria.

Tabela 4: Caracterização do IVL do lodo de reatores UASB operando sem retorno de lodo de FBP.

Parâmetro	Escala Piloto		Escala demonstração	
	PA 2	PA 6	PA 1	PA 3
IVL mL.gST-1	12,4	43,3	38,5	46,0

Fonte: adaptado de Pontes (2003)

PA – Ponto de amostragem. PA 2 = 25cm, PA 6 = 125cm, PA 1 = 20cm e PA 3 = 120cm.

Resultados do IVL operando sem retorno de lodo

Conforme demonstrado neste tópico, o lodo de FBP difere do lodo de LA em algumas características, especialmente quanto à concentração de sólidos, teor de matéria orgânica, volume de lodo produzido e à resistência específica a drenagem. Como comentado na introdução desta dissertação, existem pesquisas sobre o uso da técnica de ozonização aplicada a lodos de LA, porém não foi encontrado na literatura estudo sobre o uso da técnica em lodos de FBPs. Considerando que esses lodos apresentam características

distintas, o presente estudo busca contribuir com o conhecimento da aplicação da técnica de ozonização objetivando melhorar a performance da prática de adensamento e digestão de lodos de FBPs em reatores UASB.

2.2. Tratamento e gerenciamento do lodo

2.2.1. Métodos de tratamento de lodo

O tratamento do lodo é definido em função das suas características e das condições operacionais da ETE, além da avaliação econômica e mecanismos de destinação final. Metcalf; Eddy (2014) e Andreoli, Sperling e Fernandes (2007) apresentam alguns fluxogramas possíveis, envolvendo etapas de adensamento, digestão, hidrólise química ou enzimática, pasteurização, incineração, estabilização alcalina, dentre outras. Como forma de destinação final, os autores citam a possibilidade de uso como fertilizante, cogeração de energia ou destinação para aterro sanitário.

A estabilização do lodo é de suma importância, uma vez que esta consiste na redução da matéria orgânica biodegradável. A estabilização realizada de forma controlada reduz a geração de maus odores provenientes da decomposição anaeróbia do lodo a céu aberto e também reduz a concentração de patógenos (Andreoli; Sperling; Fernandes, 2007).

A estabilização pode ocorrer principalmente por três formas, sendo elas: i) estabilização biológica (aeróbia ou anaeróbia), ii) estabilização química e iii) estabilização térmica. Uma das mais utilizadas é a estabilização biológica por vias anaeróbias, em função de sua robustez e confiabilidade, além de evitar gastos com energia ou produtos químicos. A Tabela 5 resume as características de cada método de estabilização do lodo (Andreoli; Sperling; Fernandes, 2007).

Tabela 5: Características de cada método de estabilização de lodo em ETEs.

Método de estabilização	Características
Biológica	A porção biodegradável do lodo é digerida por bactérias específicas, podendo ser realizada através de tratamento aeróbio ou anaeróbio, em tanques específicos ou em reator UASB.
Química	A adição de produtos químicos acarreta na oxidação da matéria orgânica do lodo.

Térmica

O calor proporciona a estabilização dos sólidos voláteis contidos no lodo.

Fonte: Adaptado de Sperling (2015).

A digestão anaeróbia do lodo aeróbio, seja em digestor anaeróbio específico para essa finalidade, seja em reator UASB, possui um importante papel, uma vez que alia a redução de sólidos final do lodo, destruindo patógenos presentes, além de aumentar a produção de biogás com alto teor de CH₄ (60% a 70% de volume é CH₄). Essas características fazem com que a digestão anaeróbia seja uma alternativa para otimizar os custos de operação de uma ETE, pois além de reduzir o volume de sólidos, aumenta a produção de CH₄, o qual pode ser aproveitado (Metcalf; Eddy, 2003; Appels *et al.*, 2008).

Inicialmente tem-se a etapa de adensamento, a qual consiste na remoção de água, acarretando redução de volume a ser enviado as etapas posteriores de tratamento, reduzindo os custos envolvidos no seu gerenciamento. Essa etapa pode ser realizada em unidades específicas para tal finalidade ou no interior de reatores do tipo UASB, o qual realiza de forma concomitante o adensamento e a digestão do lodo, além do tratamento do efluente líquido bruto (Jordão; Pessoa, 2014; Chernicharo, 2016; Silva, 2018).

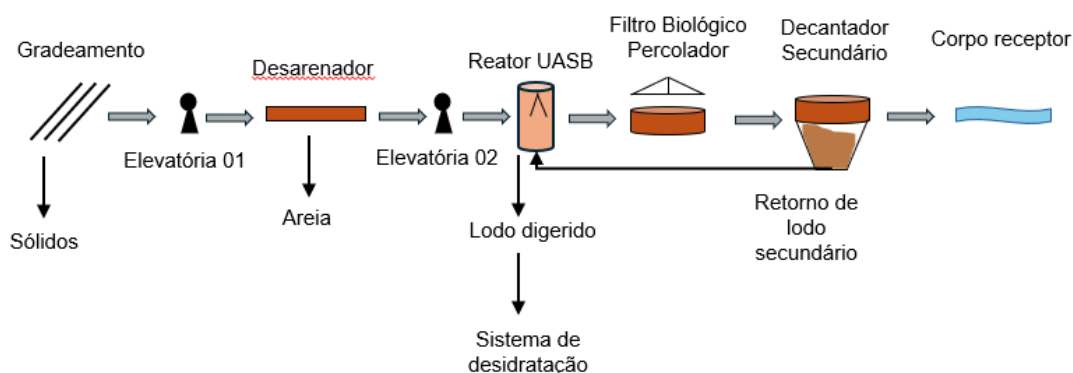
Conforme já mencionado anteriormente, a geração de lodo em uma ETE ocorre em diferentes pontos, como no tratamento primário, secundário e terciário. O tratamento do lodo gerado pode se dar de forma independente ou, ainda, de forma combinada, sendo possível a mistura dos lodos produzidos em diferentes estágios em um tanque específico de lodo ou o envio do lodo secundário para os reatores anaeróbios do tratamento primário para adensamento e digestão neste reator (Metcalf; Eddy, 2014).

Além de possibilitar a produção do biogás (Bolzonella *et al.* 2005; Appels *et al.* 2008; Heubeck; Craggs, 2010), a digestão anaeróbia pode reduzir de forma eficiente a matéria orgânica e o volume de lodo gerado (Metcalf; Eddy, 2003). A etapa de digestão pode ser realizada em um reator aquecido, mantendo temperaturas constantes próximas a 35°C, com maior produção de CH₄ em menor tempo, ou em reatores sem aquecimento, variando sua temperatura de acordo com a temperatura ambiente, apresentando a vantagem de não demandar energia para aquecimento, barateando o processo (Park *et al.* 2020). Park *et al.* (2020) relatam, ainda, que a remoção de sólidos voláteis durante a digestão do lodo aeróbio pode superar 80% e a produção de CH₄ varia entre 0.22–0.30 m³ CH₄/kg VS.

2.2.2. Envio de lodo aeróbio para adensamento e digestão em reatores UASB

Em sistemas de tratamento compostos por reatores UASB seguidos por etapa aeróbia de pós-tratamento, como em LA e FBP, a técnica de envio do lodo aeróbio, proveniente do decantador secundário, para reatores UASB apresenta-se como alternativa interessante, uma vez que é dispensada a necessidade de investimentos para construção de unidades específicas de digestão e adensamento do lodo aeróbio. Dessa forma, é aproveitada a capacidade do reator UASB em reter e digerir sólidos em função da existência do separador trifásico em seu interior (Lobato *et al.*, 2018). A Figura 2 apresenta fluxograma de um tratamento composto por um reator UASB (unidade 4), seguido de FBP (unidade 7) e o decantador secundário (unidade 8). Após o decantador, tem-se a saída do efluente tratado e a linha de envio do lodo do decantador secundário para o reator UASB.

Figura 2: Fluxograma de uma ETE com envio de lodo do decantador secundário para co-digestão em reator UASB.



Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

A técnica supracitada ainda não está consolidada no Brasil, uma vez que são enfrentados problemas operacionais, conforme relatado por Lobato *et al.* (2018). Ademais, os autores ressaltam que esta prática pode resultar na deterioração da qualidade do efluente final em função da perda excessiva de sólidos no UASB.

No entanto, os autores relatam sucesso no adensamento e na digestão do lodo secundário em diversas experiências práticas em ETE que possuem fluxograma composto por reator UASB seguido de FBP e decantador secundário. Tal fato é corroborado pelo estudo realizado por Pontes (2003), no qual se avaliou a eficiência de um sistema composto por

UASB + FBP, em escala piloto e escala demonstração, em dois cenários distintos, sendo o primeiro sem envio de lodo do decantador secundário para o UASB, e o segundo com envio de lodo.

A autora relatou que a eficiência geral do sistema, em termos de remoção de DBO, DQO e sólidos, ficou próxima em ambas as etapas. Quanto à geração de sólidos no cenário com envio de lodo, a autora cita uma produção de 0,067 gSST. gDQO⁻¹ removida, o qual ela considera extremamente baixa.

Floripes *et al.* (2018) realizaram um estudo em escala real na ETE Laboreaux, em Itabira/MG, onde avaliaram os efeitos do retorno de lodo secundário sobre os reatores UASB. Os autores inicialmente realizaram uma revisão bibliográfica em que identificaram relatos de boas eficiências em sistemas com envio de lodo. A Tabela 6 apresenta os valores de DQO e SST, bem como suas respectivas eficiências de remoção em sistemas que trabalham com retorno de lodo para o reator UASB, sendo relatado pelos autores eficiências semelhantes aos sistemas sem retorno de lodo, indicando que tal prática não afeta a qualidade do efluente final.

Tabela 6: Resumo dos trabalhos sobre envio de lodo secundário excedente para adensamento e digestão em reatores UASB

Parâmetros de monitoramento	Origem do lodo secundário		
	Lodo Ativado	Biofiltro Aerado Submerso	Filtro Biológico Percolador
DQO Efluente UASB (mg/L)	114-315	66-186	104-164
Eficiência de remoção de DQO (%)	60-91	57-88	65-75
SST Efluente UASB (mg/L)	30-275	15-78	42-66
Eficiência de remoção de SST(%)	42-94	50-94	81
Fontes	Ortega et al (1996); Freire, Sperling, Chernicharo (1999); Coura e Van Haandel (1999); Gonçalves et al (1999); Cosentino et al (2005); Caseiro, Pivele, Sobrinho (2006); Silva Filho e Van Haandel (2014)	Bof et al (1999); Aisse et al (2001); Wanke et al (2002); Gonçalves et al (2002)	Pontes (2003); Pontes, Chernicharo (2009)

Fonte: Adaptado de Floripes *et al.* (2018).

A Tabela 7 apresenta valores usuais relatados por von Sperling (2007) para sistemas de tratamento de esgoto que não realizam o envio do lodo secundário para tratamento no reator UASB, permitindo uma comparação com os valores apresentados na Tabela 6.

Tabela 7: Valores usuais relatados por Sperling (2007) para sistemas que não realizam o envio de lodo para o reator UASB.

Parâmetros de monitoramento	Sistema de tratamento		
	Lodos Ativados	Biofiltro Aerado Submerso	Filtro Biológico Percolador
DQO Efluente UASB (mg/L)	60-150	60-150	70-180
Eficiência de remoção de DQO (%)	75-88	75-88	73-88
SST Efluente UASB (mg/L)	20-40	20-40	20-40
Eficiência de remoção de SST(%)	87-93	87-93	87-93

Fonte: Adaptado de von Sperling (2007).

Percebe-se a complexidade operacional de uma ETE em escala real, não apenas pela necessidade do controle do descarte e envio do lodo, mas por diversos fatores inerentes à operação. É essencial considerar fatores como férias de funcionários, problemas em equipamentos, limitação dos equipamentos, dentre outros, durante o projeto e implantação da técnica de retorno de lodo aeróbio para adensamento e digestão em reatores UASB.

No estudo de Floripes *et al.* (2018), no geral observou-se boa eficiência da ETE Laboreaux nas diversas fases do estudo realizado, sendo concluído que, com o controle correto da operação e a manutenção de uma menor concentração de sólidos no reator UASB, em especial no ponto mais elevado do reator, foi possível realizar o tratamento do lodo aeróbio nesta unidade sem prejudicar a eficiência global do sistema (Floripes *et al.*, 2018).

Almeida *et al.* (2018) discutiram variáveis que implicam na deterioração da qualidade do efluente do reator UASB recebendo lodo proveniente de um sistema de lodos ativados, além da consideração de parâmetros operacionais para evitar problemas como perda de sólidos no efluente e a conseqüente deterioração da qualidade. Os autores citam que um dos possíveis problemas associados ao envio de lodo aeróbio para o UASB pode estar relacionado à falta de um protocolo adequado de operação na ETE. No estudo

apresentado, foi relatado que o sucesso da co-digestão de lodo ativado em reator UASB depende de dois aspectos: i) compatibilidade entre critérios operacionais para controle da idade do lodo no tanque de aeração e para o envio do lodo aeróbio; ii) sistematização operacional para o descarte de lodo de excesso do reator UASB, visando a manutenção do lodo de maior sedimentabilidade no fundo da unidade.

Almeida *et al.* (2018) também fizeram recomendações acerca de práticas a serem adotadas para controle de qualidade, especialmente relacionadas com a operação do sistema de tratamento, sendo destacado: i) preservação do lodo de melhor qualidade no fundo dos reatores UASB, permitindo que atue como um “filtro” e auxilie na retenção de sólidos e na hidrólise dos sólidos suspensos; ii) manutenção de baixas concentrações de lodo na parte superior do compartimento de digestão dos reatores UASB (concentrações inferiores a 0,5% ST); iii) manutenção de baixas concentrações de lodo nos decantadores secundários, reduzindo a carga de sólidos enviada aos reatores UASB; iv) estabelecimento do período e vazão de envio do lodo aeróbio para os reatores UASB.

Para atingir as práticas supramencionadas, além de uma boa operação, a ETE deverá possuir um projeto adequado e pensado para essa prática, possuindo unidades acessórias, tais como leitos de secagem, que suportem o descarte adequado de lodo do reator UASB, permitindo a manutenção da concentração de sólidos dentro do reator anaeróbio.

Pontes; Chernicharo (2009) realizaram a caracterização da biomassa no reator UASB buscando identificar se o envio do lodo do FBP para digestão no UASB causaria algum impacto no lodo produzido no reator UASB. Os resultados apontam que a concentração média de sólidos totais não apresentou alteração significativa entre as análises do sistema sem envio de lodo e com envio de lodo, sendo obtidos valores de 8,7% e 8,6%, respectivamente. A fração correspondente aos sólidos voláteis (SV) também não apresentou alterações significativas comparando-se os cenários do sistema trabalhando com e sem envio de lodo, sendo a percentagem média de SV de 62% para o sistema sem retorno de lodo e 64% para o sistema com retorno de lodo.

Lobato *et al.* (2018) associaram o sucesso do envio de lodo a um projeto adequado da ETE, além da adoção de práticas operacionais adequadas e sistemáticas. Nesses casos, deve ocorrer o controle da qualidade do efluente, em especial em termos de perda de sólidos no reator UASB, aliada a sistematização do envio do lodo secundário e descarte

de lodo no reator UASB, permitindo, dessa forma, garantir a qualidade do efluente final para lançamento em curso d'água.

Os autores ainda destacam outros pontos de melhoria como a sensibilização dos usuários para que não lancem na rede de esgoto efluentes com características não domésticas e objetos nos sanitários, além da melhoria do tratamento preliminar, com adoção de gradeamento e peneira de pequena abertura, permitindo a redução de sólidos provenientes do esgoto bruto afluente ao reator.

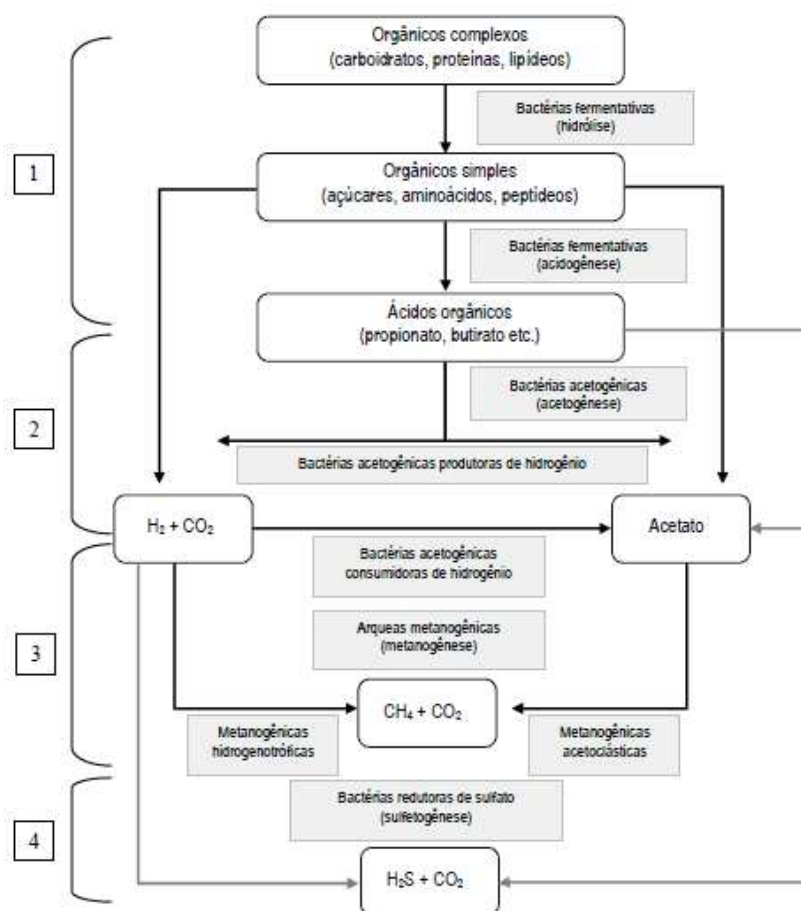
De uma maneira geral, conforme abordado neste tópico, o sucesso da técnica de envio de lodo aeróbio para adensamento e digestão em reatores UASB depende de um controle sistemático da concentração de sólidos/lodo na etapa anaeróbia. Assim, o uso da técnica de ozonização aqui proposta para o pré-tratamento do lodo aeróbio vai ao encontro da melhoria na performance de ETEs que adotam tal estratégia e da necessidade de avanços no conhecimento técnico/científico de alternativas tecnológicas que busquem melhorar essa prática.

2.3. Geração de biogás em reatores UASB

No tratamento de esgoto em reatores UASB, tem-se a ação de microrganismos que realizam a digestão anaeróbia, degradando, dessa forma, a matéria orgânica e transformando-a em metano (CH_4), gás carbônico (CO_2), água (H_2O), gás sulfídrico (H_2S) amônia (NH_3), além de outros compostos e novas células bacterianas. Para que esse processo ocorra, é necessário que existam ao menos três grupos de microrganismos distintos, sendo eles: bactérias fermentativas ou acidogênicas, bactérias sintróficas acetogênicas e microrganismos metanogênicos (Lobato, 2011).

A primeira etapa de decomposição da matéria orgânica é a hidrólise, quando os compostos orgânicos mais complexos (carboidratos, lipídios e proteínas) são decompostos em compostos menos complexos, através de bactérias hidrolíticas. Posteriormente, os compostos são quebrados, por bactérias fermentativas, em ácidos graxos de cadeia curta, dióxido de carbono e hidrogênio. Por fim, tem-se a conversão do material formado na etapa anterior em metano e dióxido de carbono, através das arqueas metanogênicas. A Figura 3 apresenta de forma esquemática a formação do biogás no processo de tratamento de efluente doméstico por reatores UASB (Lobato, 2011).

Figura 3: Rotas metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia.



Fonte: Lobato (2011).

Conforme apresentado por Silveira *et al.* (2015), o biogás possui diversos componentes em sua composição, sendo destacados os principais na Tabela 8. Observa-se que os compostos com maior presença e de maior importância são o metano (CH_4) e o sulfeto de hidrogênio (H_2S). O H_2S está associado aos maus odores, toxicidade e a corrosão nos reatores e equipamentos, possuindo uma concentração entre 1.000 e 5.000 ppm no biogás. Já o CH_4 possui interesse por seu poder calorífico, podendo ser utilizado na geração de energia através de sua queima (Brandt *et al.*, 2021).

Tabela 8: Composição do biogás no tratamento anaeróbio de esgoto sanitário.

Componente	Unidade	Composição no biogás
Sulfeto de hidrogênio (H_2S)	ppm	1.000 a 5.000
Metano (CH_4)	% em vol.	60 – 85

Dióxido de carbono (CO ₂)	% em vol.	5 - 15
Nitrogênio (N ₂)	% em vol.	2 - 25

Fonte: Adaptado de Silveira *et al.* (2015)

Uma vez que o biogás não é composto apenas de CH₄, é importante ter meios para estimar sua produção durante o projeto e análise de viabilidade, pois este é o componente de maior poder calorífico e que é efetivamente utilizado na produção de calor ou energia.

Dentre as metodologias existentes para estimativa de geração de CH₄, Lobato (2011) destaca a proposta pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas – IPCC, em que a estimativa pode ser realizada em dois passos.

Inicialmente tem-se o cálculo do total de matéria orgânica produzida no ano na ETE, de acordo com o sistema de tratamento e as contribuições que recebe (Eq. 1).

$$MOT = P * QPC_{DQO} * 0,001 * I * 365 \quad (\text{Eq. 1})$$

Onde:

MOT = total de matéria orgânica (kgDBO.ano⁻¹);

P = população (hab);

QPC_{DQO} = contribuição *per capita* de DQO (g.hab⁻¹.dia⁻¹).

I = fator de correção para contribuição industrial nas redes coletoras (1,25 quando há contribuição industrial e 1 quando não há contribuição).

Posteriormente, calcula-se o fator de emissão (FE), com base na capacidade máxima de produção de CH₄ e o fator de correção de acordo com o tratamento utilizado na ETE (Eq. 2). IPCC (2006) apresenta valores para a capacidade máxima de produção de CH₄ de 0,60 gCH₄.gDBO_{remov-1} e 0,25 gCH₄.gDQO_{remov-1}

$$FE = B * FC \quad (\text{Eq. 2})$$

Onde:

FE = fatores de emissão (gCH₄.gDQO⁻¹);

B = capacidade máxima de produção de CH₄ (gCH₄.gDQO⁻¹);

FC = fator de correção para o CH₄ de acordo com a via de tratamento e/ou destinação final.

Visando seu aproveitamento energético, o conhecimento da concentração e da pureza do CH_4 no biogás é essencial, uma vez que este gás possui o poder calorífico que permite sua queima para geração de energia. Conforme destacado por Abatzoglou e Bovin (2009), o poder calorífico do biogás pode variar entre 15 e 30 MJ Nm^{-3} , justamente em função da concentração de CH_4 .

Silva e Mezzari (2019) apresentaram como principais componentes que afetam o potencial de geração energética o H_2S , o CO_2 e a NH_3 . Para que se possa realizar o aproveitamento energético do biogás, faz-se necessário seu tratamento prévio, de forma a remover componentes indesejáveis (Silva; Mezzari, 2019).

Visando o aproveitamento energético, Lobato (2011) apresenta uma análise das possíveis formas de geração energética, destacando-se: i) caldeiras, ii) secadores térmicos, iii) motores de combustão interna, iv) turbinas a gás e v) microturbinas. A Tabela 9 resume as vantagens e desvantagens de cada tecnologia.

Tabela 9: Resumo das tecnologias para aproveitamento do biogás.

Tecnologia	Características	Vantagens	Desvantagens
Caldeiras	Uso do biogás como combustível para aquecimento de fluidos que serão aproveitados na indústria.	Tecnologia já consolidada no mercado para outras fontes de combustíveis.	Necessidade de adaptações; Susceptibilidade a corrosões; Problemas operacionais gerados pela inconstância de entrada do biogás.
Secadores Térmicos	Equipamento utilizado na secagem do lodo.	Redução do consumo energético de fontes externas a ETE.	Em caso de falhas associadas ao biogás o tratamento do lodo será interrompido.
Motores de combustão interna	Biogás utilizado como combustível nos motores.	Além da geração de eletricidade ocorre o aproveitamento da	Possibilidade de danos no equipamento pela presença de H_2S .

		energia térmica que seria perdida.	
Turbinas a gás	Biogás utilizado como combustível nos motores.	Tamanho compacto; sofre menos danos causados pelo H ₂ S.	Pode apresentar problemas em função da variação de entrada do biogás.
Microturbinas	Biogás utilizado como combustível nos motores.	Tamanho compacto e flexibilidade operacional; opção para gerações pontuais em locais de menor consumo.	Eficiência menor quando comparada a motores de ciclo Otto.

Fonte: Adaptado de Lobato (2011).

Ainda que o aproveitamento energético do biogás venha sendo empregado em diversas localidades e em diferentes finalidades, deve-se realizar uma avaliação da viabilidade técnico-econômica para implantação do sistema. Udaeta *et al.*, (2019) realizaram uma estimativa do biogás gerado nas plantas de tratamento do estado de São Paulo, com verificação do potencial de geração de energia. Para tanto, os autores realizaram estimativas de geração de CH₄ com base em dados de literatura, utilizando parâmetros como renda da população, para estimar a geração de efluente, cargas orgânicas associadas a esta geração, e o fator de emissão de CH₄ em plantas de tratamento. Segundo as conclusões apresentadas, para as condições estudadas, o potencial de aproveitamento energético do biogás supera a demanda energética das ETE, sendo possível, além de abastecer as mesmas, utilizar esta energia para abastecimento do estado, diversificando a matriz energética.

Caso o biogás passe por um processo de purificação, com retirada da umidade, CO₂ e H₂S, tem-se o biometano, um gás com maior poder calorífico e semelhante ao gás natural. Existem cada vez mais estudos para aproveitamento do biometano em maior escala, utilizando diferentes fontes de geração, incluindo o setor de saneamento e tratamento de esgotos domésticos, destacando-se a possibilidade de injeção direta na rede de distribuição de gás natural ou abastecimento de veículos (Araújo, 2022).

As perspectivas de demanda e oportunidades de uso do biogás como fonte mais sustentável preveem um aumento de sua demanda, tanto para aplicação na geração de energia elétrica, quanto no uso de energia térmica ou automotiva (por meio do biometano), substituindo o GNV em carros, o qual é proveniente de fontes petrolíferas (Bley Jr., 2015; Freitas *et al.*, 2019).

Rosa *et al.* (2016) realizaram um estudo na ETE Laboreaux, localizada no município de Itabira/MG, a qual possui um tratamento de efluente doméstico que utiliza reator UASB e FBP, com envio de lodo secundário para adensamento e digestão em reator UASB. A ETE foi projetada para atingir o pico de tratamento de 313 L/s em 2029, porém à época do estudo a vazão média era de 80 L/s. Ao longo de um ano foi realizada a medição da vazão de biogás, sua caracterização (concentração de seus componentes), a caracterização do lodo descartado e o monitoramento do volume de lodo gerado.

O objetivo dos autores foi realizar um balanço energético buscando avaliar a viabilidade do aproveitamento do potencial energético, tanto do biogás quanto do lodo desidratado. Foram avaliados dois cenários no estudo, sendo o primeiro utilizando o biogás para geração de calor para secagem térmica do lodo e o excedente para geração de eletricidade em motor de combustão interna. Já o segundo cenário avaliou o uso do biogás prioritariamente para geração de energia elétrica e os gases de exaustão para a secagem térmica do lodo. A Tabela 10 apresenta alguns dados do estudo.

Tabela 10: Dados do monitoramento da ETE Laboreaux realizado entre outubro de 2010 e outubro de 2011.

Parâmetro	Unidade	Valor
Vazão média afluyente à ETE	m ³ /d	6.751
Produção volumétrica de biogás	Nm ³ /d	390,1
Concentração de metano	% de CH ₄	78,2
Potencial de energia do biogás	MJ/d	10.962

Fonte: Adaptado de ROSA *et al.* (2016)

Os autores realizaram o balanço energético dos dois cenários, utilizando o *software* CHEMCAD para simular o processo de combustão no motor, onde foi considerada uma queima adiabática com excesso de oxigênio de 5% e total oxidação do CH₄. No cenário 2 foram consideradas duas alternativas, sendo a primeira a secagem de todo o lodo gerado, através dos gases de exaustão, e atingindo a umidade mínima possível. Já na alternativa 2, utilizou-se os gases de exaustão para secagem somente do volume de lodo possível

para atingir uma umidade de 10%, sendo este teor considerado ideal para aproveitar o lodo como fonte energética, podendo substituir, por exemplo, a lenha.

A Tabela 11 apresenta o resumo dos resultados obtidos por Rosa *et al.* (2016), onde observam-se alguns pontos que merecem destaque, como a redução do rejeito, ou seja, do lodo a ser enviado para aterro, fato que reduz os custos de transporte e disposição final e o suprimento de parte da demanda energética da ETE, atingindo valores superiores a 50% no cenário 2. Os autores ressaltam que deve ser realizado um estudo para cada ETE, de acordo com a realidade local.

A complexidade da avaliação da viabilidade é alta, pois envolve diversos fatores e uma visão sistêmica, não apenas da ETE, mas de outros pontos, como a redução da demanda energética da rede de distribuição, caso venha a ocorrer a geração de energia em grande escala nas ETE, podendo reduzir os custos com investimentos na estrutura elétrica. Freitas *et al.* (2019) citam, ainda, a redução da demanda de combustíveis fósseis utilizados na geração de energia.

Tabela 11: Resumo dos cenários para aproveitamento energético para a estação de tratamento de esgoto Laboreuax.

Item	Situação atual	Cenário 1	Cenário 2	
			Alternativa 1	Alternativa 2
Geração de lodo/rejeito para disposição em aterro (kg.d-1)	3.759	-	3.252	2.822
Redução do rejeito em relação à situação atual (% , massa)	-	100	13,5	24,9
Geração de lodo seco biocombustível (10% umidade) (kg.d-1)	-	1.725	-	430
Eletricidade gerada (MJ.d-1)	-	1.265	3.289	3.289
Suprimento de eletricidade para a ETE (%)	-	22,2	57,6	57,6

Fonte: Rosa *et al.*, 2016

Cenário 1 – Uso prioritário do biogás para secagem térmica do lodo.

Cenário 2 – Uso prioritário do biogás para a geração de eletricidade.

Alternativa 1 – secagem térmica de todo o lodo desidratado até uma umidade final mínima possível.

Alternativa 2 – Secagem térmica de fração do lodo até uma umidade final de 10% e o envio do restante do material desidratado para o aterro sanitário.

2.4. Ensaio de potencial biometanogênico

A análise do potencial biometanogênico – BMP permite avaliar a geração de metano de um dado substrato (lodo aeróbio nesse caso), comparando-se a geração específica, em termos de mL CH₄. gST ou mL CH₄. gSV (Angelidaki *et al.*, 2009).

Esse ensaio é fundamental para o objetivo do presente trabalho, pois permite que seja realizada a estimativa da geração de CH₄ em diferentes amostras, conforme será explicado na metodologia, comparando-se com valores apresentados na literatura.

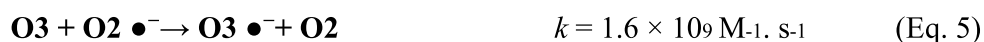
Foi realizado um levantamento na literatura buscando valores de referência de BMP apresentados por outros autores em seus estudos, de forma a subsidiar a análise dos resultados do presente trabalho, avaliando se estão condizentes com as demais pesquisas já realizadas. A Tabela 12 no tópico 2.5.2 apresenta valores de BMP levantados em outros trabalhos para diferentes amostras de lodo, além de comparar valores de pré-ozonização e pós-ozonização.

2.5. Ozonização e tratamento de lodo

2.5.1. Fundamentos da ozonização

O O₃ é um agente oxidante que pode ser utilizado para diferentes finalidades no tratamento de água e efluentes. Em meio aquoso ocorre sua decomposição, uma vez que é instável, formando radicais hidroxila (HO·) em meio alcalino, que possuem a capacidade de reagir rapidamente com moléculas orgânicas, nessas condições sendo considerado, portanto, como um Processo Oxidativo Avançado - POA (Metcalf; Eddy, 2014). Os efeitos da ozonização estão diretamente relacionados com o meio na qual ocorre, sendo os parâmetros pH, alcalinidade e matéria orgânica de grande influência na reação (Gunten, 2003).

Em pH inferior a 7, a reação do O₃ ocorre preferencialmente com matéria orgânica, formando subprodutos orgânicos oxidados ou CO₂ (Gomes, 2023). Já em meio alcalino (pH superior a 7), a reação ocorre preferencialmente entre o O₃ e o íon hidroxil (HO⁻), acarretando na geração de radicais hidroxila, podendo ocorrer a oxidação completa da matéria orgânica (Gomes, 2023). As Eq. 3 a 8 apresentam as reações da formação de radicais hidroxilas em meio aquoso e suas respectivas constantes (k).



A ozonização, realizada em condições adequadas, reage preferencialmente com a matéria orgânica mais complexa, quebrando essas moléculas em moléculas de menor complexidade, permitindo o incremento na produção de biogás a partir dessa matéria orgânica mais prontamente disponível (Gomes, 2023).

Conforme apontado por Cesaro; Belgiorno, 2013; Martin *et al.*, 2002; Yu *et al.*, 2014; Yue *et al.*, 2020, a mineralização da matéria orgânica em função da ozonização pode acarretar redução da fração orgânica disponível e, conseqüentemente, na redução da geração de biogás. Dessa forma, é fundamental o entendimento dos parâmetros operacionais, a depender dos objetivos do processo de ozonização.

2.5.2. Ozonização para pré-tratamento do lodo

A aplicação do O_3 no tratamento de lodo está interligada à sua capacidade de realizar a lise celular das bactérias presentes, sendo uma das técnicas mais eficientes para essa finalidade. A lise celular consiste na desintegração de células microbiológicas, onde o conteúdo intracelular é liberado na forma de matéria orgânica prontamente disponível e solúvel, resultando em uma melhor estabilização do lodo em etapa de biodigestão subsequente (Low; Chase, 1999; Malik *et al.*, 2020; Wan *et al.*, 2024). Além da lise celular, conforme comentado no item anterior, a ozonização pode levar à oxidação completa da matéria orgânica presente no lodo (mineralização), reduzindo a concentração de sólidos totais na matriz.

Em seu estudo, Wan *et al.* (2024) apresentam reduções próximas a 45% de sólidos totais em função da ozonização do substrato (lodo aeróbio), apontando que nas maiores doses utilizadas foram obtidos melhores resultados de redução de sólidos. Os autores ainda ressaltam que a transferência de massa de O_3 é influenciada pelo fluxo de ar utilizado, sendo que dentro de determinada faixa o maior fluxo de ar apresenta maiores transferências de massa.

Além da vantagem de redução do volume de lodo, fato que reduz os custos de operação da ETE, o pré-tratamento de lodo para co-digestão em reator UASB apresenta potencial para elevar a produção de CH_4 , pois ocorre durante a ozonização a solubilização dos sólidos e a biodisponibilização de matéria orgânica antes mais complexa (Catenacci *et al.*, 2022).

Conforme observam alguns autores e bem destacado por Chang *et al.* (2009), a dose de O_3 é o principal parâmetro operacional para avaliação da oxidação do lodo através da ozonização. Como anteriormente mencionado, elevadas doses de O_3 , combinadas a valores de pH mais elevados podem acarretar na mineralização da matéria orgânica, afetando a geração de CH_4 de forma negativa (Catenacci *et al.*, 2022).

A Tabela 12 apresenta dados de outros estudos onde foram realizados ensaios de ozonização em diferentes tipos de substrato. Analisando os dados, destaca-se a falta de informações disponíveis na literatura para o lodo aeróbio do FBP, sendo mais usual ensaios com lodo de sistema baseado no tratamento por LA. Verifica-se uma variação considerável na dose de O_3 aplicada em cada substrato, sendo registradas faixas de $3,51 \text{ mg O}_3.\text{gST}^{-1}$ a $188,0 \text{ mg O}_3.\text{gST}^{-1}$ para lodo proveniente de sistema de LA.

Essas doses variam em função do tipo de substrato em estudo e dos objetivos dos autores, porém em grande parte dos estudos é relatado que menores doses de O_3 apresentam maior sucesso quando estudada a oxidação do lodo para co-digestão, uma vez que demandam menos energia para produção de O_3 e não causam a mineralização de parte da matéria orgânica, além de geralmente resultar em aumento na produção de CH_4 .

Vale destacar que as concentrações de sólidos voláteis no lodo apresentam grandes variações entre os estudos com sistemas de lodos ativados. As concentrações variam entre $2,7$ e $25,3 \text{ gL}^{-1}$ para lodo do tanque de aeração, enquanto que para o lodo misto os valores ficam entre $6,4$ e $111,3 \text{ g L}^{-1}$. Para os demais substratos não foi possível verificar variações em função da escassez de estudos.

Assim como a concentração de sólidos voláteis, a relação SV/ST também apresenta variação entre os estudos que utilizaram lodo descartado de lodo ativado e lodo misto, indicando frações de sólidos voláteis de até $0,9$, bem superior ao relatado como média na literatura.

No geral, os valores de pH foram mantidos próximos a neutralidade, fator esperado, uma vez que, para o incremento da produção de CH_4 , a ozonização apresenta melhores resultados em pH neutro, evitando a mineralização da matéria orgânica que ocorre em pH básico.

A produção de CH_4 encontrada nos estudos também tem grande variação, estando relacionada a diversos fatores como as características dos lodos utilizados, equipamentos de ozonização, pH, dentre outros.

Por fim, um parâmetro de extrema importância na avaliação da viabilidade é o balanço energético, que considera a energia gasta para a ozonização e o incremento energético em função da ozonização, sendo obtidos valores negativos em diversos estudos, ou seja, gasta-se mais energia para o processo de ozonização do que se ganha através do incremento na geração de CH_4 . No entanto, alguns trabalhos apresentam valores positivos, indicando o potencial para uso da técnica.

Cabe destacar que, dentre os estudos encontrados, quando se trabalha com lodo de esgoto, o fluxograma da ETE usualmente foi composto por sistema de lodos ativados com gerenciamento de lodo em biodigestores, enquanto este trabalho abordará o estudo utilizando lodo de FBP para co-digestão em reatores do tipo UASB.

Tabela 12: Compilação de dados relevantes de estudos que avaliaram a ozonização no tratamento de lodo.

Parâmetro	Substrato						
	Lodo descartado de lodo ativado (ETE)	Lodo Misto (primário + secundário) (ETE)	Lodo descartado de lodo ativado (Efluente sintético)*	Lodo aeróbio digerido*	Lodo desidratado (ETE)	Lodo aeróbio (Efluente sintético)	Lodo digerido (ETE)
Dose de O ₃ (mg O ₃ . g SV ⁻¹)	Mínima	3,9	5,5	16,3	31	50	19
	Máxima	247,3	234,4			110	201
Dose de O ₃ (mg O ₃ . g ST ⁻¹)	Mínima	3,51	4,79	15	20,2	24	-
	Máxima	188	138,2	-		52,8	-
Dose de O ₃ (mg O ₃ . g DQO ⁻¹)	Mínima	3,2	3,9	-	18,7	29,8	49
	Máxima	213,3	200	-		65,6	192
Dose de O ₃ (mg O ₃ . g sDQO ⁻¹)	Mínima	46,3	61,9	-	44,9	-	612,5
	Máxima	30.000	14.851	-		-	2.400
S _{0v} (g.L ⁻¹)	Mínima	2,7	6,4	22	19,7	85,3	-
	Máxima	25,3	111,3			85,3	-
S _{0v} /S _{0T}	Mínima	0,48	0,59	0,92	0,65	0,48	-
	Máxima	0,9	0,87			0,48	-
pH _{ozonização}	Mínima	6,2	5,2	2	7,8	7	-
	Máxima	7,5	8,3			7	-
SV _{mineralizado} (%)	Mínima	0	1	-	-	0,4	-
	Máxima	15,2	9,5	-	-	2,8	5,2
Aumento sDQO (%)	Mínima	3	4,2	-	-	-	45,8
	Máxima	5.766,7	2.533,7	-	-	-	175
CH _{4,0Z} (L CH ₄ .kg VS ₀ ⁻¹)	Mínima	32	107	199	307	27	69
	Máxima	812	417			32	128

CH₄,OZ (L CH₄.kg COD₀⁻¹)	Mínima	32,5	59,4	-		16	-	73,4
	Máxima	470,6	791,8	-	185	19,1	-	123
CH₄,aumento (L CH₄.kg VS₀⁻¹)	Mínima	-13,5	-49,2	-0,9		9,4		28,8
	Máxima	718	134,2		35	14,5	117	87,6
CH₄,aumento (L CH₄.kg COD₀⁻¹)	Mínima	-39,9	-34,4	-		5,6	-	-7,6
	Máxima	416,1	275,8	-	18,5	8,7	-	42
EB (kW.h.kg VS₀⁻¹)	Mínima	-1,79	-1,83	-0,12		-0,78		-1,26
	Máxima	1,76	0,17		-0,13	-0,35	18,7	-0,06
EB (kW.h.kg COD₀⁻¹)	Mínima	-1,45	-1,51	-		-0,47	-	-1,46
	Máxima	1,02	0,34	-	-0,08	-0,21	-	-0,29

Referência Bibliográfica

- (Bakhshi; Jauffur; Frigon, 2018; Bougrier *et al.*, 2006; Cheng; Hong, 2013; Chiappero *et al.*, 2019; Chiavola; D'amato; Boni, 2019; Erden; Filibeli, 2019; Nilsson *et al.*, 2019; Pei *et al.*, 2016; Silvestre *et al.*, 2015; (Bernal-Martinez *et al.*, 2007; Carballa *et al.*, 2007; Chiavola; D'amato; Boni, 2019; Le *et al.*, 2019; Li *et al.*, 2015; Nilsson *et al.*, 2019; Weemaes *et al.*, 2000) (Goel *et al.*, 2004) (Kobayashi *et al.*, 2009) (Wenjing *et al.*, 2019) (Goel *et al.*, 2004) (Chacana *et al.*, 2017; Scheminski; Krull; Hempel, 2000)
-

Yukesh
Kannah *et al.*,
2017)

S_{0V} = Sólidos voláteis; S_{0V}/S_{0T} = relação sólidos voláteis/sólidos totais; E_B = balanço energético;

2.5.3. Demanda energética

Apesar de todas as possíveis vantagens em se realizar a ozonização do lodo do FBP como pré-tratamento para co-digestão, é essencial que seja realizada uma análise da demanda energética para a geração de O₃. Através desses dados é possível avaliar se o ganho energético com o possível aumento na geração de biogás e a redução dos custos de disposição final do lodo com a redução de volume, compensam frente ao gasto com a geração de O₃.

Gomes (2023) realizou um levantamento bibliográfico da demanda energética para a produção de O₃, com valores variando entre 2,5 kWh/kg O₃ e 14,0 kWh/kg O₃. Essa variação se dá em função do equipamento utilizado e as condições dos testes, sendo obtida uma média de 7,5 kWh/kg O₃.

Tabela 13: Levantamento da demanda energética para geração de O₃.

Tipo de gerador de O₃	Demanda energética (kWh/kg O₃)	Referências
Ar Ambiente	2,5	(Ariunbaatar <i>et al.</i> , 2014; Cesaro; Belgiorno, 2020)
Não reportado	4,6	(Adarme <i>et al.</i> , 2017; Santos <i>et al.</i> , 2018; Travaini <i>et al.</i> , 2016)
Não reportado	6,6	(Domański <i>et al.</i> , 2017)
Oxigênio puro	7,0-8,0	(Adarme <i>et al.</i> , 2017; Aquino; Pires, 2016)
Não reportado	10,0	(Marcelino <i>et al.</i> , 2017)
Oxigênio puro	12,5	(Bakhshi <i>et al.</i> , 2018; Chiappero <i>et al.</i> , 2019; Chu <i>et al.</i> , 2009)
Ar ambiente	14,0	(Adarme <i>et al.</i> , 2017; Aquino; Pires, 2016)

Fonte: Gomes (2023).

3. Hipóteses

Com base em uma análise crítica da literatura apresentada anteriormente, foi possível elaborar as hipóteses descritas a seguir:

- 1) A ozonização aplicada como tratamento do lodo aeróbio de um FBP solubiliza os sólidos suspensos, reduzindo a massa de lodo a ser gerenciada em uma ETE;
- 2) A ozonização como pré-tratamento do lodo aeróbio de um FBP potencializa significativamente a produção de CH_4 , caso o lodo seja encaminhado para adensamento e digestão em um reator UASB;
- 3) Existe uma dose de O_3 na qual se tem um balanço energético favorável à utilização do processo de pré-tratamento do lodo aeróbio de um FBP para adensamento e digestão em um reator UASB cujo aproveitamento energético do biogás é realizado.

4. Objetivos

4.1. Objetivo geral

O presente estudo possui o objetivo de avaliar os efeitos da pré-ozonização do lodo aeróbio proveniente de um filtro biológico percolador sobre a solubilização dos sólidos suspensos e a produção de biogás na etapa de biodigestão anaeróbia em reator UASB.

4.2. Objetivos específicos

- 1) Avaliar o efeito da pré-ozonização de lodo advindo de FBP sobre a produção de biogás a partir de lodo de reator UASB;
- 2) Avaliar o efeito da pré-ozonização sobre a solubilização de sólidos de lodo advindo de FBP utilizado como pós-tratamento de efluente de reator UASB;
- 3) Analisar o balanço entre o gasto energético para o processo de ozonização do lodo aeróbio e o ganho energético decorrente do incremento da produção de metano na etapa anaeróbia.

5. Materiais e métodos

5.1. Preliminares

Apresenta-se aqui uma síntese da metodologia utilizada para atingir os objetivos deste trabalho. Foi delineada uma metodologia de pesquisa composta por coleta de amostras e análises laboratorial. Inicialmente realizou-se a coleta de lodo aeróbio e lodo anaeróbio em uma ETE com fluxograma de tratamento composto por UASB e FBP, seguido pela caracterização dos lodos em laboratório. Enquanto o lodo anaeróbio foi coletado do compartimento de digestão do reator UASB da referida ETE, o lodo aeróbio foi coletado na linha de retorno de lodo do decantador pós FBP.

Com o resultado da concentração de sólidos totais, procedeu-se à ozonização, com as doses definidas segundo a literatura para lodo proveniente de sistema de lodos ativados (Cheng; Hong, 2013; Pei *et al.*, 2016; Yukesh Kannah *et al.*, 2017; Bakhshi; Jauffur; Frigon, 2018; Chiappero *et al.*, 2019; Chiavola; D'amato; Boni, 2019; Erden; Filibeli, 2019; Nilsson *et al.*, 2019). Após essa etapa, o lodo ozonizado foi utilizado para montagem do teste de potencial biometanogênico (BMP) misturado ao lodo anaeróbio e acompanhado de grupo controle formado por lodo aeróbio não ozonizado.

A montagem do ensaio de BMP se deu por meio da mistura do lodo do reator UASB com o lodo do FBP, utilizando amostras não ozonizadas e ozonizadas. Para a definição da proporção da mistura, realizou-se um balanço de massa, de forma a simular o envio de 100% do lodo tipicamente gerado em FBP para um reator UASB. A montagem permitiu simular o cenário de um reator trabalhando com o envio de lodo e avaliar o impacto da ozonização sobre as características o lodo do FBP e sobre a produção de biogás na etapa anaeróbia.

A Figura 4 apresenta o fluxograma das etapas gerais do estudo, sendo que o detalhamento das ações é feito nos tópicos subsequentes.

Figura 4: Fluxograma geral das etapas metodológicas.



Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

5.2. Amostras de lodo

As amostras coletadas foram enviadas ao Laboratório de Qualidade Ambiental (LAQUA) da Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF), onde foram armazenadas em geladeira.

O lodo utilizado neste estudo foi coletado de uma estação de tratamento de efluentes com capacidade para tratar até 136 L/s, composta pelas unidades de tratamento de reator UASB, seguido de FBP e decantador secundário, sendo realizado o envio do lodo do decantador secundário para o UASB em sua operação. A coleta foi realizada no compartimento de digestão do reator UASB (altura de 0,5m em relação ao fundo) e na linha de envio de lodo do decantador secundário pós-FBP.

Foi realizada uma caracterização dos lodos aeróbio e anaeróbio considerando os parâmetros sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV), pH, DQO e DQO filtrada, seguindo metodologias descritas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2022). Destaca-se que todas as análises foram realizadas em triplicata, no laboratório de qualidade ambiental – LAQUA da Universidade Federal de Juiz de Fora.

5.3. Ozonização

As doses de O_3 aplicadas ao lodo aeróbio do FBP foram balizadas por estudos da literatura aplicados a sistemas de lodos ativados, sendo definidas três doses de O_3 : 20 mgO_3/g ST, 150 mgO_3/g ST e 275 mgO_3/g ST. Estes valores são apontados por diversos estudos (Cheng; Hong, 2013; Pei *et al.*, 2016; Yukesh Kannah *et al.*, 2017; Bakhshi; Jauffur; Frigon, 2018; Chiappero *et al.*, 2019; Chiavola; D'amato; Boni, 2019; Erden; Filibeli,

2019; Nilsson *et al.*, 2019) como ideais em termos de solubilização da matéria orgânica e balanço energético positivo, considerando o gasto energético para geração de O_3 . Ressalta-se que a definição das doses foi embasada em estudos realizados com lodo de sistemas de lodos ativados, uma vez que não se tem na literatura relatos de ensaios de ozonização com lodo de FBP.

O resultado da concentração de sólidos totais (ST) do lodo aeróbio foi utilizado para calcular o tempo de ozonização necessário para se atingir a dose desejada. Após a ozonização, realizou-se as análises dos mesmos parâmetros supramencionados em cada amostra de lodo ozonizado, de forma a identificar o efeito do O_3 na concentração de ST, SV e pH no lodo.

Para a ozonização do lodo foi utilizado o ozonizador da marca Panozon, modelo 058011 - Panozon XPM 300 SC, composto por um secador de ar (Figura 5), seguido de um gerador de O_3 (Figura 6). O O_3 produzido foi injetado no aparato de ozonização (Figura 7), composto por um tubo contendo 0,7 L de lodo aeróbio. Por fim, ocorreu a coleta do gás de saída, sendo direcionado para frascos lavadores de gases com soluções de iodeto de potássio (KI) 0,01 mol/L, permitindo a quantificação do O_3 que não reagiu com a amostra.

Figura 5: Secador de ar.



Figura 6: Gerador de O_3 .



Figura 7: Amostra de lodo aeróbio no tubo durante a ozonização.



A quantificação do O_3 foi realizada utilizando-se o método iodométrico, titulando-se a solução de KI presente nos frascos que coletam o gás residual (Andrade, 2001),

permitindo a verificação da taxa de geração de O₃ pelo equipamento utilizado, bem como a quantidade de O₃ perdida no processo de ozonização das amostras de lodo (Poole; Cord-Ruwisch, 2004).

A determinação da taxa de produção de O₃ no gerador operando com fluxo de gás (ar+oxigênio) igual a 0,8 L/min foi calculada injetando-se O₃ diretamente nos frascos com solução de KI 0,01 mol/L. Posteriormente a solução de KI foi titulada, obtendo-se portanto, a taxa de geração de O₃ do equipamento, uma vez que não existiram perdas no sistema e todo gás reagiu com a solução de KI. Obteve-se uma taxa de geração de O₃ de 136,30 mgO₃/h.

A definição do tempo de ozonização para cada dose definida (20, 150 e 275 mgO₃/gST) se deu em função da taxa de geração de O₃ e da concentração de sólidos totais no lodo aeróbio. A Tabela 14 apresenta os cálculos e o tempo de ozonização utilizados.

Tabela 14: Cálculo do tempo de ozonização de cada amostra de acordo com a dose de O₃ desejada e a concentração de sólidos totais presente.

Dose de O ₃ (mgO ₃ /gST)	Volume de lodo do FBP utilizado na ozonização (mL)	Conc. ST no lodo do FBP (gST/L)	ST no lodo do FBP (gST)	O ₃ aplicado (mgO ₃)	Taxa de produção do equipamento (mgO ₃ /h)	Tempo de ozonização (horas)
20	700	4,54	3,18	63,68	136,3	00:28:02
150	700	4,54	3,18	477,64	136,3	03:30:16
275	700	4,54	3,18	875,68	136,3	06:25:29

Conhecendo-se a massa de O₃ produzida pelo reator e a massa de O₃ na solução de KI, obteve-se, através da diferença das massas, o O₃ consumido pela amostra, conforme Equação 9. Ressalta-se que para a quantificação da produção de O₃ pelo equipamento foi aplicado o mesmo método acima descrito, porém com todo o gás sendo direcionado para os frascos lavadores de gases *trap* com solução de KI 0,01 mol/L e posterior titulação da mesma.

$$[\text{O}_3]_{\text{consumido}} = [\text{O}_3]_{\text{produzido}} - [\text{O}_3]_{\text{saída}}$$

Equação 9

O balanço de massa é de extrema importância para quantificar o O₃ perdido na amostra e a eficiência de transferência do gás para o líquido, pois um dos fatores apontados como pontos de possível melhoria para se ter viabilidade no processo é a hidráulica do reator,

ou o sistema de injeção, como o uso de microbolhas, a qual pode aumentar a eficiência de transferência do O_3 , reduzindo a demanda energética necessária (Manterola; Uriarte; Sancho, 2008; Chu *et al.*, 2009).

Chu *et al.* (2008) realizaram estudo comparando a eficiência da ozonização entre um sistema normal e um sistema que produz microbolhas de O_3 , sendo obtido uma eficiência de 99% durante todo o período de ozonização para o sistema de microbolhas e uma eficiência que decaiu até atingir 72% para o sistema de bolhas grossas. Neste estudo foi utilizado um reator com bolhas grossas, esperando-se eficiências de transferência de O_3 próximas a 70%.

5.4. Análise do potencial biometanogênico

Após a ozonização, fez-se necessária a definição da proporção de mistura do lodo aeróbio e o lodo anaeróbio para os ensaios de potencial biometanogênico. Para realizar essa definição, foram utilizados os resultados da concentração de ST do lodo anaeróbio e aeróbio, além de ter sido elaborado um balanço de massa de uma estação de tratamento de efluentes baseada em reator anaeróbio do tipo UASB e FBP, utilizando-se dados de literatura para estimar a relação da produção entre o lodo anaeróbio e aeróbio.

Buscando abranger o tratamento de 100% do lodo gerado no decantador secundário, definiu-se pela ozonização e envio teórico de todo lodo aeróbio para o reator UASB. Segundo os cálculos elaborados, para cada 1 kgST de lodo anaeróbio acumulado no reator, são gerados 0,06626 kgST de lodo aeróbio, devendo ser utilizada essa proporção para mistura do lodo e montagem do equipamento de medição de geração de CH_4 .

A análise do potencial biometanogênico foi realizada através do equipamento da *Anaero Technology Ltd*, modelo *Nautilus* (Reino Unido), o qual é composto por duas unidades, sendo a primeira a unidade onde localizam-se os jarros para colocação das amostras (Figura 8a). Os jarros foram mantidos em banho maria em temperatura controlada pelo equipamento, sendo adotada a temperatura de 30°, conforme utilizado em outros estudos. As amostras permanecem nos recipientes em agitação durante os ensaios.

O equipamento possui 15 frascos de 1,0 L cada, permanecendo tampados e vedados, possuindo apenas uma saída de gás, a qual é conectada, através de uma mangueira, no módulo de análise gasosa (Figura 8b). Neste módulo o biogás gerado passa por uma

solução alcalina supersaturada de hidróxido de sódio, de forma que após a reação apenas o CH₄ seja contabilizado pelo equipamento.

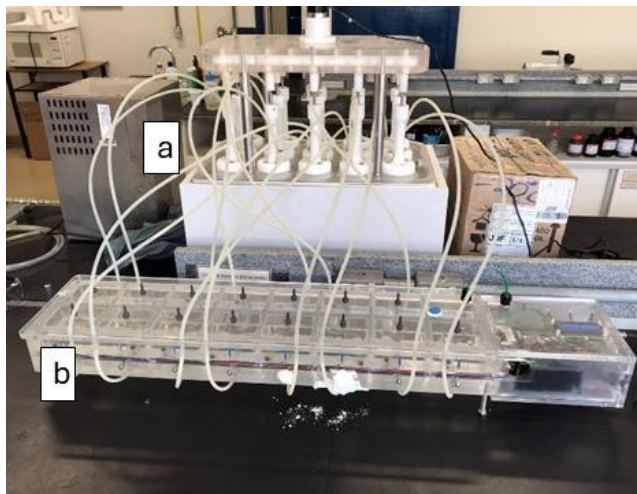
Considerando que o equipamento possui 15 frascos para análises e cada análise foi realizada em triplicata, foram considerados cinco ensaios diferentes. A divisão dos frascos foi realizada de forma a analisar as seguintes amostras: i) lodo apenas do reator UASB (branco 1); ii) lodo do reator UASB e lodo do FBP não ozonizado (grupo controle); iii) lodo do reator UASB e lodo do FBP ozonizado com dose de 20 mgO₃/g ST; iv) lodo do reator UASB e do FBP ozonizado com dose de 150 mgO₃/g ST; v) lodo do reator UASB e lodo do FBP ozonizado com dose de 275 mgO₃/g ST.

Para o tratamento dos dados de geração de metano no grupo controle e nos grupos experimentais, a produção acumulada de metano dos testes foi deduzida da produção acumulada de metano nos frascos com apenas lodo anaeróbico do reator UASB.

Tabela 15: Montagem das amostras para análise do potencial biometanogênico.

Número do Frasco	Volume de lodo anaeróbico (mL)	Volume de lodo aeróbico (mL)	Volume total de amostra (mL)	Dose de O₃ (mgO₃/gST)
1, 2 e 3	450	0	600	NA
4, 5 e 6	450	162,60	612,60	0
7, 8 e 9	450	162,60	612,60	20
10, 11 e 12	450	162,60	612,60	150
13, 14 e 15	450	162,60	612,60	275

Figura 8: Compartimento de banho maria (a) conectado ao módulo de medição de gás (b) do equipamento de medição do potencial biometanogênico.



5.5. Balanço energético

O cálculo do balanço energético foi realizado buscando permitir uma comparação entre o potencial energético do grupo controle (lodo UASB + Lodo FBP sem ozonização) e o acréscimo do potencial energético em função da elevação da geração de metano obtida com a ozonização do lodo do FBP, comparando com a demanda para produção do O_3 .

Foram considerados três diferentes cenários de demanda energética, sendo eles: i) cenário I: demanda energética de produção de O_3 de $2,5 \times 10^{-3}$ kW. h. g^{-1} O_3 ; ii) cenário II: demanda energética de produção de O_3 de $7,5 \times 10^{-3}$ kW. h. g^{-1} O_3 ; iii) cenário III: demanda energética de produção de O_3 de $14,0 \times 10^{-3}$ kW. h. g^{-1} O_3 . Esses valores representam o mínimo, médio e máximo obtidos na revisão da literatura. Os cálculos foram realizados conforme metodologia descrita por Gomes (2023):

- 1) O balanço energético foi obtido pela diferença entre a elevação da produção de metano do substrato ozonizado e a energia requerida para geração do O_3 . As Eq. 10 a 12 demonstram os cálculos realizados.

$$BE = E_{CH_4 \text{ adicionada}} - E_{O_3 \text{ req}} \quad (\text{Eq. 10})$$

$$E_{CH_4 \text{ adicionada}} = \eta * VCL_{CH_4} * (CH_{4,oz} - CH_{4,Noz}) \quad (\text{Eq. 11})$$

$$E_{O_3,req} = O_{3,aplicado} * E_{O_3}, \quad (\text{Eq. 12})$$

Onde:

BE = balanço energético;

$E_{CH_4 \text{ adicionada}}$ = energia adicionada pelo incremento da geração de CH_4 (kW);

$E_{O_3,req}$ = energia requerida para geração de O_3 (kW);

η = eficiência de conversão para geração de energia em motores a combustão (30%);

VCL_{ch_4} = Valor Calorífico Específico Líquido do metano ($9,97 \times 10^{-3}$ kW. h. L^{-1} CH_4);

$CH_{4,oz}$ = Produção de metano da amostra ozonizada (L $CH_4.g^{-1}$ ST);

$CH_{4,oz}$ = Produção de metano da amostra não ozonizada (L $CH_4.g^{-1}$ ST);

$O_{3,aplicado}$ = dose de O_3 aplicada (mgO_3/gST);

E_{O_3} = Demanda energética para produção de O_3 .

Vale notar que o balanço energético foi realizado considerando um cenário de uso do biogás para a produção de energia elétrica (cenário mais comum hoje no Brasil). Entretanto, é possível ainda uma avaliação baseada no seu uso térmico (seja para aplicação na própria ETE para tratamento do lodo ou como combustível) ou no seu beneficiamento a biometano. Nesse último caso, possivelmente um cenário mais promissor a um balanço econômico favorável ao uso da técnica de ozonização.

6. Resultados e discussão

6.1. Balanço de massa do O_3

A transferência de massa é um fator altamente relevante nos estudos de viabilidade de ozonização de lodo, pois quanto menor a eficiência, maior serão as perdas, ou seja, eleva-se o custo de operação (Cheng; Hong, 2013). Conforme relatado na revisão bibliográfica, a viabilidade no processo vem sendo estudada em termos de balanço energético, correlacionando a demanda energética na produção do O_3 com a energia gerada pelo incremento da produção de metano.

Conclui-se, portanto, que, com o aumento da eficiência na transferência de massa, reduz-se as perdas e a demanda energética, podendo viabilizar o processo em termos de balanço energético e, em última análise, financeiramente. Conforme os dados apresentados na Tabela 16, para o processo de ozonização adotado no teste em bancada, observa-se a redução expressiva da eficiência de transferência do O_3 para a massa líquida com o aumento da dose, ou seja, uma maior perda do O_3 gerado, podendo estar relacionado com o aumento da saturação de O_3 presente no meio.

Tabela 16: Balanço de massa no processo de ozonização.

Dose (mgO₃/gST)	20	150	275
massa de O ₃ produzida durante a ozonização (mg O ₃)	63,7	477,6	875,7
massa de O ₃ no <i>off gas</i> (mg O ₃)	3,6	90,2	345,9
massa de O ₃ transferida para a amostra (mg O ₃)	60,1	387,4	529,8
% O ₃ perdida	5,7%	18,9%	39,5%
% O ₃ absorvida pela amostra	94,4%	81,1%	60,5%

Nos testes realizados, utilizou-se um reator onde o O₃ era introduzido no lodo através de bolhas grossas, por meio de um tubo perfurado na parte inferior do reator. Existem algumas alternativas que podem ser exploradas em busca de uma melhor eficiência no processo, como a introdução de microbolhas, as quais possuem maior superfície de contato. Estudos indicam também que outras formas podem apresentar uma melhor eficiência, como o uso do tubo de pitot ou difusores que apliquem O₃ através de microbolhas (Chu *et al.*, 2008). O aumento da eficiência pode alterar significativamente a análise de viabilidade. Tem-se como exemplo o estudo de Chu *et al.* (2008) onde os autores atingiram até 99% de eficiência na transferência de massa com um sistema de microbolhas (dose de O₃ variando entre 6 e 160 mgO₃/gST).

6.2. Variação das características do lodo no processo de ozonização

Conforme descrito na seção 5.2, a caracterização do lodo foi realizada através da análise de pH, sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV), DQO e DQO filtrada. Os resultados da caracterização são apresentados na Tabela 17. Observa-se que o lodo anaeróbio possui concentração de ST de 2,4% ± 0,5, enquanto o lodo aeróbio apresentou, inicialmente, concentrações próximas a 4,5% ± 0,6. Tanto o lodo aeróbio quanto o lodo anaeróbio apresentam concentrações de sólidos totais dentro dos valores relatados em literatura (Müller *et al.*, 1998; Andreoli; Sperling; Fernandes, 2007; Erden; Filibeli, 2019; Singh *et al.*, 2020).

Outra observação importante é quanto a relação SV/ST do lodo. Conforme reportado em literatura, valores entre 0,60 e 0,65 para esta relação indicam um lodo já estabilizado,

enquanto valores acima de 0,65 indicam um lodo ainda não estabilizado (Andreoli; Sperling; Fernandes, 2007; Sperling, 2015). Observando-se os resultados para o lodo aeróbio, com relação SV/ST igual a 0,75, eles indicam uma amostra de lodo ainda não estabilizada. Assim, o envio do lodo do sistema FBP para digestão no UASB pode contribuir para a estabilização do lodo aeróbio.

A análise de sólidos conjugada à análise de DQO solúvel é de suma importância no entendimento do processo de mineralização e solubilização de matéria orgânica na ozonização (Chu *et al.* 2008).

Tabela 17: Resultados da caracterização do lodo anaeróbio e aeróbio pré-ozonização e resultado da variação na característica do lodo aeróbio pós ozonização.

Amostra	Dose de O ₃ no lodo (mgO ₃ /gST)	Sólidos totais (g/L)	Média ST (g/L)	Desvio Padrão de ST	Sólidos Voláteis (g/L)	Média SV (g/L)	Desvio Padrão SV	Relação SV/ST	pH da amostra	Varição ST após ozonização (%)	Varição SV após ozonização (%)
Lodo Anaeróbio	NA	0*	24,81	0,47	0*	16,60	0,29	0,67	6,0		
	NA	25,14			16,81						
	NA	24,48			16,40						
Lodo Aeróbio	NA	4,99	4,55	0,59	3,78	3,43	0,48	0,75	5,0		
	NA	4,77			3,63						
	NA	3,88			2,88						
Lodo Aeróbio Ozonizado 20 mgO ₃ /gST		3,19	3,20	0,03	2,38	2,43	0,04	0,76	5,0	-29,71%	-29,15%
	20	3,23			2,44						
		3,17			2,46						
Lodo Aeróbio Ozonizado 150 mgO ₃ /gST		2,95	2,97	0,05	2,24	2,27	0,03	0,76	5,0	-34,61%	-33,77%
	150	2,95			2,29						
		3,03			2,29						
Lodo Aeróbio Ozonizado 275 mgO ₃ /gST		2,22	2,25	0,04	1,67	1,70	0,03	0,76	5,0	-50,62%	-50,42%
	275	2,29			1,72						
		2,22			1,71						

*Valores desconsiderados no cálculo da média e desvio padrão

A redução de sólidos voláteis associada ao incremento na DQO solúvel aponta para a ocorrência de ambos os processos, mineralização e solubilização de parte matéria orgânica, neste último caso explicando a elevação da geração de metano no processo de biodigestão do lodo aeróbio ozonizado, conforme será tratado no item subsequente. A solubilização se dá em função das doses aplicadas e o pH do meio, que apresentou valor igual a 5 nos testes, favorecendo o mecanismo de reação direta do O_3 .

Nesse sentido, verifica-se um decréscimo da concentração de SV com o aumento da dosagem de O_3 , sendo as percentagens de redução de 29,2%, 33,8%, 50,4% quando se compara o lodo aeróbio sem ozonização e as amostras ozonizadas com doses de 20, 150 e 275 mgO_3/gST , respectivamente. Além do aumento no potencial de geração de metano, autores como Bougrier *et al.*, 2007; Catenacci *et al.*, 2022; Low; Chase, 1999 avaliam o uso do O_3 para a redução da massa de lodo gerado em ETEs. Os resultados obtidos neste estudo, conforme relatado acima e apresentados na Tabela 17, corroboram a possibilidade da redução de massa de lodo a ser gerenciada na ETE.

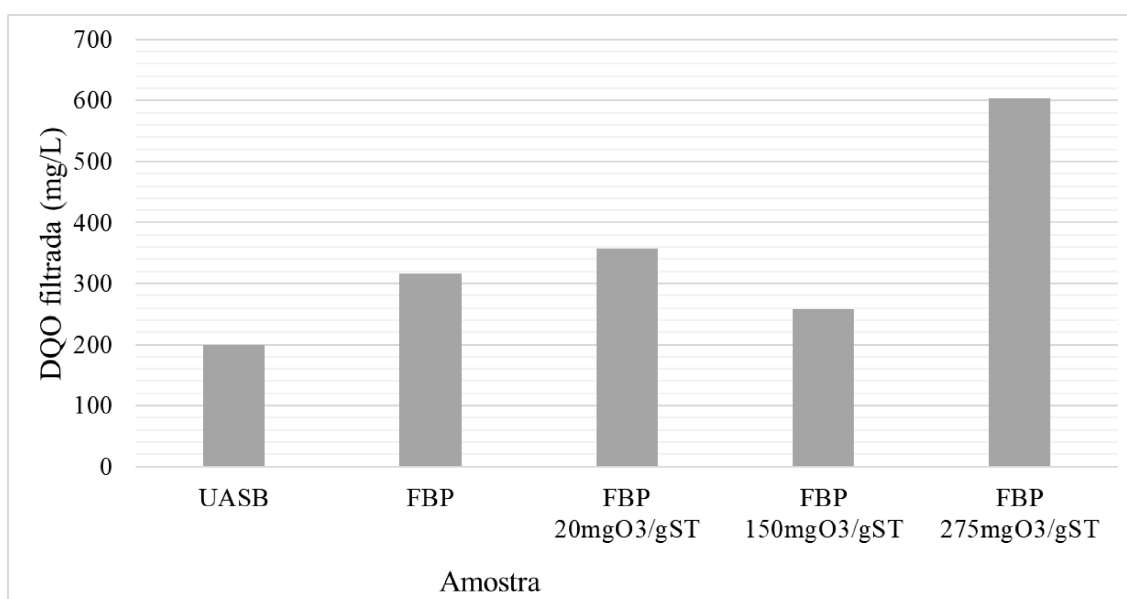
A redução da massa do lodo ocorre através da mineralização da matéria orgânica, trazendo benefícios como redução nos custos de descarte de lodo e redução da carga de sólidos afluente ao reator UASB. Essa redução pode minimizar o possível problema da deterioração da qualidade do efluente do reator UASB pela perda de sólidos.

A manutenção da relação SV/ST na amostra de lodo aeróbio com o aumento da dose de O_3 aponta que esse processo de mineralização da matéria orgânica prevaleceu pouco em relação ao processo de quebra da matéria orgânica na forma sólida para a forma solúvel (Catenacci *et al.*, 2022). Esse resultado indica que, mesmo nas doses mais elevadas aplicadas neste estudo (150 e 275 mgO_3/gST), a mineralização da matéria orgânica não tende a ser um fator de restrição na geração de metano na etapa subsequente de biodigestão do lodo aeróbio ozonizado. Tal resultado é esperado em função do pH do meio no qual foi realizada a ozonização ($pH = 5$), ocorrendo a reação direta do O_3 . Resultados semelhantes foram obtidos por Catenacci *et al.* (2022), em que foi observado que a mineralização não foi significativa em doses de O_3 inferiores a 260 mgO_3/gSV para lodo de ETE.

Com relação à DQO filtrada, esperava-se que ocorresse um aumento após a ozonização do lodo do FBP, com aumentos maiores para doses de O_3 maiores, conforme relatado por

Bougrier *et al.* (2007), Manterola; Uriarte; Sancho (2008) e Catenacci *et al.* (2022). Entretanto, conforme observa-se na Figura 9, esta tendência se manteve apenas nas amostras onde foram aplicados 20 e 275 mgO₃/gST, com variações de DQO filtrada iguais a 12% e 90%, respectivamente. Já na dose de 150 mgO₃/gST ocorreu uma redução de 18% quando comparada as demais amostras. Esse fato pode ser explicado por erros de análise laboratoriais, uma vez que não foram encontrados na literatura relatos semelhantes.

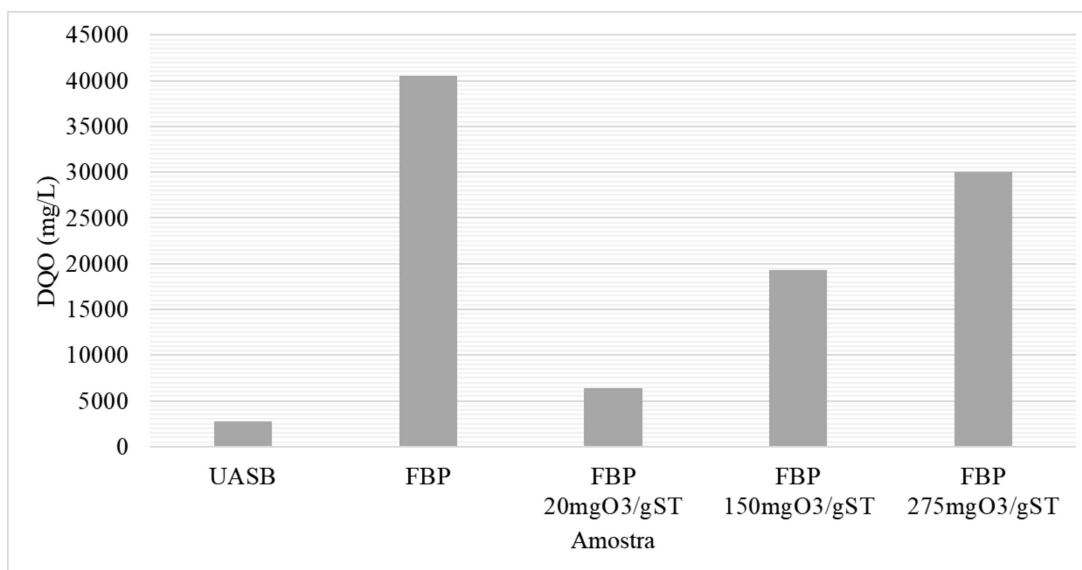
Figura 9: Valores de DQO filtrada das amostras de lodo.



Para o parâmetro DQO total, também era esperado uma diminuição nas concentrações após a ozonização (em relação ao lodo do FBP sem ozonização), uma vez que parte da matéria orgânica foi mineralizada, conforme observado nos resultados das análises de SV. A

Figura 10 apresenta os resultados obtidos, os quais apontam para essa redução.

Figura 10: Valores de DQO da amostra de lodo.



6.3. Geração de metano

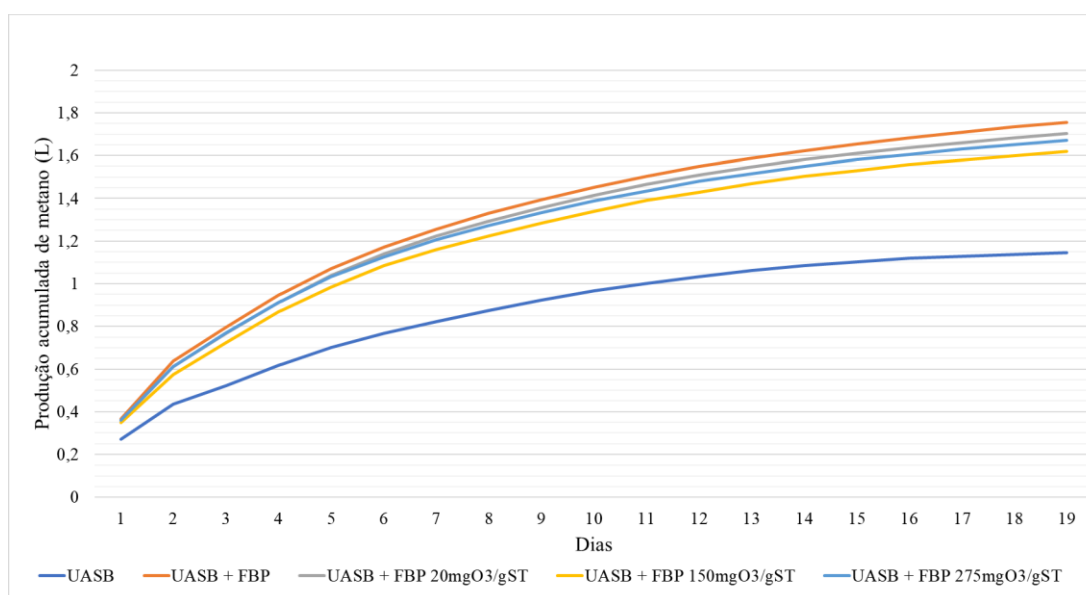
Um dos objetivos da pesquisa foi a avaliação do efeito da aplicação do O₃ sobre o potencial biometanogênico do lodo aeróbio proveniente do FPB. Ao longo de 19 dias acompanhou-se a geração de metano registrada no equipamento, sendo o teste interrompido após a estabilização da curva da geração acumulada de metano. A Figura 11 apresenta os resultados da produção acumulada de metano para o branco/inóculo (apenas lodo do reator UASB), grupo controle (lodo do reator UASB + lodo do FBP) e grupos experimentais (lodo do reator UASB + lodo do FBP ozonizado em diferentes doses).

Observa-se que em todos os frascos a curva comportou-se da forma esperada, ou seja, uma maior geração nos primeiros dias, seguido de uma redução da atividade metanogênica, acarretando a estabilização da curva ao longo do tempo.

Analisando o gráfico, percebe-se um incremento de 25% na geração de metano em função da mistura do lodo aeróbio com o lodo anaeróbio, quando se compara a geração do frasco que possuía apenas lodo anaeróbio. Vale lembrar que a proporção de mistura de lodo anaeróbio com lodo aeróbio adotada nos ensaios de potencial biometanogênico do presente estudo buscou representar a proporção teórica encontrada em uma ETE (UASB = FBP) operando em condições típicas.

O aumento do potencial biometanogênico e da conseqüente geração de metano também foi observado por outros autores (Pontes; Chernicharo, 2009). Pontes (2003), ao estudar o retorno de lodo de FBP para adensamento e digestão em reatores UASB, em experimento em escala piloto constatou uma elevação de 11% na geração de biogás. Já na escala demonstração, o incremento na produção de biogás pelo retorno de lodo aeróbio foi de 28%.

Figura 11: Gráfico da geração acumulada de metano em relação ao lodo do reator UASB (branco).



Ainda de acordo com os dados apresentados na Figura 11, o volume de metano gerado ao longo dos 19 dias de experimento foi de 1,4 L para o lodo anaeróbio. Já nos frascos onde foi realizada a mistura, a geração foi de (i) 1,75L para lodo de UASB com o lodo do FBP sem ozonização; (ii) 1,70L para lodo de UASB com lodo do FBP após ozonização com dose de 20 mgO₃/gST, (iii) 1,62L para lodo de UASB com lodo do FBP após ozonização com dose de 150 mgO₃/gST e (iv) 1,67L para lodo de UASB com lodo do FBP após ozonização com dose de 275 mgO₃/gST. A elevação na produção acumulada de metano

variou entre 16% e 25% nos frascos que continham amostras de lodo aeróbio em relação aos frascos com amostra apenas de lodo anaeróbio. Observa-se que somente o fato de envio de lodo ao UASB já impacta de forma positiva a geração de metano. A menor geração acumulada de metano para os frascos contendo lodo de FBP ozonizado em relação aos frascos contendo lodo de FBP não ozonizado pode ser explicada pela redução nos teores de ST e SV, conforme já discutido. No entanto, como será tratado nos próximos parágrafos, há ganhos de produção de metano quando os resultados são expressos em termos de volume de metano produzido por massa de ST ou SV.

Para a estimativa do incremento da produção de metano em função do envio de lodo do FBP para o reator UASB e o incremento em função da ozonização, foi subtraído o valor da produção de metano registrado nos frascos que continham apenas o lodo do UASB. A análise de produção foi realizada tanto em relação aos sólidos voláteis quanto aos sólidos totais.

A produção de metano a partir do lodo aeróbio sem ozonização foi de 2,37 LCH_{4v}/gST (3,14 LCH₄/gSV), sendo este valor superior ao apresentado por Catenacci *et al.* (2022), porém inferiores ao encontrado por outros autores, como Hodaei *et al.* (2021). Ressalta-se que os autores utilizaram lodo proveniente de LA e não de FBP em seus estudos. As divergências também podem ser explicadas pelas condições experimentais nas quais cada estudo foi conduzido, pois conforme já relatado, fatores como pH podem influenciar os resultados.

Por meio dos resultados apresentados na

Figura 12 e na Figura 13, observa-se que a ozonização do lodo incrementa a produção de metano, quando comparado com o lodo sem ozonização. Dentre as amostras que foram ozonizadas, as doses de 20 mgO₃/gST e 150 mgO₃/gST apresentam valores de produção de metano bem próximos, 3,27 LCH₄/gST (4,30 LCH₄/gSV) e 3,34 LCH₄/gST (4,38

LCH₄/gSV), respectivamente. Já na dose de 275 mgO₃/gST, a produção de metano foi de 4,57 LCH₄/gST (6,04 LCH₄/gSV), sendo este resultado 93% superior à produção do lodo sem ozonização, 40% superior a dose de 20 mgO₃/gST e 37% superior à registrada na dose de 150 mgO₃/gST, comparando os valores de produção em relação a ST. Em relação à diferença entre a dose de 20 mgO₃/gST e 150 mgO₃/gST ocorreu uma redução de 2% em termos de produção por grama de ST, sendo essa diferença podendo ser atribuída à própria imprecisão do método (na prática, poderiam ser considerados resultados iguais).

A análise da geração de metano relacionada com a dose é de extrema importância, pois influenciou diretamente o balanço energético apresentado posteriormente, uma vez que, conforme aumenta-se a dose, o gasto energético é maior. O valor do pH no qual foi realizada a ozonização e os dados de incremento na geração de metano corroboram para a hipótese de que a solubilização de sólidos predominou em relação à mineralização da matéria orgânica.

Comparando os resultados obtidos no presente estudo com os dados da literatura apresentados na Tabela 12, percebe-se uma variação grande nos valores relatados para aumento da produção de CH₄, sendo que para o lodo misto (primário + secundário), ocorreu a variação entre -49,20 e 134,20 LCH₄/gSV, indicando que alguns estudos identificaram uma redução na geração de biogás. Os resultados encontrados nos experimentos apresentados nesse estudo estão compatíveis com a literatura consultada, com a ressalva da baixa disponibilidade de dados para estudo com lodo de FBP, uma vez que os estudos utilizam lodo de LA.

Comparando-se as doses aplicadas de O₃, também existe uma variação, não havendo um consenso sobre a dose mais eficiente, fato esperado em função das diferentes características dos lodos estudados por diversos autores. Segundo os relatos dos autores Bakhshi; Jauffur; Frigon, 2018; Bougrier *et al.*, 2006; Cheng; Hong, 2013; Chiappero *et al.*, 2019; Chiavola; D'amato; Boni, 2019; Erden; Filibeli, 2019; Nilsson *et al.*, 2019; Pei *et al.*, 2016; Silvestre *et al.*, 2015; Yukesh Kannah *et al.*, 2017, fatores como pH, condições hidráulicas da ozonização e fonte do lodo influenciam diretamente o resultado, variando, também, a melhor dose a ser utilizada.

Dentre os parâmetros que podem afetar os resultados, destaca-se o pH, uma vez que em condições alcalinas ocorre preferencialmente a mineralização da matéria orgânica, reduzindo a produção de metano.

Em suma, este trabalho encontrou valores condizentes com os já relatados anteriormente em outros estudos, com resultados indicando um potencial positivo na técnica de ozonização para pré-tratamento do lodo secundário visando a digestão e adensamento no reator UASB.

Figura 12: Produção acumulada de metano em relação à concentração de sólidos totais.

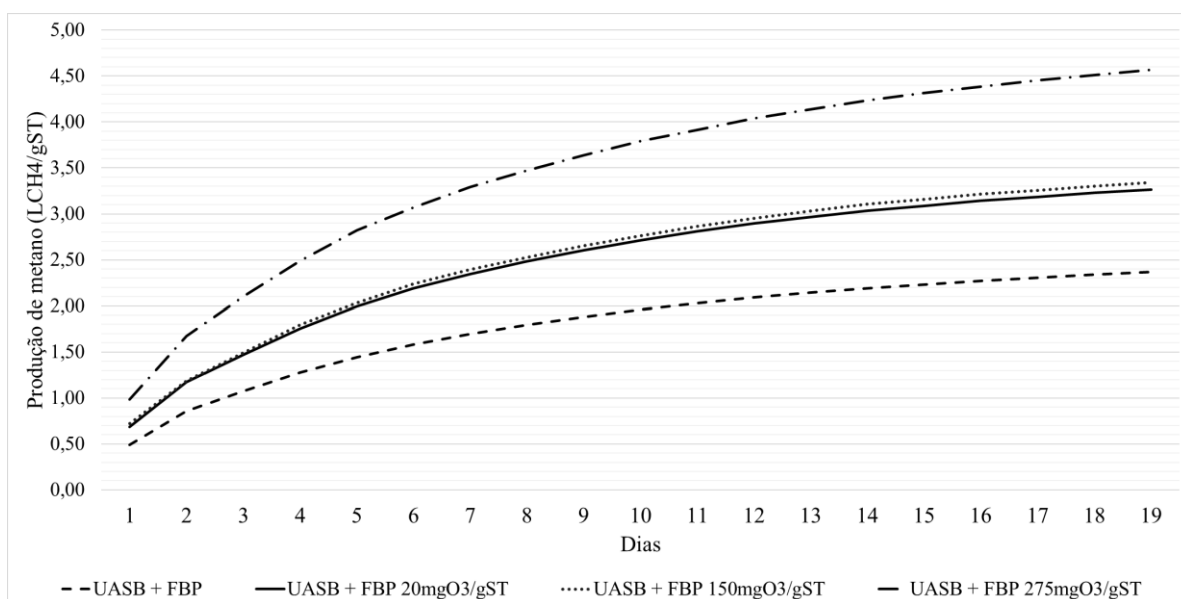
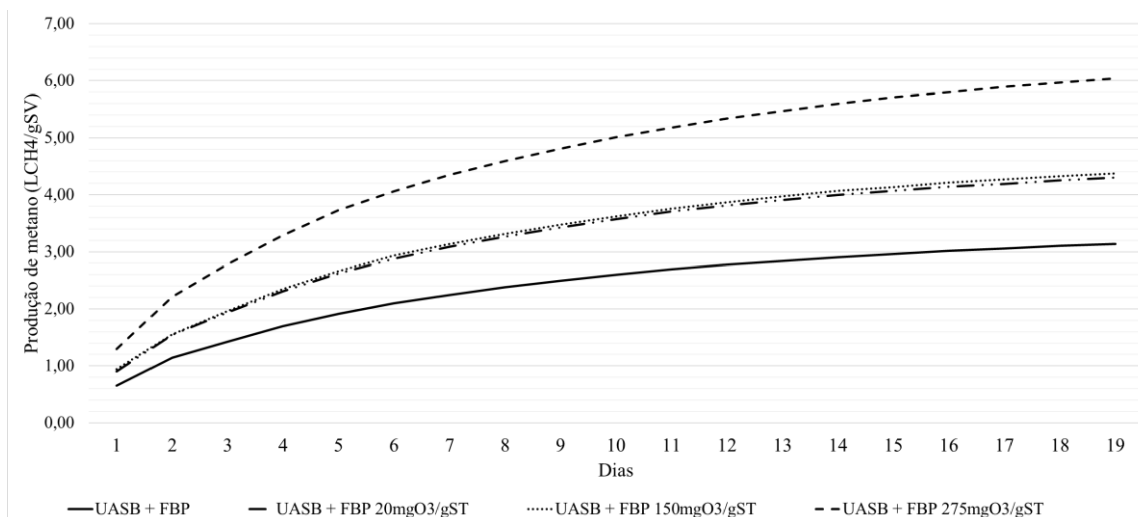


Figura 13: Produção acumulada de metano em relação à concentração de sólidos voláteis.



6.4. Balanço energético

Foi realizado o balanço energético conforme a metodologia apresentada na seção 5.5, buscando avaliar se a ozonização seria capaz de elevar a produção de metano em relação à amostra do grupo controle, de forma a compensar o gasto para produção de O_3 , sendo os resultados apresentados na Figura 14,

Figura 15 e Figura 16. Vale lembrar que, para esse balanço foi considerado o cenário de uso do biogás para geração de energia elétrica.

Os resultados apontam a percentagem do aumento, já descontando o gasto para produção de O_3 . Portanto, percebe-se que em todos os cenários avaliados, para todas as doses de O_3 , o balanço é positivo, indicando que a ozonização é capaz de produzir metano suficiente para compensar o gasto energético.

Outro ponto a ser destacado é que a maior dose aplicada proporcionou um balanço energético mais favorável, ou seja, melhor relação custo/benefício do uso da técnica. Esses resultados reforçam o argumento de que, nas condições aqui estudadas (pH, dose de O_3 e teor de sólidos no lodo do FBP), não houve predomínio de processo de mineralização da matéria orgânica, o que é um ponto muito favorável ao uso da técnica com a finalidade de incremento de produção de biogás.

Os experimentos foram conduzidos em condições controladas e em escala de bancada, portanto, outras pesquisas devem ser realizadas em busca do escalonamento do uso da técnica, variando não apenas a dose, mas também outros fatores como a configuração do reator, pois conforme relatado por Chu *et al.* (2008) o uso de microbolhas pode elevar de forma considerável a eficiência no processo de transferência de massa.

Figura 14: Balanço energético para o cenário I

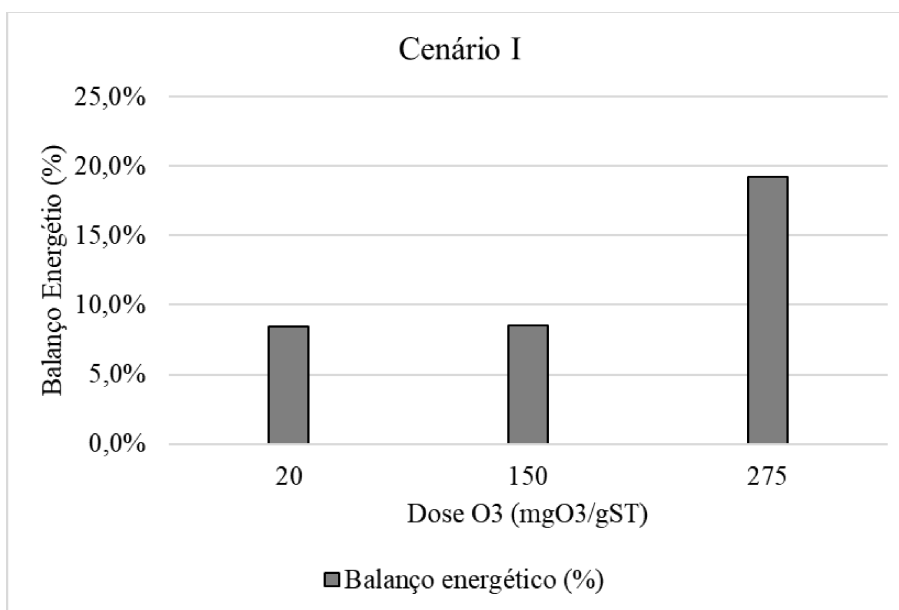


Figura 15: Balanço energético cenário II.

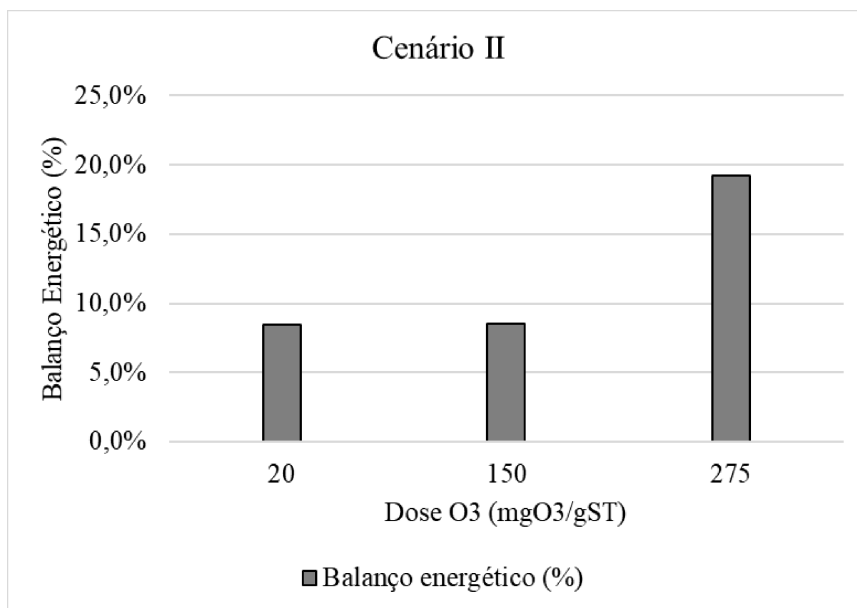
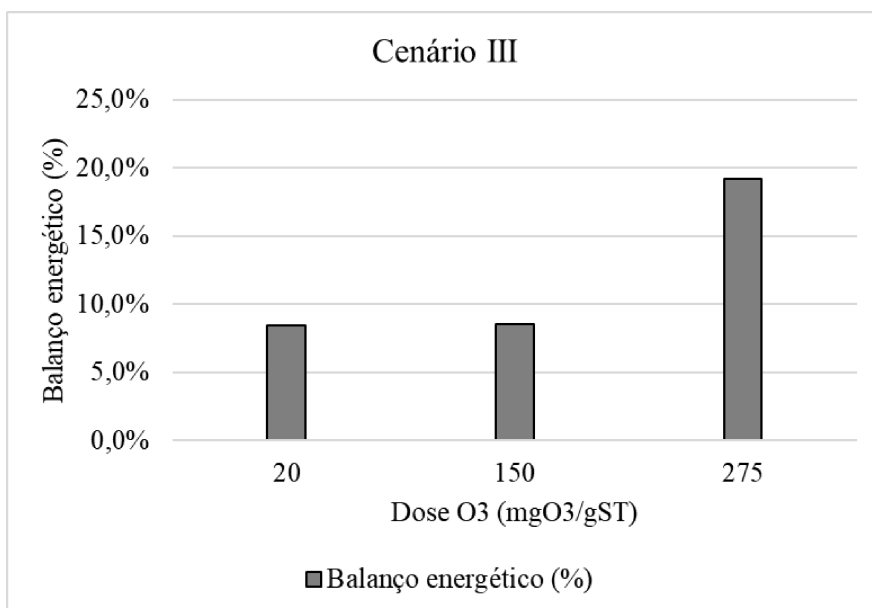


Figura 16: Balanço energético cenário III.



7. Conclusões

Os estudos relacionados à prática de envio de lodo biológico de sistemas aeróbios de tratamento de esgoto para digestão e adensamento em reatores anaeróbios do tipo UASB veem evoluindo ao longo dos anos. As pesquisas buscam alternativas para tornar o processo ainda mais viável, reduzindo problemas operacionais (perdas de sólidos no efluente tratado) e elevando o potencial de aproveitamento energético do biogás.

Paralelamente, os estudos que utilizam o O_3 como oxidante veem ganhando espaço na literatura, pois com a oxidação do lodo aeróbio antes da digestão no reator UASB, podem ser obtidas algumas vantagens, como: i) redução da carga de sólidos afluente ao reator UASB, reduzindo problemas com a deterioração da qualidade do efluente; ii) redução da massa/volume de lodo gerado na ETE; iii) aumento na produção de biogás.

Atualmente as pesquisas buscam atingir a dose ideal de O_3 , analisando cenários com variáveis controladas, de forma a viabilizar todo o processo, porém o foco não tem sido em termos de viabilidade energética, desconsiderando fatores importantes intrínsecos à operação de uma ETE. Ademais, destaca-se o enfoque dado ao sistema de lodos ativados, com um número reduzido de estudos em ETE que utilizam FBP.

No presente estudo, nas condições definidas para os testes, verificou-se que o balanço energético foi favorável (apresentando um balanço positivo que variou entre 8,5% e 19,2% nas situações simuladas) ao processo de pré-tratamento do lodo de FBP para posterior co-digestão em lodo de UASB, com a dose de 275 mgO_3/gST apresentando os melhores resultados. A produção de metano a partir do lodo ozonizado foi de 6,04 LCH_4/gST (1,90 LCH_4/gSV) para a maior dose de O_3 aplicada, frente à 3,14 LCH_4/gST (1,09 LCH_4/gSV) para o lodo não ozonizado (incremento de 92% no potencial biometanogênico do lodo aeróbio). No entanto, ressalta-se que ainda devem ser conduzidos outros estudos com vistas ao escalonamento da técnica, variando não somente a dose, mas a configuração hidráulica do reator de ozonização, buscando uma maior eficiência na transferência de massa.

Ressalta-se que este resultado pode se alterar caso a dose de O_3 seja elevada ou o pH seja alterado, justamente por ocorrer a mineralização da matéria orgânica, sendo indicado que outros estudos sigam buscando a dose ideal, utilizando como base os resultados obtidos no presente estudo.

Em relação à massa de lodo gerado, tem-se uma boa perspectiva para aplicação prática em escala real, uma vez que a redução de sólidos chegou a 50% na dose de 275 mgO₃/gST.

Recomenda-se que mais estudos sobre o tema ainda devam ser realizados, com uma abordagem que abranja cada vez mais variáveis, incluindo, por exemplo, alterações na qualidade do efluente e eficiência de tratamento da ETE.

8. Referência bibliográfica

ABATZOGLOU, N.; BOIVIN, S. A Review of Biogas Purification Processes. **Biofuels, Bioproducts and Biorefining**, v. 3, p. 42-71. 2009.

Agência Nacional de Águas (ANA). Atlas esgotos: atualização da base de dados de estações de tratamento de esgotos no Brasil / Agência Nacional de Águas. - Brasília: ANA, 2020.

ANDRADE, J. C. Determinações iodométricas. **Rev. Chemkey**, n. 2, p. 1-6. 2001.

ANDREOLLI, C. V.; SPERLING, M. VON., FERNANDES, F. **Sludge treatment and disposal**. IWA Publishing: London, Biological Wastewater Treatment Series – Vol. 6, 2007.

ANGELIDAKI, I.; ALVES, M.; BOLZONELLA, D.; BORZACCONI, L.; CAMPOS, J. L.; GUWY, A. J.; KALYUZHNYI, S.; JENICEK, P.; VAN LIER, J. B. Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. *Water Science & Technology*, 2009.

APHA Standard Methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation, 24thed. Washington, 2022.

APPELS, L. *et al.* Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. **Progress in Energy and Combustion Science**, v. 34, n. 6, p. 755–781, 2008.

AQUINO, S.; CHERNICHARO, C.; FORESTI, E.; SANTOS, M.; MONTEGGIA, L. Methodologies for determining the specific methanogenic activity (SMA) in anaerobic sludges. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 12, p. 192-201. 2007.

ARAÚJO, T. M. S. Codigestão anaeróbia do lodo fresco do flotador e efluente bruto de um abatedouro de aves e potencial da produção de biogás. **Dissertação (Mestrado)** – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Pós-Graduação em Engenharia Agrícola. Cascavel, 73p., 2022.

BAKHSI, Z.; JAUFFUR, S.; FRIGON, D. Assessing energy benefits of operating anaerobic digesters at low temperature with solids pre-ozonation. **Renewable Energy**, v. 115, p. 1303–1311, 2018.

BERNAL-MARTINEZ, A. *et al.* Ozone pre-treatment as improver of PAH removal during anaerobic digestion of urban sludge. **Chemosphere**, v. 68, n. 6, p. 1013–1019, 2007.

BLEY JR., C. **A ENERGIA INVISÍVEL BIOGÁS**. 2ª ed. Foz do Iguaçu: ITAIPU Binacional, 2015.

BOUGRIER, C. *et al.* Effect of ultrasonic, thermal and ozone pre-treatments on waste activated sludge solubilisation and anaerobic biodegradability. **Chemical Engineering and Processing: Process Intensification**, v. 45, n. 8, p. 711–718, 2006.

BOUGRIER, C. *et al.* Combined ozone pretreatment and anaerobic digestion for the reduction of biological sludge production in wastewater treatment. **Ozone: Science and Engineering**, v. 29, n. 3, p. 201–206, 2007.

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 5-21, 2021.

CARBALLA, M. *et al.* Influence of ozone pre-treatment on sludge anaerobic digestion: Removal of pharmaceutical and personal care products. **Chemosphere**, v. 67, n. 7, p. 1444–1452, 2007.

CATENACCI, A. *et al.* Integration of sludge ozonation with anaerobic digestion: From batch testing to scenario analysis with energy, economic and environmental assessment. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 186, p. 106539, 2022.

CHACANA, J. *et al.* Ozonation of Primary Sludge and Digested Sludge to Increase Methane Production in a Chemically Enhanced Primary Treatment Facility. **Ozone: Science and Engineering**, v. 39, n. 3, p. 148–158, 2017.

CHANG, C.-C. *et al.* Source characterization of ozone precursors by complementary approaches of vehicular indicator and principal component analysis. **Atmospheric Environment**, v. 43, n. 10, p. 1771–1778, 2009.

CHENG, C.-J.; HONG, P. K. A. Anaerobic digestion of activated sludge after pressure-assisted ozonation. **Bioresource Technology**, v. 142, p. 69–76, 2013.

CHERNICHARO, C. A. DE L. *et al.* Panorama do tratamento de esgoto sanitário nas regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste do Brasil: tecnologias mais empregadas. **Revista DAE**, v. 66, n. 213, p. 5–19, 2018.

CHIAPPERO, M. *et al.* Investigation of pre-treatments improving low-temperature anaerobic digestion of waste activated sludge. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 131, p. 28–37, 2019.

CHIAVOLA, A.; D'AMATO, E.; BONI, M. R. Effects of low-dosage ozone pre-treatment on the anaerobic digestion of secondary and mixed sludge. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 35, p. 35957–35967, 2019.

CHU, L. B. *et al.* Enhanced sludge solubilization by microbubble ozonation. **Chemosphere**, v. 72, n. 2, p. 205–212, 2008.

CHU, L. *et al.* Progress and perspectives of sludge ozonation as a powerful pretreatment method for minimization of excess sludge production. **Water Research**, v. 43, n. 7, p. 1811–1822, 2009.

EL-MAMOUNI, R.; LEDUC, R.; GUIOT, S.R. Influence of synthetic and natural polymers on the granulation process. **Water Science and Technology**, v. 38, n. 8-9, p. 341-347, 1998.

ERDEN, G.; FILIBELI, A. Disintegration of biological sludge. A comparison between ozone oxidation and ultrasonic pretreatment. **Environment Protection Engineering**, v. 45, n. 3, p. 55–67, 2019.

FLORIPES, T. C.; CHERNICHARO, C. A. DE L.; MOTA FILHO, C. R. Avaliação do descarte de excesso de lodo secundário de FBP sobre o desempenho de reatores UASB em escala plena: estudo de caso da ETE Laboreaux Itabira-MG. **Revista DAE**, v. 66, n. 211, p. 89–104, 2018.

FREITAS, F. F. *et al.* The Brazilian market of distributed biogas generation: Overview, technological development and case study. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 101, p. 146–157, 2019.

GOEL, R. *et al.* Process performance and change in sludge characteristics during anaerobic digestion of sewage sludge with ozonation. **Water Science and Technology**, v. 49, n. 10, p. 105–113, 2004.

GOMES, F. B. R. Assessment of ozonation as a pretreatment to increase the methane production potential of dairy manure wastewater, UFJF, 2023.

HEUBECK, S.; CRAGGS, R.J. Biogas recovery from a temperate climate covered anaerobic pond. **Water Science and Technology**, v. 61, p. 1019–1026, 2010.

KASSAB, G. *et al.* Sequential anaerobic-aerobic treatment for domestic wastewater - A review. **Bioresource Technology**, v.101, n.10, p.3299-3310, 2010.

KOBAYASHI, T. *et al.* Upgrading of the anaerobic digestion of waste activated sludge by combining temperature-phased anaerobic digestion and intermediate ozonation. **Water Science and Technology**, v. 59, n. 1, p. 185–193, 2009.

LAGUNA, A. *et al.* A simple and low cost technique for determining the granulometry of upflow anaerobic sludge blanket reactor sludge. **Water Science and Technology**, v. 40, n. 8, p. 1-8, 1999.

LE, T. M. *et al.* Effect of assisted ultrasonication and ozone pretreatments on sludge characteristics and yield of biogas production. **Processes**, v. 7, n. 10, 2019.

LI, L. *et al.* Characteristics of volatile organic compounds and their role in ground-level ozone formation in the Beijing-Tianjin-Hebei region, China. **Atmospheric Environment**, v. 113, p. 247–254, 2015.

LOBATO, L. D. S. Aproveitamento energético de biogás gerado em reatores UASB: Tratando Esgoto Doméstico. **Tese (doutorado)** - Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia, Belo Horizonte, 184p., 2011.

LOBATO, L. C. S., BRESSANI-RIBEIRO, T., SILVA, B. S., FLÓREZ, C. A. D., NEVES, P. N. P., CHERNICHARO, C. A. L. Contribuição para o aprimoramento de projeto, construção e operação de reatores UASB aplicados ao tratamento de esgoto sanitário – Parte 3: Gerenciamento de lodo e espuma. **Revista DAE – edição especial**, v. 66, n. 214, p. 30-55, 2018.

LOW, E. W.; CHASE, H. A. Reducing production of excess biomass during wastewater treatment. **Water Research**, v. 33, n. 5, p. 1119–1132, 1999.

NAAZ, S. *et al.* Hybrid ozonation process for industrial wastewater treatment: Principles and applications: A review. **Journal of Water Process Engineering**, v. 35, p. 101193, 2020.

MANTEROLA, G.; URIARTE, I.; SANCHO, L. The effect of operational parameters of the process of sludge ozonation on the solubilisation of organic and nitrogenous compounds. **Water Research**, v. 42, n. 12, p. 3191–3197, 2008.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**. 4th Edition, McGraw-Hill, New York. 2003.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery**. 5th Edition, McGraw-Hill, New York. 2014.

MÜLLER, J. *et al.* Disintegration of sewage sludges and influence on anaerobic digestion. **Water Science and Technology**, v. 38, n. 8, p. 425–433, 1998.

NILSSON, F. *et al.* Impact of activated sludge ozonation on filamentous bacteria viability and possible added benefits. **Environmental Technology (United Kingdom)**, v. 40, n. 20, p. 2601–2607, 2019.

PARK, J. B. K.; TANNER, C. C.; CRAGGS, R. J. Assessment of sludge characteristics from a Biological Trickling Filter (BTF) system. **Journal of Water Process Engineering**, v. 22, p. 172–179, 2018.

PARK, J. B. K.; HEUBECK, S.; CRAGGS, R. J. Anaerobic Digestion and Dewatering of Biological Trickling Filter Sludge. **Journal of Environmental Engineering**, v. 146, n. 2, 2020.

PEI, J. *et al.* Comparison of ozone and thermal hydrolysis combined with anaerobic digestion for municipal and pharmaceutical waste sludge with tetracycline resistance genes. **Water Research**, v. 99, p. 122–128, 2016.

PONTES, P. P. *et al.* Performance evaluation of an UASB reactor used for combined treatment of domestic sewage and excess aerobic sludge from a trickling filter. **Water Science and Technology**, v. 48, n. 6, p. 227–234, 2003.

PONTES, P. P. Reatores UASB aplicados ao tratamento combinado de esgotos sanitários e lodo excedente de filtro biológico percolador. **Tese (Doutorado)** – Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia. Belo Horizonte, 198p., 2003.

PONTES, P. P.; CHERNICHARO, C. A. DE L. Efeito do retorno de lodo aeróbio sobre as características da biomassa presente em reatores UASB tratando esgoto sanitário. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 14, n. 2, p. 223–234, 2009.

POOLE, A. J.; CORD-RUWISCH, R. Treatment of strongflow wool scouring effluent by biological emulsion destabilisation. **Water Research**, v. 38, n. 6, p. 1419–1426, 2004.

RITTMANN, B. E.; MCCARTY, P. L. Environmental biotechnology : principles and applications. **Current Opinion in Biotechnology**, v. 7, n. 3, p. 357–365, 2001.

ROSA, A. P. *et al.* Potencial energético e alternativas para o aproveitamento do biogás e lodo de reatores UASB: Estudo de caso Estação de tratamento de efluentes Laboreaux (Itabira). **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 21, n. 2, p. 315–328, 2016.

SCHEMINSKI, A.; KRULL, R.; HEMPEL, D. C. Oxidative treatment of digested sewage sludge with ozone. **Water Science and Technology**, v. 42, n. 9, p. 151–158, 2000.

SILVA, L. De A. C. Identificação e avaliação de áreas potenciais de uso agrícola do lodo de Estações de Tratamento de Esgoto Doméstico nas bacias dos rios Velhas, Jequitaiá e Pacuí. **Dissertação (Mestrado)** – Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia. Belo Horizonte, 150p., 2018.

SILVA, M. L. B. da; MEZZARI, M. P. Tratamento e purificação de biogás. *In*: KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; AMARAL, A. C. do (Ed.). **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato**. Concórdia: Sbera: Embrapa Suínos e Aves, p. 69-93, 2019.

SILVEIRA, B. *et al.* **ETE: guia técnico de aproveitamento energético de biogás em estação de tratamento de esgoto**. Brasília: Ministério das Cidades, 2015.

SILVESTRE, G. *et al.* Ozonation as a pre-treatment for anaerobic digestion of waste-activated sludge: Effect of the ozone doses. **Ozone: Science and Engineering**, v. 37, n. 4, p. 316–322, 2015.

SINGH, A. D. *et al.* Life-cycle assessment of sewage sludge-based large-scale biogas plant. **Bioresource Technology**, v. 309, p. 123373, 2020.

SPERLING, M. VON. **Wastewater Characteristics, Treatment and Disposal**. IWA Publishing: London, Biological Wastewater Treatment Series – Vol. 1, 2015.

SUN, X. *et al.* Partial ozonation of returned sludge via high-concentration ozone to reduce excess sludge production: A pilot study. **Science of the Total Environment**, v. 807, p. 150773, 2022.

UDAETA, M. E. M. *et al.* Basic and procedural requirements for energy potential from biogas of sewage treatment plants. **Journal of Environmental Management**, v. 236, n. December 2018, p. 380–387, 2019.

GUNTEN, U. VON. Ozonation of drinking water: Part I. Oxidation kinetics and product formation. **Water Research**, v. 37, n. 7, p. 1443–1467, 2003.

WAN, C. *et al.* Towards zero excess sludge discharge with built-in ozonation for wastewater biological treatment. **Science of the Total Environment**, v. 926, p. 171587, 2024.

WEEMAES, M. *et al.* Anaerobic digestion of ozonized biosolids. **Water Research**, v. 34, n. 8, p. 2330–2336, 2000.

WENJING, L. *et al.* Effect of pre-treatments on biological methane potential of dewatered sewage sludge under dry anaerobic digestion. **Ultrasonics Sonochemistry**, v. 52, p. 224–231, 2019.

YUKESH KANNAH, R. *et al.* Dispersion induced ozone pretreatment of waste activated biosolids: Arriving biomethanation modelling parameters, energetic and cost assessment. **Bioresource Technology**, v. 244, p. 679–687, 2017.