



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

Bárbara Beatriz Barbosa Silva

**AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE UM REATOR UASB NO TRATAMENTO DE
EFLUENTES TÊXTEIS: REMOÇÃO DE POLUENTES E PRODUÇÃO DE BIOGÁS
COM DIFERENTES INÓCULOS E SUBSTRATOS**

Florianópolis

2026

Bárbara Beatriz Barbosa Silva

**AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE UM REATOR UASB NO TRATAMENTO DE
EFLUENTES TÊXTEIS: REMOÇÃO DE POLUENTES E PRODUÇÃO DE BIOGÁS
COM DIFERENTES INÓCULOS E SUBSTRATOS**

Trabalho de Conclusão de Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental do Centro Tecnológico da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito parcial para a obtenção do título de Bacharel em Engenharia Sanitária e Ambiental.

Orientador(a): Prof.(a) Maria Eliza Nagel Hassemer, Dr (a)

Coorientador(a): Prof (a) Nelson Libardi Junior, Dr (a)

Florianópolis

2026

Silva, Bárbara Beatriz Barbosa

Avaliação do desempenho de um reator UASB no tratamento de efluentes têxteis: remoção de poluentes e produção de biogás com diferentes inóculos e substratos / Bárbara Beatriz Barbosa Silva ; orientadora, Maria Heliza Nagel Hassemer, coorientador, Nelson Libarbdi Junior, 2026.

92 p.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, Florianópolis, 2026.

Inclui referências.

1. Engenharia Sanitária e Ambiental. 2. Efluentes Industriais. I. Hassemer, Maria Heliza Nagel. II. Junior, Nelson Libarbdi. III. Universidade Federal de Santa Catarina. Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental. IV. Título.

Bárbara Beatriz Barbosa Silva

**AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE UM REATOR UASB NO TRATAMENTO DE
EFLUENTES TÊXTEIS: REMOÇÃO DE POLUENTES E PRODUÇÃO DE BIOGÁS
COM DIFERENTES INÓCULOS E SUBSTRATOS**

Este Trabalho Conclusão de Curso foi julgado adequado para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Sanitária e Ambiental e aprovado em sua forma final pelo curso de Engenharia Sanitária e Ambiental.

Florianópolis, 07 de julho de 2026.



Documento assinado digitalmente
Bruno Segalla Pizzolatti
Data: 13/07/2026 11:20:27-0300
CPF: ***.122.849-**
Verifique as assinaturas em <https://v.ufsc.br>

Coordenação do Curso

Banca examinadora



Documento assinado digitalmente
Maria Eliza Nagel Hassemer
Data: 13/07/2026 11:44:14-0300
CPF: ***.582.349-**
Verifique as assinaturas em <https://v.ufsc.br>

Prof.(a) Maria Eliza Nagel Hassemer, Dr.(a)
Orientador(a)



Prof.(a) André Aguiar Battistelli, Dr.(a)
Instituição Universidade Federal de Santa Catarina



Prof.(a) Pablo Heleno Sezerino, Dr.(a)
Instituição Universidade Federal de Santa Catarina

Florianópolis, 2026.

AGRADECIMENTOS

A conclusão deste trabalho representa não somente uma conquista acadêmica, mas também o resultado de uma trajetória repleta de desafios, aprendizado e crescimento. Para chegar até aqui, algumas pessoas e instituições foram fundamentais. Por isso, dedico este espaço para expressar meus mais sinceros agradecimentos a prof. Doutora, Maria Eliza Nagel Hassemer, pela valiosa orientação ao longo deste percurso. Seu incentivo foi essencial para o desenvolvimento deste estudo, assim como a disponibilização do Laboratório de Pesquisas LaRA, que possibilitou a realização dos experimentos. Ao prof. Doutor, Nelson Libardi Junior, cuja orientação, apoio e paciência foram fundamentais para condução desta pesquisa. Agradeço também pela oportunidade de estreitar o Oxitop- IDS 6 AN, um equipamento recém adquirido que agregou ainda mais valor e inovação ao estudo aqui desenvolvido. Sua confiança em meu trabalho foi uma grande fonte de motivação e aprendizado. Ao mestrando Tiago Zanette Massambani, cuja colaboração foi além do auxílio técnico. Sua disposição em esclarecer dúvidas e oferecer suporte em todas as etapas da pesquisa foi essencial para o sucesso da mesma. Além disso, sou imensamente grata pela oportunidade de integrar sua pesquisa de mestrado, onde permitiu que eu elaborasse meu trabalho de conclusão de curso. Ao pessoal do Laboratório Integrado de Meio Ambiente, que prestou todo suporte técnico e operacional durante a execução da pesquisa. O compromisso e a disposição de todos foram essenciais para o andamento dos experimentos e a obtenção dos resultados. Agradeço também a Universidade Federal de Santa Catarina e ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, pela formação acadêmica de qualidade e pelas oportunidades oferecidas ao longo do percurso. Aos meus amigos e familiares, que estiveram ao meu lado durante toda a minha jornada para chegar até aqui. Agradeço o carinho e o apoio incondicional. Suas palavras de incentivo foram fundamentais para que eu seguisse firme até o final. E agradeço especialmente ao meu parceiro, por ser meu maior apoio e motivação ao longo dessa caminhada. Seu incentivo constante, paciência e compreensão foram fundamentais para que eu buscasse sempre ser minha melhor versão. Além disso, a todos que não foram mencionados, mas que, de alguma forma, contribuíram para este trabalho, meus mais sinceros agradecimentos.

RESUMO

A indústria têxtil apresenta elevado potencial poluidor devido ao grande consumo de água e à geração de efluentes com elevada carga orgânica, presença de corantes, sólidos, sais e compostos de difícil degradação. Nesse contexto, este trabalho avaliou o desempenho de um reator anaeróbico de fluxo ascendente e manta de lodo, do tipo UASB, no tratamento de efluente têxtil real, bem como a produção de biogás e metano a partir de diferentes inóculos e substratos. O sistema experimental foi operado com efluente proveniente de uma indústria de tingimento e acabamento de tecidos, sendo monitorados parâmetros físico-químicos como pH, temperatura, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, turbidez, demanda química de oxigênio, demanda bioquímica de oxigênio, série de sólidos e cor. A biodegradabilidade anaeróbia foi avaliada por meio da relação DBO_5/DQO e por ensaios gasométricos utilizando eudiômetro e sistema manométrico OxiTop, com esterco bovino, lodo anaeróbico aclimatado com sacarose (E1) e lodo anaeróbico aclimatado com acetato (E2). Os resultados indicaram que embora o efluente apresentasse potencial biodegradável, o reator UASB apresentou desempenho limitado nas condições avaliadas, com baixa remoção de matéria orgânica e eficiência de descoloração, além de permanência de elevada carga particulada no efluente tratado. Nos ensaios de produção de biogás, os tratamentos com esterco bovino suplementado com sacarose e acetato apresentaram as melhores respostas, enquanto os lodos anaeróbios E1 e E2 demonstraram menor atividade metanogênica. A comparação entre os métodos indicou concordância parcial entre eudiômetro e OxiTop, com diferenças atribuídas aos princípios de medição de cada sistema. Conclui-se que o tratamento anaeróbico isolado não foi suficiente para promover a remoção efetiva da carga poluidora do efluente têxtil, sendo recomendada a adoção de etapas complementares de tratamento.

Palavras-chave: digestão anaeróbia; remoção de matéria orgânica; produção de metano; efluente industrial.

ABSTRACT

The textile industry presents a high pollution potential due to its high water consumption and the generation of effluents with high organic load, dyes, solids, salts, and compounds of difficult degradation. In this context, this study evaluated the performance of an Upflow Anaerobic Sludge Blanket reactor, known as UASB, in the treatment of real textile effluent, as well as the production of biogas and methane from different inocula and substrates. The experimental system was operated with effluent from a textile dyeing and finishing industry, and physicochemical parameters such as pH, temperature, dissolved oxygen, electrical conductivity, turbidity, chemical oxygen demand, biochemical oxygen demand, solids series, and color were monitored. Anaerobic biodegradability was evaluated through the BOD₅/COD ratio and gasometric assays using a eudiometer and the OxiTop manometric system, with cattle manure, anaerobic sludge acclimated with sucrose (E1), and anaerobic sludge acclimated with acetate (E2). The results indicated that although the effluent presented biodegradable potential, the UASB reactor showed limited performance under the evaluated conditions, with low removal of organic matter and color, as well as the persistence of a high particulate load in the treated effluent. In the biogas production assays, the treatments with cattle manure supplemented with sucrose and acetate showed the best responses, while the anaerobic sludges E1 and E2 demonstrated lower methanogenic activity. The comparison between the methods indicated partial agreement between the eudiometer and OxiTop, with differences attributed to the measurement principles of each system. It is concluded that anaerobic treatment alone was not sufficient to effectively remove the pollutant load from the textile effluent, and the adoption of complementary treatment steps is recommended.

Keywords: anaerobic digestion; organic matter removal; methane production; industrial effluent.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Principais processos da indústria têxtil.....	16
Figura 2 – Distribuição da matéria orgânica em sistemas aeróbios e anaeróbios. ...	28
Figura 3 - Ciclo anaeróbio na natureza.....	31
Figura 4 - Esquema do funcionamento de um reator do tipo UASB.....	32
Figura 5 - Bioquímica da digestão anaeróbia.	38
Figura 6 - faixas de temperatura e crescimento da biomassa em reatores anaeróbios.	39
Figura 7 – Esquema simplificado de um eudiômetro para medição volumétrica de biogás.	47
Figura 8 – Esquema do sistema OxiTop® adaptado para medição manométrica em ensaios anaeróbios.....	49
Figura 9 - Componentes do sistema.....	52
Figura 10 - Sistema completo utilizado no ensaio com eudiômetro.	57
Figura 11 - sistema completo utilizado no ensaio com oxitop.	59
Figura 12 – Analisador portátil LANDTEC BIOGAS5000 utilizado na caracterização do biogás.	60
Figura 13 - Variação da DQO durante a operação do reator UASB.....	62
Figura 14 - Variação da DBO durante a operação do reator UASB.	63
Figura 15 – Boxplot das eficiências de remoção de cor nos diferentes comprimentos de onda.	67
Figura 16 – Produção acumulada de biogás nos ensaios com eudiômetro.	71
Figura 17 – Produção acumulada de metano nos ensaios com eudiômetro.....	73
Figura 18 – Produção estimada de metano nos ensaios com OxiTop.	76

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Comparação entre sistemas biológicos aeróbios e anaeróbios.	29
Quadro 2 - Parâmetros e métodos de análise utilizados.	54
Quadro 3 - Parâmetros e métodos de análise realizados em menor número.	54

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Parâmetros físico-químicos de efluentes têxteis não tratados.	22
Tabela 2 - Principais parâmetros de projeto e operação de reatores UASB.	33
Tabela 3 – Composição de soluções nutricionais utilizadas em ensaios de atividade anaeróbia.	43
Tabela 4 – Características físico-químicas de diferentes inóculos utilizados em ensaios anaeróbios.	44
Tabela 5 – Composição química média de esterco bovino e suíno não decompostos.	45
Tabela 6 - Especificações técnicas da bomba peristáltica.	51
Tabela 7 - Solução nutritiva utilizada nos testes de produção de biogás com sistema Eudiômetro e Oxitop.	56
Tabela 8 - Condições experimentais do teste de biodegradabilidade anaeróbia utilizando eudiômetros.	56
Tabela 9 – Condições experimentais do teste de biodegradabilidade anaeróbia utilizando Oxitop IDS AN.	59
Tabela 10 – Caracterização físico-química do afluente e do sobrenadante do reator UASB.	61
Tabela 11 – Série de sólidos do afluente e relação SSV/SST.	65
Tabela 12 – Eficiências de remoção de cor nos diferentes comprimentos de onda.	66
Tabela 13 – Produção acumulada de biogás e metano nos ensaios com eudiômetro.	70
Tabela 14 - Composição do biogás produzido nos ensaios com eudiômetro.	73
Tabela 15 – Produção manométrica média e produção estimada de metano nos ensaios com OxiTop.	75

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	12
1.1 CONTEXTUALIZAÇÃO	12
1.2 PROBLEMA DE PESQUISA	13
1.3 OBJETIVOS	14
1.3.1 Objetivo geral	14
1.3.2 Objetivos específicos	14
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	14
2.1 SETOR TÊXTIL	14
2.2 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO QUÍMICA DE EFLUENTES TÊXTEIS.....	17
2.2.1 Corantes de efluentes têxteis	23
2.3 TRATAMENTOS DE EFLUENTES TÊXTEIS	25
2.3.1 Tratamentos físicos	26
2.3.2 Tratamentos químicos	26
2.3.3 Tratamentos biológicos	27
2.4 DIGESTÃO ANAERÓBIA EM REATORES UASB	30
2.4.1 Critérios de projeto e Operação	33
2.5 GERAÇÃO E COMPOSIÇÃO DE BIOGÁS EM SISTEMAS ANAERÓBIOS ...	36
2.6 BIODEGRADABILIDADE ANAERÓBIA	40
2.6.1 Substrato	41
2.6.2 Solução de nutrientes	42
2.6.3 Inóculo	44
2.7 MÉTODOS DE QUANTIFICAÇÃO DE BIOGÁS	45
2.7.1 Métodos Volumétricos	46
2.7.2 Métodos Manométricos.....	48
3. MATERIAIS E MÉTODOS.....	51
3.1 ESTRUTURA E COMPONENTES DO SISTEMA.....	51
3.2 CONDIÇÕES OPERACIONAIS	52
3.2.1 Ativação do reator	52
3.2.2 Mecanismos de alimentação	53

3.3 MONITORAMENTO DA EFICIÊNCIA DO SISTEMA.....	53
3.3.1 Parâmetros físico-químicos.....	53
3.3.2 Atividade biológica.....	54
3.3.2.1 Eudiômetro.....	56
3.3.2.2 Oxitop IDS 6 AN.....	58
3.3.3 Quantificação e composição do Biogás.....	60
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	61
4.1 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA E DESEMPENHO DO REATOR UASB	61
4.1.2 Avaliação da série de sólidos e da biomassa anaeróbia.....	65
4.1.3 Avaliação espectrofotométrica da remoção de cor do efluente têxtil	66
4.1.4 Biodegradabilidade do efluente têxtil sob tratamento anaeróbio.....	68
4.1.5 Produção de biogás e metano com Eudiômetro e Oxitop.....	69
5. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	77
5.1 CONSIDERAÇÕES FINAIS	77
5.2 LIMITAÇÕES DO ESTUDO E RECOMENDAÇÕES PARA FUTURAS PESQUISAS.....	78

1 INTRODUÇÃO

1.1 CONTEXTUALIZAÇÃO

A contaminação de águas naturais é um dos principais problemas ambientais da sociedade moderna. Nesse contexto, o controle da poluição associada a processos produtivos tem ganhado destaque, em função do crescente valor atribuído a esse recurso e da necessidade de preservação de sua qualidade e eficiência no seu uso dentro das atividades industriais (Kunz et al., 2002).

Embora o Brasil seja considerado um país privilegiado em termos de recursos hídricos, detendo aproximadamente 13% das reservas de água doce do planeta (Mierzwa; Hespanhol, 2005), observa-se atualmente um agravamento contínuo das questões ambientais, impulsionado basicamente devido ao aumento populacional e decorrente da intensificação das atividades industriais poluidoras (Freire et al., 2000). Diante destas questões destaca-se o papel das empresas, que devem assegurar que os efluentes gerados em suas atividades atendam aos padrões ambientais estabelecidos, de modo a minimizar impactos negativos (Seiffert, 2007).

Segundo Mata (2001), nos estágios iniciais do desenvolvimento econômico, o crescimento industrial tende a ocorrer com uso intensivo de recursos naturais e aumento das emissões, uma vez que esses insumos ambientais, embora escassos, não são devidamente incorporados aos custos de produção. Assim, o bem-estar é favorecido quando há maior eficiência no uso desses recursos e redução das externalidades negativas, como a poluição. Dessa forma cabe às indústrias adotar tecnologias mais eficientes em seus processos produtivos, de modo a garantir sua continuidade e, simultaneamente, reduzir as fontes de contaminação (Hirschler, 2008).

De modo geral, o setor industrial necessita de grandes volumes de água com elevado padrão de qualidade, sendo que uma parcela significativa retorna ao meio ambiente contendo altas concentrações de matéria orgânica e sólidos. Por essa razão, os efluentes gerados nas diferentes etapas produtivas exigem tratamento adequado antes de seu lançamento. Entre diversos setores industriais, destaca-se a indústria têxtil, que em determinadas regiões do Brasil, figura como importante fonte de poluição dos cursos d'água (Cammarota; Coelho, 2001). Isso se deve à grande

variedade de fibras, corantes, insumos e produtos de acabamento utilizados, o que confere aos efluentes têxteis elevada complexidade química, diversidade e volume (Bizani et al., 2006; Mozeto; Jardim, 2002).

Em função desses impactos, tem-se intensificado a busca por novas tecnologias capazes de degradar ou reter esses compostos presentes nos efluentes têxteis. Muitos dos métodos convencionais, no entanto, não promovem a destruição dos poluentes, apenas sua transferência de fase, reduzindo o volume do resíduo e mantendo o problema da destinação final da fase sólida gerada. Diante dessas limitações, cresce a preferência por processos que efetivamente degradem os contaminantes, com destaque para os tratamentos biológicos, amplamente utilizados pela relativa facilidade de implantação e operação em larga escala (Kunz et al., 2002). Além disso, processos de adsorção, precipitação, degradação química, eletroquímica e fotoquímica, biodegradação, floculação, dentre outras, são as principais técnicas para descoloração de rejeitos (Bonancêa, 2010). Entretanto, apesar dos avanços, ainda existem desafios relacionados à eficiência, custo e aplicabilidade desses métodos, o que evidencia a necessidade de estudos que contribuam para o aprimoramento e a avaliação de alternativas mais eficazes para o tratamento destes tipos de efluentes. Assim, destaca-se a escassez de estudos voltados à aplicação de reatores anaeróbios no tratamento desse tipo de efluente, evidenciando a necessidade de pesquisas que avaliem seu desempenho.

Nesse contexto, os reatores anaeróbios do tipo UASB apresentam-se como alternativa de interesse para o tratamento de efluentes por possibilitarem a degradação da matéria orgânica com menor demanda energética, menor produção de lodo e potencial formação de biogás. No entanto, a complexidade de efluentes têxteis pode limitar a eficiência do processo, tornando necessária a avaliação do desempenho do reator e de sua biodegradabilidade.

1.2 PROBLEMA DE PESQUISA

Diante das limitações dos métodos convencionais de tratamento e da complexidade do efluente, qual é a eficiência do reator anaeróbio de fluxo ascendente - UASB na remoção de contaminantes e como diferentes substratos influenciam a produção de biogás em processos de digestão anaeróbia, considerando métodos distintos de medição?

1.3 OBJETIVOS

Os objetivos deste trabalho foram definidos com o propósito de orientar o desenvolvimento da pesquisa e direcionar as etapas experimentais e analíticas realizadas, além de simplificar sua interpretação.

1.3.1 Objetivo geral

Investigar o desempenho de um reator anaeróbio UASB na remoção de poluentes e na produção de biogás com diferentes inóculos e substratos no tratamento de efluentes têxteis.

1.3.2 Objetivos específicos

- Avaliar a eficiência de um reator anaeróbio UASB na remoção de poluentes presentes em efluentes têxteis por meio de parâmetros físico-químicos e biológicos.
- Determinar a biodegradabilidade anaeróbia do efluente e a resposta metanogênica de diferentes inóculos e substratos.
- Comparar a produção de biogás e metano obtida nos ensaios com eudiômetro e OxiTop.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 SETOR TÊXTIL

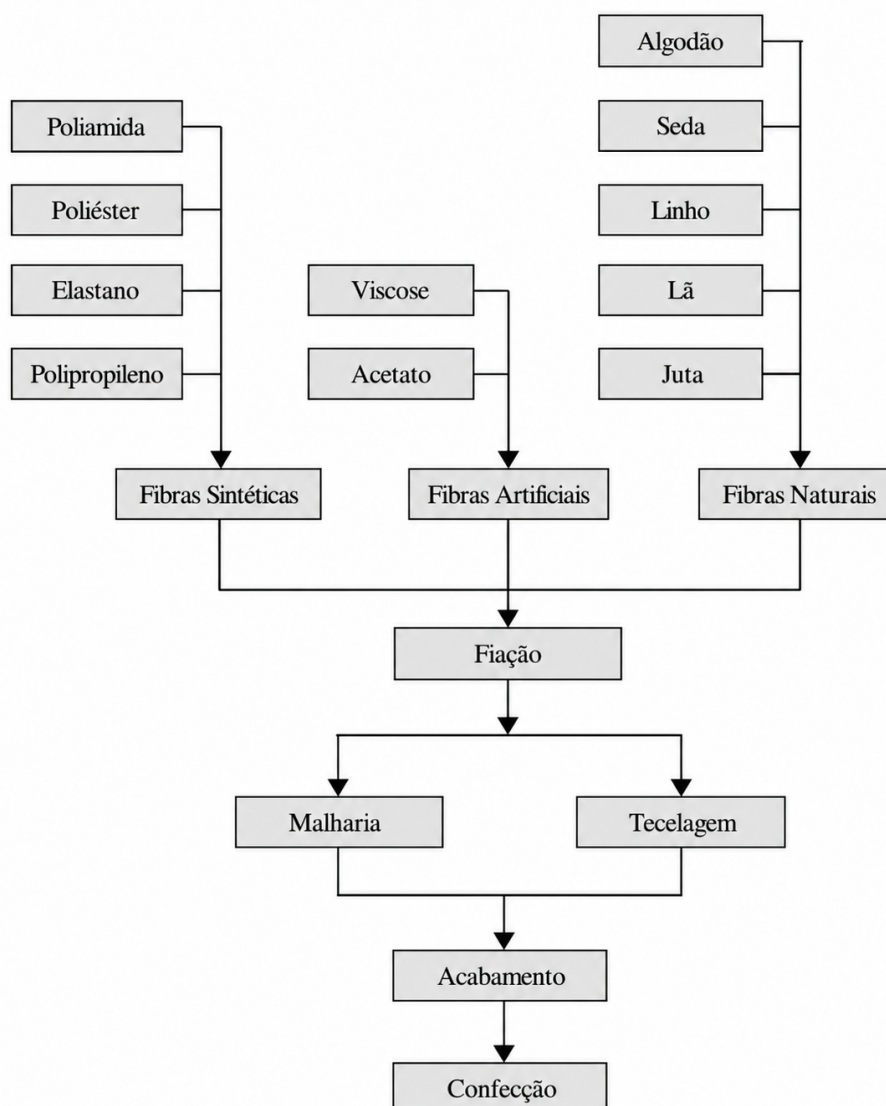
Nas últimas décadas, observa-se um crescimento expressivo no consumo em escala global, o que tem impulsionado o avanço das atividades industriais. A produção de bens para atender à demanda da sociedade implica no uso intensivo de recursos naturais, resultando em impactos ambientais que, em muitos casos, podem ser irreversíveis. Como consequência, torna-se fundamental a adoção de medidas voltadas à proteção ambiental, baseadas na conscientização sobre a relevância dos recursos naturais, na mudança de comportamento da sociedade e na incorporação de tecnologias mais limpas e eficientes (Toniollo et al., 2015). Inserida nesse cenário, a indústria têxtil destaca-se como um dos setores com maior potencial de impacto ambiental, em função de seu amplo parque industrial e da significativa geração de efluentes, que, quando não submetidos a tratamento adequado, podem provocar sérios problemas de contaminação no meio ambiente (Kunz et al., 2002).

O Brasil figura entre os principais produtores mundiais do setor têxtil, ocupando a 13ª posição no ranking global e apresentando uma produção superior a US \$10,5 bilhões, valor que atingiu aproximadamente US \$13 bilhões em 2018, embora ainda represente uma pequena parcela quando comparado à produção chinesa. Observa-se que, em 2020, houve retração significativa na produção devido à pandemia de Covid-19, com recuperação no ano seguinte (BNB, 2021). No que se refere ao comércio exterior, dados do MDIC (2022) indicam que o Brasil exportou cerca de US \$860,5 milhões em produtos têxteis, desconsiderando mercadorias não declaradas.

A indústria têxtil é caracterizada como um segmento da indústria de transformação, no qual matérias-primas fibrosas são convertidas em diferentes tipos de tecidos, cujas propriedades estão diretamente relacionadas às características das fibras utilizadas (Queiroz et al., 2019). Segundo a Associação Brasileira da Indústria Têxtil e de Confecção (ABIT, 2026), a cadeia produtiva têxtil é composta por diversas etapas integradas, que vão desde a produção de fibras naturais, artificiais e sintéticas, passando pelos processos industriais, como fiação, tecelagem e confecção, até as fases finais de distribuição e comercialização dos produtos. Nesse contexto, a indústria têxtil constitui uma etapa intermediária dessa cadeia, englobando processos como fiação, tecelagem, malharia e beneficiamento, incluindo operações de acabamento como tingimento, estamparia e lavanderia. O abastecimento desse segmento envolve matérias-primas formadas por fibras naturais, com destaque para o algodão e o linho, e por fibras químicas, que abrangem tanto materiais sintéticos derivados do petróleo, como poliéster, polipropileno, nylon e acrílico, quanto fibras artificiais produzidas a partir de compostos naturais, como viscose e acetato oriundos da celulose (BNB, 2017).

A Figura 1 apresenta de forma simplificada os principais elos da cadeia produtiva têxtil anteriormente mencionados, desde a obtenção das fibras até a etapa de confecção, evidenciando a integração entre os diferentes processos industriais que compõem o setor.

Figura 1 - Principais processos da indústria têxtil.



Fonte: IEL [2000, p.21].

A indústria têxtil destaca-se pela relevância econômica e pelo elevado volume de produção. No entanto, essa expansão também está associada à geração significativa de resíduos e efluentes, tornando os impactos ambientais um aspecto de crescente preocupação (Toniollo et al., 2015). De acordo com a ABNT NBR 10004-1:2024, os resíduos sólidos são classificados conforme seus potenciais riscos ao meio ambiente e à saúde pública, sendo divididos em Classe I (perigosos) e Classe II (não perigosos). No contexto da indústria têxtil, essa classificação depende das características dos resíduos gerados, especialmente quanto à presença de contaminantes. Resíduos sem contaminação significativa, como aparas de tecidos e fibras, tendem a se enquadrar como Classe II, por apresentarem propriedades como biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água. Por outro lado, quando

há contaminação por substâncias químicas utilizadas nos processos produtivos, como corantes e solventes, os resíduos podem ser classificados como Classe I, devido a características como toxicidade, inflamabilidade, corrosividade e reatividade, o que implica maiores riscos ambientais e à saúde humana (ABNT, 2004). Essa classificação reforça a necessidade de estratégias adequadas de manejo, especialmente em etapas que envolvem produtos químicos.

Dentre as atividades industriais geradoras de efluentes líquidos, as indústrias têxteis se destacam pelo elevado consumo de água em seu processo produtivo, tipicamente de 200 a 400 litros são necessários para produzir 1 kg de tecido (Robinson et al., 2000), bem como pela utilização intensiva de corantes e produtos químicos. Esses processos resultam na geração de efluentes com alta carga orgânica, presença de compostos potencialmente tóxicos e de corantes responsáveis pela coloração intensa, muitos dos quais podem apresentar comportamento recalcitrante, ou seja, são de difícil degradação no meio ambiente (Paschoal et al., 2005; Twardokus et al., 2005). Nesse contexto, Holkar et al. (2016) destacam que esses efluentes podem comprometer a qualidade dos corpos hídricos ao reduzir a penetração de luz, interferir nos processos de fotossíntese, diminuir os níveis de oxigênio dissolvido e introduzir substâncias potencialmente tóxicas no meio aquático. Além disso, Bertolo et al. (2009) destacam que processos hidrogeoquímicos podem favorecer a mobilização de substâncias entre a matriz sólida e a água subterrânea, permitindo sua migração ao longo do sistema aquífero e influenciando a qualidade das águas subterrâneas. Assim, os impactos associados aos efluentes têxteis abrangem tanto ambientes superficiais quanto subterrâneos, ampliando a relevância do tratamento adequado.

2.2 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO QUÍMICA DE EFLUENTES TÊXTEIS

Os processos têxteis envolvem um conjunto amplo de substâncias químicas que possibilitam a adsorção e retenção dos corantes nas fibras, variando conforme o tipo de fibra e do tratamento aplicado. São exemplos os fixadores, sequestrantes, retardadores, carregadores e diversos aditivos que conferem propriedades específicas ao tecido, como toque, peso, resistência ao amassamento, impermeabilidade e proteção biológica. Esses insumos pertencem a diferentes classes químicas, incluindo ácidos, bases, sais, oxidantes, redutores e solventes orgânicos. Entre eles, destacam-se os auxiliares têxteis à base de tensoativos, cuja estrutura hidrofílica (polar) e hidrofóbica (apolar) reduz a tensão superficial das

soluções e possibilita múltiplas funções conforme a formulação utilizada (Furlan, 2008).

Diversos parâmetros são monitorados ao tratar efluentes industriais (Ramos et al., 2020). O efluente têxtil, especificamente, é caracterizado por parâmetros como demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5), demanda química de oxigênio (DQO), sólidos suspensos (SS) e sólidos dissolvidos (SD) (Al-kdasi et al., 2004), além de metais (Sekomo et al., 2012). Além destes parâmetros, também são avaliados o pH, cor, fósforo total (PT), nitrogênio total Kjeldahl (NTK), condutividade (Cl^-), graxa, alcalinidade, surfactantes, dureza, sulfeto, nitrogênio de nitrato/nitrito ($N-NO_x$), turbidez, carbono orgânico dissolvido (CODis), halogênios orgânicos absorvíveis (AOX), carbono total (CT) e nitrogênio orgânico (Bisschops; Spanjers, 2003).

A DQO e a DBO_5 , são amplamente utilizados por órgãos ambientais como indicadores do grau de poluição orgânica e estão sujeitos a limites de lançamento estabelecidos pela legislação ambiental brasileira. No caso de efluentes industriais, a Resolução CONAMA nº 430/2011 complementa a Resolução CONAMA nº 357/2005, estabelecendo que o lançamento de efluentes em corpos hídricos deve atender, entre outros critérios, à DBO_5 inferior a 60 mg/L ou remoção mínima de 60% em relação à carga afluente. De acordo com J. C. Rocha, Rosa e Cardoso (2009), a DQO corresponde à quantidade total de oxigênio necessária para oxidar compostos biodegradáveis e não biodegradáveis presentes no efluente, sendo um importante parâmetro para identificação da carga poluidora, especialmente em despejos industriais. Já segundo Colin Baird (2002), a DBO_5 é um parâmetro utilizado para estimar indiretamente a quantidade de matéria orgânica biodegradável presente em um corpo hídrico ou efluente, a partir do consumo de oxigênio realizado por microrganismos aeróbios. Entretanto, conforme discutido por Braga et al. (2012), a DBO_5 apresenta limitações por não considerar adequadamente a atuação de microrganismos anaeróbios. Ainda assim, os autores destacam que esse parâmetro possui grande importância no monitoramento da eficiência de sistemas de tratamento de efluentes, incluindo processos biológicos aeróbios, anaeróbios e tratamentos físico-químicos.

Através da relação entre a DBO_5 e a DQO, é possível estimar a biodegradabilidade desses compostos e seu impacto ambiental em um corpo receptor. Segundo Von Sperling (2014), valores da relação DQO/ DBO_5 superiores a 3,5 indicam

baixa biodegradabilidade dos efluentes têxteis, justificando a aplicação de tratamentos físico-químicos como coagulação-floculação.

Para o nitrogênio amoniacal a Resolução CONAMA nº 430/2011 estabelece limites que variam conforme o pH e a classe do corpo receptor, enquanto para o fósforo total são adotados valores restritivos principalmente em ambientes sujeitos à eutrofização. Apesar disso, observa-se que muitos estudos ainda não contemplam de forma abrangente a quantificação desses nutrientes, embora sejam parâmetros já regulamentados e fundamentais para o controle da poluição hídrica (Morais; Santos, 2019).

Os sólidos são compostos por substâncias dissolvidas e em suspensão, de composição orgânica e ou inorgânica (Sampaio et al., 2007). Adicionalmente, destaca-se que os sólidos dissolvidos totais (SDT) no efluente têxtil estão associados principalmente à presença de sais como cloreto de sódio (NaCl) e sulfato de sódio, podendo afetar o equilíbrio osmótico dos organismos aquáticos e comprometer o uso da água para irrigação. Já os sólidos suspensos totais (SST) podem interagir com óleos, graxas e partículas minerais, formando agregados que dificultam a transferência de oxigênio no meio aquático, reduzindo a fotossíntese e contribuindo para o aumento da temperatura da água (Kumar; Saravan, 2017). A Resolução CONAMA 430/2011 não estabelece um limite numérico para SST no lançamento de efluentes em corpos hídricos, mas determina que o lançamento não deve causar alteração na qualidade do corpo receptor e, quando aplicável, exige eficiência mínima de remoção de 20% de SST em sistemas de tratamento que descarregam em corpos lênticos, sem definir concentração máxima em mg/L. Assim, os critérios para SST são estabelecidos principalmente em normas regionais e condicionantes de licenciamento ambiental, com variações conforme o uso do corpo receptor e o tipo de efluente. Além disso, segundo Ramos et al. (2020), os SST são provavelmente responsáveis por tornar efluentes têxteis turvos.

A condutividade elétrica é a capacidade da água de conduzir corrente elétrica em função da presença de íons dissolvidos (cátions e ânions). Esta unidade pode ser usada empiricamente para determinação de sólidos totais dissolvidos, dependendo da temperatura e do material constituinte da água analisada. Efluentes industriais como fontes localizadas, também liberam altos teores de íons dissolvidos (EMBRAPA, 2001). No caso específico dos efluentes têxteis, essa característica torna-se ainda mais relevante, uma vez que o processo produtivo utiliza grandes quantidades de sais

inorgânicos. Entre esses compostos, destacam-se os cloretos e sulfatos, que são amplamente empregados durante etapas de tingimento e acabamento têxtil, principalmente como agentes auxiliares na fixação de corantes às fibras (Ramos et al., 2020). A Resolução CONAMA 357/05, art. 14, não estabelece os níveis de condutividade elétrica (Baggio et al., 2016). Segundo a CETESB (2019) valores de CE inferiores a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ são considerados típicos de águas naturais com baixa concentração de íons dissolvidos, enquanto valores altos podem indicar aspectos corrosivos.

A Resolução CONAMA 430/2011, que trata especificamente do lançamento de efluentes, não estabelece limite numérico de turbidez para efluentes. Porém, de acordo com a Resolução CONAMA 357/2005, determina este controle de forma indireta ao apontar a não alteração da qualidade da água do corpo receptor acima dos limites permitidos para sua classe de enquadramento, que são de até 40 UNT para águas doces Classe 1 e até 100 UNT para águas doces Classe 2. Porém este parâmetro ainda é essencial na avaliação da eficiência de processos de tratamento, pois permite evidenciar alterações na água. A água que possui turbidez elevada faz com que as partículas em suspensão presentes reflitam a luz, impedindo sua chegada aos organismos aquáticos. Além disso, também influencia na diminuição da eficácia de tratamentos ao transportar bactérias e vírus nas partículas em suspensão (Vaz et al., 2010; Santos, 2007).

Outro parâmetro comumente analisado pelas pesquisas e que influencia no tratamento de efluentes é o pH (Santos, 2020). Segundo A. E. Ghaly et al. (2014), efluentes têxteis não tratados apresentam uma faixa mais básica de pH no geral, de 6 a 10, porém pode ter uma grande variabilidade a depender de suas etapas no processo produtivo, como a neutralização de pH 1,9 a 9, o tingimento pH 4,8 a 8 e a purga pH 9 a 10,4. Já segundo a legislação (CONAMA 430/2011), visando minimizar alterações químicas no meio aquático. Além disso, o controle do pH também é fundamental para os processos biológicos de tratamento, uma vez que segundo Pereira (2009), o pH ótimo para crescimento das bactérias situa-se entre 6,5 e 7,5, enquanto a faixa de tolerância para a maioria delas varia entre pH 4 e 9. Halasz e Tosato Jr. (2012) também destacam a importância deste parâmetro na associação do mesmo a inibição do processo anaeróbio por ácidos graxos voláteis.

Na legislação brasileira de lançamento de efluentes, a temperatura também possui limite específico definido pela Resolução CONAMA 430/2011, ao estabelecer

que os efluentes devem apresentar “temperatura inferior a 40°C, sendo que a variação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3°C no limite da zona de mistura”. Este controle também é importante ao influenciar diretamente os processos biológicos de tratamento. Segundo E. L. Pereira et al. (2009), a temperatura afeta o crescimento e a atividade dos micro-organismos presentes na biomassa, sendo que cada espécie possui uma faixa térmica ideal de desenvolvimento.

A Tabela 1 apresenta alguns dos principais parâmetros físico-químicos de efluentes têxteis não tratados em alguns estados do Brasil.

Tabela 1 - Parâmetros físico-químicos de efluentes têxteis não tratados.

Empresa ou Ramo	Localização	DBO5 (mg O2.L-1)	DQO (mg O2.L-1)	DQO/ DBO ₅	Turbidez NTU	pH	ST (mg.L-1)	STD (mg.L-1)	SST (mg.L-1)	N-NH3 (mg.L-1)	SO42 (mg.L-1)	Cl- (mg.L-1)	Condutividade (mS.cm-1)	Referência
Mar														
Indústria Têxtil e tinturaria Ltda	SC	280	710	2,5	-	11	-	-	-	-	-	900	-	Silva (2011)
Indústria têxtil	RS	-	2073	-	606	10,3	-	-	-	-	-	-	-	Favero et al. (2018)
Indústria têxtil	RS	1164,7	9602	8,2	-	-	-	-	-	6,8	-	-	-	Pizatto e Andrade (2018)
Indústria têxtil	PR	-	6195	-	441	7,1	-	-	-	-	-	-	-	Ferrari-Lima et al. (2017)
Manufatura de roupas	PR	-	430	-	-	7,5	-	-	-	28,35	-	-	4,06	Garcia et al. (2009a; 2013)
Indústria têxtil	SP	-	3700	-	1600	-	-	-	1200	-	-	-	-	Pioltine e Reali (2011)
Toalha São Carlos	SP	212	600	2,8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Franco (2010)
Indústria têxtil	PR	167	354	2,1	-	6,4	-	-	-	-	-	-	-	Miranda et al. (2013)
Indústria têxtil	PR	-	692	-	-	-	-	-	-	-	334,1	-	4,8	Amaral et al (2017)
Indústria têxtil	RN	-	984	-	-	8,2	-	-	-	-	-	-	5,9	Solano (2011)
Indústria têxtil	MG	22	1127	51,2	-	11,8	5158	-	-	-	-	-	-	Melo et al. (2011)
Tear Têxtil Ind. E com. Ltda.	MG	1771	-	-	-	-	4870	-	-	10,2	178,7	544,4	3,28	Couto et al (2017)
Indústria têxtil	Não especificado	298	900	3	-	8,4	-	-	-	-	-	-	-	Mounteer et al. (2009)
Fábrica Têxtil	Não especificado	-	482	-	-	9	-	1600	-	-	-	250	1,41	Alves et al. (2010)

Fonte: Adaptado Ramos et al [2020].

2.2.1 Corantes de efluentes têxteis

A Resolução CONAMA nº 357/2005 estabelece a classificação dos corpos hídricos em diferentes classes de enquadramento, definindo padrões de qualidade da água conforme seus usos preponderantes. Entre os parâmetros de qualidade estabelecidos encontra-se a cor verdadeira, a qual é utilizada como indicador das características estéticas e do grau de alteração do corpo hídrico. De acordo com a norma, são estabelecidos limites máximos de cor verdadeira, expressos em unidades Pt-Co (Hazen), sendo mais restritivos para águas de Classe 1, que admitem valores de até aproximadamente 75 unidades, enquanto classes mais permissivas permitem valores superiores conforme o enquadramento do corpo d'água. Segundo Antunes et al. (2010), esse enquadramento normativo implica a necessidade de controle da coloração em efluentes, uma vez que a presença de corantes pode comprometer o atendimento aos padrões estabelecidos.

A cor dos efluentes têxteis está diretamente associada às etapas de tingimento, acabamento e lavagem, nas quais são utilizados corantes, sais, auxiliares químicos e outros insumos do processo produtivo. No tingimento, destacam-se etapas como a montagem, a fixação do corante e o tratamento final. A fixação pode ocorrer por reações químicas, insolubilização do corante ou formação de derivados que favorecem sua aderência à fibra. Após a tintura, realiza-se normalmente uma etapa de lavagem com banhos correntes, destinada à remoção do excesso de corante residual ou do corante hidrolisado que não se fixou adequadamente à fibra (Cerqueira, 2006).

Segundo Guaratini e Zanoni (2000), a indústria utiliza milhares de tipos de corantes e pigmentos, representando um consumo anual extremamente elevado em escala mundial e também no Brasil. Os corantes têxteis são desenvolvidos para apresentar elevada estabilidade química e resistência à exposição à luz, água e agentes oxidantes, o que torna esses compostos difíceis de degradar em processos convencionais de tratamento (Nilsson et al., 2006). Esses compostos caracterizam-se pela capacidade de absorver radiação na região visível do espectro eletromagnético, entre 380 e 750 nm, propriedade associada à presença de grupos cromóforos em estruturas aromáticas (Benkhaya et al., 2020). Além disso, muitos corantes reativos apresentam elevada solubilidade em água e baixa adsorção em sólidos, características que aumentam sua mobilidade e persistência no ambiente (Peixoto et

al., 2013). Diversos estudos apontam seu potencial tóxico, mutagênico e carcinogênico, devido principalmente a sua estrutura química complexa e formação de subprodutos danosos aos seres e ao meio ambiente (Berradi et al., 2019; Yaseen et al., 2019).

Os grupos cromóforos presentes nos corantes são formados por arranjos específicos de átomos, destacando-se principalmente estruturas nitro, azo, nitroso, tiocarbonila, carbonila e ligações alcênicas, portanto, a presença destes grupos cromóforos torna a molécula cromogênica (Benkhaya et al., 2020). Além dos cromóforos, os corantes apresentam grupos auxocrômicos, constituídos por substituintes doadores ou aceptores de elétrons que intensificam a ação do cromóforo, influenciam a solubilidade do corante e auxiliam sua fixação às fibras têxteis, podendo apresentar caráter ácido, como carboxila, sulfônico e hidroxila, ou básico, como amino, amina secundária e amina terciária. Os demais átomos presentes na estrutura molecular constituem a matriz do corante (Laurent et al., 2010; Benaissa, 2012; Câmara, 2017).

Entre os diferentes tipos de cromóforos utilizados industrialmente, destacam-se os azo-corantes, caracterizados pela presença de uma ou mais ligações azo associadas a sistemas aromáticos conjugados. Devido à sua elevada versatilidade e capacidade tintorial, essa classe representa a maior parcela dos corantes utilizados mundialmente, sendo amplamente empregada no tingimento de fibras têxteis (Vandevivere et al., 1998). Dentre estas configurações também estão os corantes reativos, que contêm um grupo eletrofílico (reativo) capaz de formar ligação covalente com grupos hidroxila das fibras celulósicas, com grupos amino, hidroxila e tióis das fibras protéicas e também com grupos amino das poliamidas.

A forma de fixação da molécula do corante às fibras geralmente é feita em solução aquosa e pode envolver basicamente quatro tipos de interações: ligação iônica, ligação covalente, ligação de hidrogênio e interações de van der Waals (Cerqueira, 2006). Entretanto, devido às grandes quantidades de corantes que não são fixados às fibras e são liberados no processamento têxtil, é importante que seja estudada a degradação destes corantes em condições (de pH, condutividade, dentre outros) semelhantes àsquelas dos efluentes que são descartados. Ou seja, são necessários estudos laboratoriais reproduzindo as condições encontradas nas fábricas, de forma que a metodologia possa vir a ser aplicada (Catanho et al., 2006).

A quantificação da cor em efluentes pode ser realizada por diferentes métodos. De acordo com o *Standard Methods* (APHA, 1995), são descritos cinco procedimentos para medida de cor: comparação visual, método espectrofotométrico, método tristímulus, método tristímulus ADMI e método ADMI alternativo. Entre eles, os métodos ADMI são mais indicados para efluentes que apresentam colorações significativamente diferentes dos padrões platina-cobalto. No entanto, Kao et al. (2001) destacam que resultados distintos podem ser obtidos dependendo do método ADMI empregado, além de envolverem etapas analíticas relativamente complexas.

Nesse contexto, diversos processos têm sido investigados para a remoção de cor em efluentes têxteis, incluindo tratamentos físicos, químicos, físico-químicos e biológicos, visando reduzir a presença de corantes residuais, minimizar impactos ambientais e possibilitar o atendimento aos padrões de qualidade da água (Antunes et al., 2010).

2.3 TRATAMENTOS DE EFLUENTES TÊXTEIS

A elevada diversidade estrutural e complexidade química dos corantes têxteis dificultam a aplicação de um único modo universalmente eficiente para o tratamento desses efluentes. Métodos físicos, químicos e biológicos apresentam limitações específicas quanto à eficiência, custo operacional, escala de aplicação e tempo necessário para descoloração, tornando frequente a necessidade de associação entre diferentes tecnologias de tratamento (Robinson et al., 2001).

Em tratamento de efluentes têxteis, os processos químicos são baseados na reação do corante com alguma substância que o converta em uma substância ambientalmente menos prejudicial. Os físicos procuram a remoção do corante por meio de retenção deste em algum meio adsorvente ou filtrante. Por último, os biológicos utilizam oxidação através de bactérias em condições aeróbias ou anaeróbias (Cerqueira, 2006).

Em geral, na indústria têxtil os processos de tratamento estão fundamentados na operação de sistemas físico-químicos de precipitação-coagulação, seguidos de tratamento biológico via sistema de lodos ativados. O sistema apresenta uma eficiência relativamente alta, permitindo a remoção de aproximadamente 80% da carga de corantes. Infelizmente, o problema relacionado com o acúmulo de lodo torna-se crítico, uma vez que o teor de corantes adsorvido é bastante elevado, impedindo qualquer possibilidade de reaproveitamento. Dessa forma, a escolha do processo de

tratamento depende das características do efluente, do tipo de corante, da eficiência desejada e das limitações operacionais de cada tecnologia (Kunz et al., 2002). Assim, os principais processos aplicados ao tratamento de efluentes têxteis podem ser agrupados em métodos físicos, químicos e biológicos, além de suas combinações, conforme discutido nos tópicos seguintes.

2.3.1 Tratamentos físicos

Os tratamentos físicos de efluentes têxteis baseiam-se principalmente na separação física das moléculas de corantes presentes na água, especialmente por processos de adsorção e filtração (Al-Tohamy et al., 2022).

Entre esses tratamentos, destacam-se a adsorção e os processos de separação por membranas. A adsorção é considerada uma alternativa viável para remoção de corantes e metais, enquanto a filtração por membranas, apesar de eficiente, pode apresentar limitações associadas ao custo operacional (Kishor et al., 2022).

A adsorção em carvão ativado destaca-se devido à sua elevada capacidade de remoção de compostos orgânicos e corantes reativos presentes em solução aquosa. Essa eficiência está relacionada à elevada área superficial e à diversidade de grupos funcionais presentes na superfície do material adsorvente, cuja superfície apresenta diferentes grupos funcionais, como carboxílicos, fenólicos, carbonílicos e etéricos, capazes de interagir com as moléculas dos corantes (Al-Degs et al., 2000). Já as tecnologias de separação por membranas, como osmose reversa, microfiltração, nanofiltração e ultrafiltração, permitem não apenas a remoção de contaminantes, mas também a recuperação e o reuso da água no próprio processo industrial. Essa possibilidade torna-se especialmente importante diante da crescente escassez hídrica, do aumento dos custos de captação de água e do endurecimento das exigências legais para lançamento de efluentes (Ströher et al., 2012).

2.3.2 Tratamentos químicos

Os tratamentos químicos aplicados a efluentes industriais envolvem diferentes processos destinados à remoção ou transformação de contaminantes presentes no meio líquido. Entre os principais métodos utilizados destacam-se a clarificação química, a eletrocoagulação, a cloração, a oxidação por ozônio, a precipitação química de metais e a troca iônica, os quais podem atuar na remoção de matéria

orgânica, compostos coloidais, corantes, óleos e substâncias tóxicas presentes nos efluentes (Giordano, 2003; Bergamini, 2007).

Entre esses processos, a coagulação-floculação é frequentemente utilizada para a redução das cargas de difícil decomposição, como é o caso dos corantes. Nesse processo, a adição de determinados produtos químicos ao efluente forma um floco que contém os produtos indesejáveis, os quais são retirados por meio de sedimentação, flotação e filtração (Lopes, 1999).

A oxidação química também é um dos métodos de descoloração empregados no tratamento de efluentes contendo corantes, principalmente por sua simplicidade operacional. Esse processo geralmente utiliza peróxido de hidrogênio (H_2O_2) e o ozônio (O_3) como agente oxidante, podendo ser ativado por diferentes mecanismos, como radiação ultravioleta. Neste processo, a remoção do corante ocorre por reações oxidativas capazes de promover a clivagem dos anéis aromáticos presentes nas moléculas (Robinson et al., 2001).

Nesse contexto, os Processos Oxidativos Avançados (POAs) têm se destacado como alternativa promissora no tratamento de efluentes têxteis devido à sua capacidade de degradar compostos orgânicos recalcitrantes responsáveis pela coloração desses efluentes. Estes processos baseiam-se na geração de radicais hidroxila (OH), espécies altamente reativas obtidas a partir da utilização de agentes oxidantes, como peróxido de hidrogênio e ozônio, associados ou não à radiação ultravioleta e catalisadores. Esses radicais podem ser formados a partir de combinações como H_2O_2 /UV, O_3 /UV, O_3/H_2O_2 e sistemas catalíticos. No processo H_2O_2 /UV, especificamente, a fotólise do peróxido de hidrogênio promove a formação de radicais hidroxila, que podem degradar moléculas orgânicas complexas e, em condições favoráveis, levar à formação de compostos mais simples, como dióxido de carbono, água e sais inorgânicos (Araújo et al., 2006).

2.3.3 Tratamentos biológicos

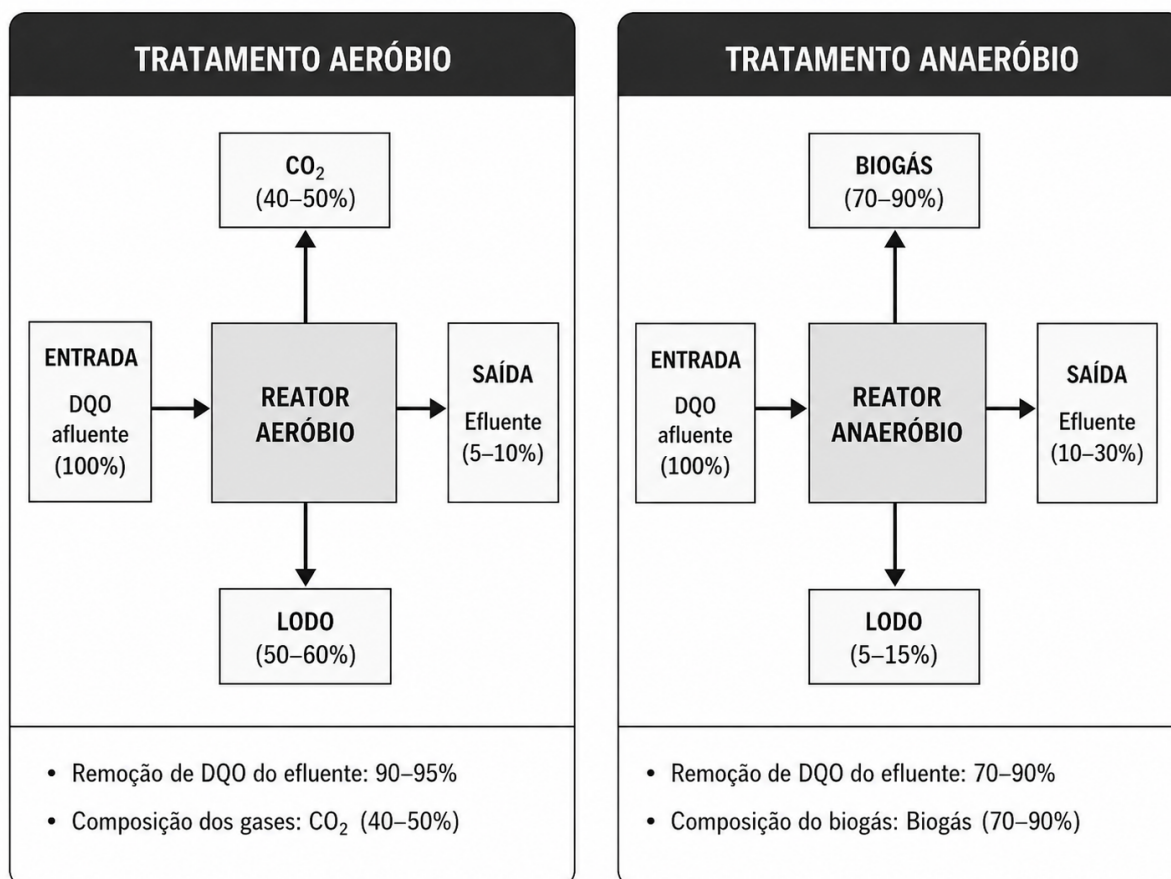
Os tratamentos biológicos empregados na remoção de cor e matéria orgânica de efluentes têxteis podem ocorrer em condições aeróbias, anaeróbias ou em sistemas integrados anaeróbio-aeróbios, dependendo das características do efluente e dos microrganismos envolvidos no processo. Em muitos casos, sistemas combinados apresentam melhor desempenho na remoção de corantes e carga

orgânica, especialmente em efluentes contendo azo-corantes reativos (Azimi et al., 2021; Peixoto et al., 2013).

A digestão anaeróbia destaca-se como alternativa promissora no tratamento de efluentes têxteis contendo corantes reativos, devido à sua capacidade de degradar compostos orgânicos refratários complexos e favorecer sua posterior degradação aeróbia ou mineralização completa (Balamurugan et al., 2011).

A Figura 2 apresenta uma comparação simplificada da conversão da matéria orgânica em sistemas aeróbios e anaeróbios no tratamento de esgoto sanitário, evidenciando diferenças relacionadas à produção de lodo, à geração de biogás e à fração remanescente no efluente tratado (Chernicharo, 2007).

Figura 2 – Distribuição da matéria orgânica em sistemas aeróbios e anaeróbios.



Fonte: Adaptado Chernicharo [1997].

Além das diferenças relacionadas ao destino da matéria orgânica, os processos aeróbios e anaeróbios também apresentam características operacionais distintas quanto ao consumo energético, produção de lodo, estabilidade do processo e custos de implantação e operação, conforme apresentado no Quadro 1.

Quadro 1 – Comparação entre sistemas biológicos aeróbios e anaeróbios.

Característica	Sistemas aeróbios	Sistemas anaeróbios
Necessidade de oxigênio	Requer aeração	Não requer aeração
Consumo de energia	Elevado	Reduzido
Produção de lodo	Elevada	Reduzida
Produção de biogás	Não ocorre	Ocorre
Tempo de partida do sistema	Menor	Maior
Sensibilidade a variações operacionais	Menor	Maior
Custo operacional	Maior	Menor
Potencial de recuperação energética	Baixo	Elevado
Aplicação em efluentes com alta carga orgânica	Limitada pelo consumo energético	Favorável
Necessidade de pós-tratamento	Pode ser necessária	Frequentemente necessária

Fonte: Adaptado de Chernicharo [1997, 2007].

O tratamento biológico de efluentes têxteis pode empregar diferentes grupos microbianos, como fungos, leveduras, bactérias e algas, sendo considerado uma alternativa ambientalmente favorável para remoção de corantes (Kapoor et al., 2021). Entre esses microrganismos, as bactérias destacam-se pela apresenta vantagens relacionadas à facilidade de cultivo, elevada taxa de crescimento e potencial de adaptação metabólica, além da possibilidade de aprimoramento de sua capacidade de degradação por técnicas de manipulação genética (Bogale et al., 2024). As arqueias metanogênicas, por exemplo, são microrganismos estritamente anaeróbios que desempenham papel fundamental nos processos de digestão anaeróbia, atuando na conversão da matéria orgânica em metano. Esses organismos apresentam dimensões reduzidas, variando geralmente entre 0,25 e 0,5 μm , e são encontrados em ambientes com baixa disponibilidade de oxigênio, como sedimentos, áreas alagadas e no trato gastrointestinal de animais (Pereira et al., 2009).

Em efluentes contendo azo-corantes, a etapa anaeróbia favorece a redução das ligações azo, promovendo a quebra da estrutura cromófora responsável pela coloração e, conseqüentemente, a descoloração do efluente. Entretanto, essa clivagem pode gerar aminas aromáticas como intermediários, compostos que tendem a apresentar maior possibilidade de degradação em condições aeróbias. Por isso, sistemas biológicos combinados anaeróbio-aeróbios são considerados mais adequados para o tratamento de efluentes com azo-corantes, pois integram a

remoção da cor na fase anaeróbia com a posterior biodegradação dos subprodutos formados na fase aeróbia (Van der zee et al., 2005). Por apresentarem menor custo, caráter ambientalmente favorável e aplicabilidade a diferentes classes de azo-corantes, esses processos têm sido considerados alternativas promissoras para o tratamento de efluentes têxteis (Saratale et al., 2011).

Contudo, alguns subprodutos gerados na degradação bacteriana de azo-corantes, como amino benzeno sulfônicos e ácidos naftilaminos sulfônicos, apresentam elevada recalcitrância devido à presença de grupos sulfonila, cuja carga aniônica dificulta a penetração desses compostos através da membrana bacteriana. Embora determinadas aminas aromáticas possam ser degradadas por enzimas como hidroxilases e oxigenases, essa limitação pode reduzir a eficiência do tratamento biológico em alguns casos (Tan et al., 2016; Souza et al., 2016).

A seleção das tecnologias de tratamento de efluentes deve ser baseada em sua caracterização físico-química e biológica, especialmente na relação entre a DQO e a DBO_5 , utilizado para estimar a biodegradabilidade da matéria orgânica. Segundo Von Sperling (2014), valores de DQO/DBO_5 inferiores a 2,5 indicam elevada biodegradabilidade e favorecem a aplicação de processos biológicos, enquanto relações superiores a 3,5 sugerem a predominância de compostos recalcitrantes, tornando os tratamentos físico-químicos mais adequados. Nesses casos, operações como coagulação-floculação são frequentemente empregadas para remover a fração menos biodegradável do efluente. Após essa etapa, a redução da matéria orgânica refratária pode resultar em uma nova relação DQO/DBO_5 mais favorável à atividade microbiológica, permitindo a utilização complementar de processos biológicos para aumentar a remoção de matéria orgânica com menor custo operacional. Além disso, a eficiência dos tratamentos biológicos também depende da disponibilidade de nutrientes essenciais, como o nitrogênio, cuja baixa concentração pode limitar o crescimento e a atividade dos microrganismos responsáveis pela degradação da matéria orgânica (Ramos et al., 2020).

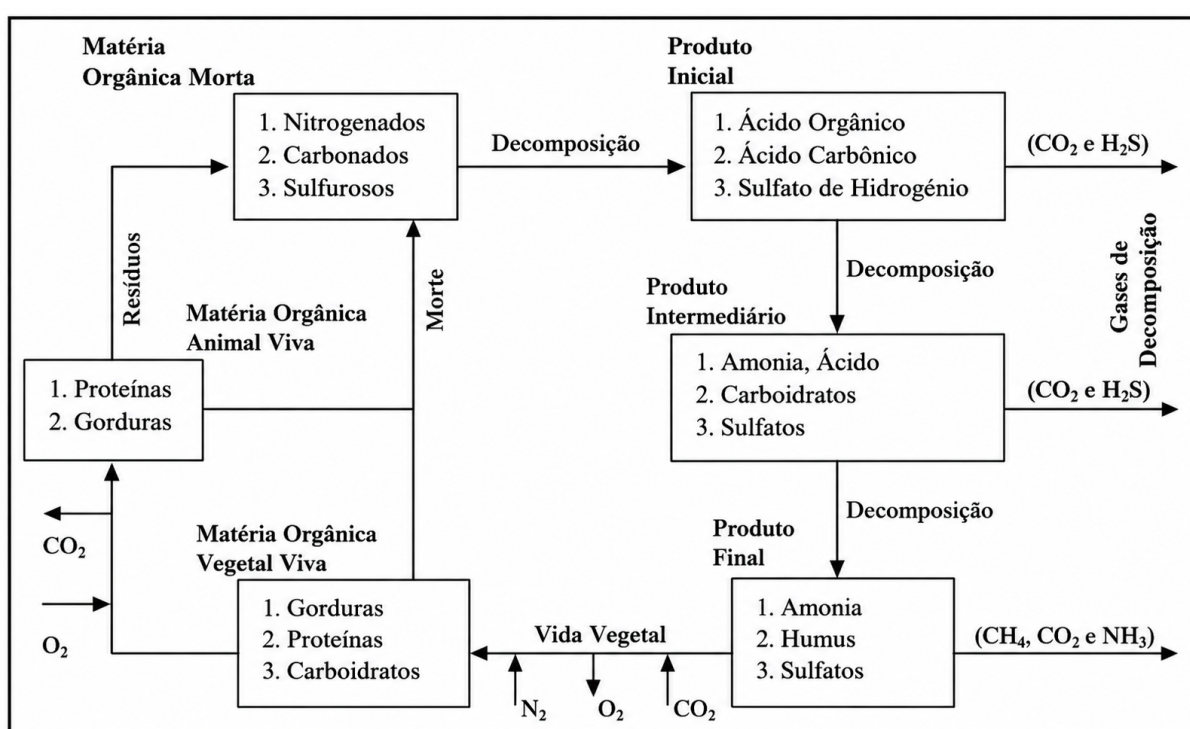
2.4 DIGESTÃO ANAERÓBIA EM REATORES UASB

A digestão anaeróbia constitui uma alternativa amplamente utilizada no tratamento de resíduos e efluentes com elevado potencial poluidor, incluindo resíduos sólidos, dejetos animais, efluentes agroindustriais e industriais. Além de promover a redução da carga orgânica desses materiais, o processo possibilita a geração de

metano, que pode ser aproveitado como fonte de energia, e de um efluente estabilizado com potencial de utilização como biofertilizante (Campos et al., 2009).

A Figura 3 apresenta uma representação simplificada do ciclo anaeróbio da matéria orgânica na natureza, evidenciando as transformações bioquímicas que ocorrem durante a decomposição de compostos orgânicos e a formação de produtos finais como metano, dióxido de carbono e outros compostos inorgânicos. Esses processos constituem a base microbiológica da digestão anaeróbia aplicada em sistemas de tratamento de efluentes (Meystre, 2007).

Figura 3 - Ciclo anaeróbio na natureza.



Fonte: Adaptado Meystre [2007].

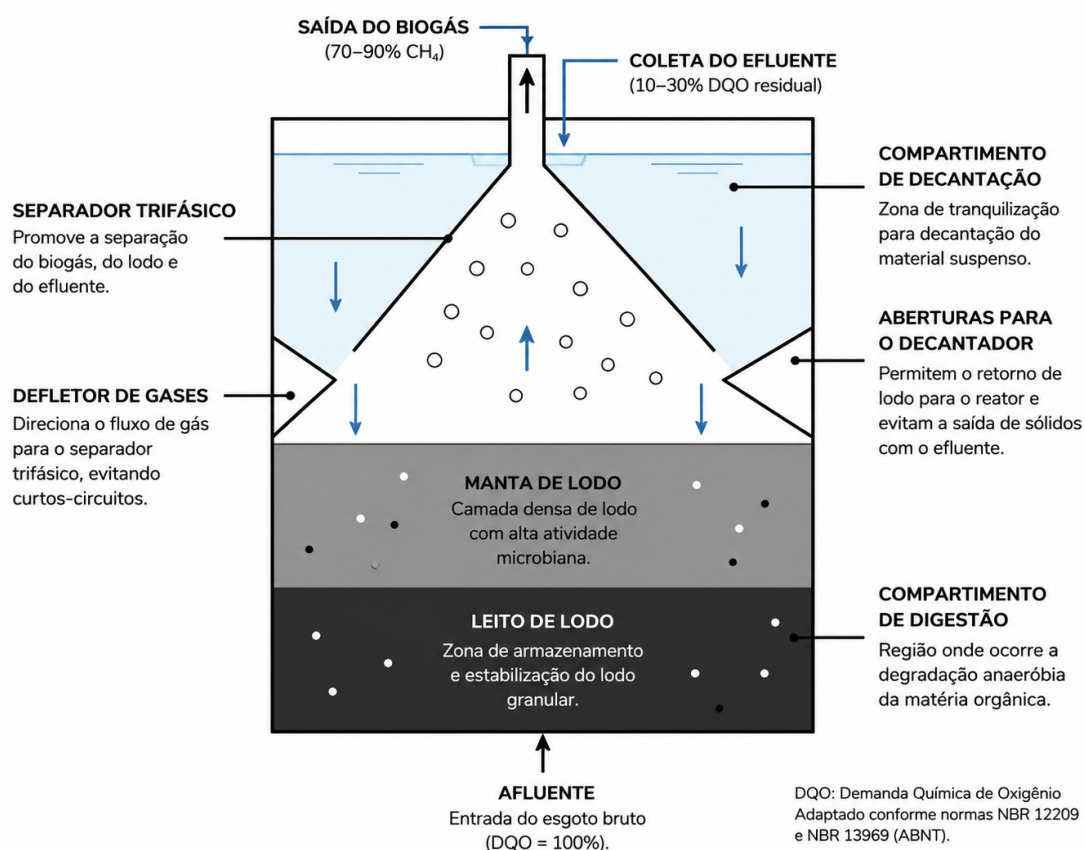
No tratamento de efluentes industriais, os processos anaeróbios têm sido amplamente utilizados devido à sua eficiência na remoção de matéria orgânica e ao menor consumo energético quando comparados a sistemas aeróbios. Além disso, sistemas anaeróbios conduzidos em biodigestores podem apresentar vantagens operacionais, como menor demanda por área física e redução de problemas relacionados a maus odores, quando comparados a formas convencionais de disposição de resíduos orgânicos (Barcelos, 2009). Entre as tecnologias mais empregadas destaca-se o reator UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*), também denominado reator anaeróbio de manta de lodo, reconhecido por sua capacidade de

promover a degradação da matéria orgânica por meio da atividade microbológica em condições anaeróbias (Pereira et al., 2009).

O UASB é constituído por três regiões principais, sendo elas o leito de lodo, a manta de lodo e o separador trifásico. O leito e a manta de lodo correspondem às zonas onde ocorre a degradação anaeróbia da matéria orgânica pela ação dos microrganismos presentes na biomassa. O efluente é introduzido na parte inferior do reator e percorre uma trajetória ascendente através dessas regiões, promovendo o contato com a manta de lodo responsável pelo tratamento biológico. Na parte superior do sistema encontra-se o separador trifásico, cuja função é promover a separação entre o biogás gerado, o lodo e o efluente tratado, além de contribuir para a retenção da biomassa no interior do reator. Após atravessar essa etapa, o efluente segue para a zona de sedimentação, onde ocorre a separação de partículas remanescentes antes de sua saída do sistema.

A Figura 4 apresenta um esquema simplificado das principais regiões que compõem um UASB e do percurso do efluente ao longo do tratamento (Hamerski, 2012).

Figura 4 - Esquema do funcionamento de um reator do tipo UASB.



Fonte: adaptado Chernicharo [1999].

Um dos aspectos mais importantes dos reatores UASB é sua capacidade de desenvolver e manter uma biomassa com elevada atividade microbológica e boas características de sedimentação. A eficiência desses sistemas está diretamente relacionada à retenção da biomassa no interior do reator e ao contato adequado entre os microrganismos e a matéria orgânica presente no efluente, fatores essenciais para a conversão biológica e para o desempenho do tratamento anaeróbio (Hamerski, 2012; Chernicharo, 2007; Monteggia, 1999).

Apesar das vantagens operacionais e econômicas, os reatores UASB apresentam limitações relacionadas à qualidade do efluente final, que frequentemente não atende, de forma isolada, aos padrões exigidos para lançamento em corpos hídricos. Dessa forma, a adoção de etapas complementares de pós-tratamento é geralmente necessária para aumentar a remoção de matéria orgânica, sólidos suspensos e outros poluentes remanescentes (Miki, 2010; Borges et al., 2017).

2.4.1 Critérios de projeto e Operação

O dimensionamento e a operação de reatores UASB baseiam-se em parâmetros hidráulicos e biológicos que permitem avaliar o desempenho do sistema e estabelecer condições adequadas para a retenção da biomassa e a degradação da matéria orgânica. Entre os principais parâmetros utilizados destacam-se o tempo de detenção hidráulica, a carga hidráulica volumétrica, a carga orgânica volumétrica, a carga biológica e a velocidade ascensional.

Tabela 2 - Principais parâmetros de projeto e operação de reatores UASB.

Parâmetro	Símbolo	Unidade
Tempo de detenção hidráulica	TDH	h ou d
Carga hidráulica volumétrica	CHV	$\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$
Carga orgânica volumétrica	COV	$\text{kg DQO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$
Carga biológica	COB	$\text{kg DQO} \cdot \text{kg SVT}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$
Velocidade ascensional	Va	$\text{m} \cdot \text{h}^{-1}$

Fonte: Adaptado Chernicharo [2007].

Todos os critérios para projeto e operação de reatores UASB resumidos na Tabela 2 e nas equações a seguir foram retirados de Chernicharo, 1997 e 2007.

A COV (Equação 1), também denominada taxa de carregamento orgânico, representa a quantidade de matéria orgânica aplicada ao reator por unidade de volume e por unidade de tempo.

$$COV = \frac{S_o}{\theta} \quad (1)$$

Onde:

COV = carga orgânica volumétrica (kg DQO·m⁻³·d⁻¹.);

S_o = DQO do afluente (kg/m³);

θ = tempo de detenção hidráulica (d).

A TCH (Equação 2), também denominada taxa de carregamento hidráulico, corresponde ao volume de efluente aplicado diariamente ao reator por unidade de volume:

$$TCH = \frac{Q}{V} \quad (2)$$

Onde:

TCH = taxa de carregamento hidráulico (m³·m⁻³·d⁻¹.);

Q = vazão afluente (m³·d⁻¹.);

V = volume total do reator (m³).

A CHV representa o volume de efluente aplicado diariamente ao reator por unidade de volume útil e está diretamente relacionada ao TDH, que corresponde ao tempo médio de permanência do efluente no interior do sistema. Como o TDH é inversamente proporcional à CHV, valores elevados de carregamento hidráulico podem comprometer o desempenho do reator UASB. Entre os principais efeitos associados a essa condição destacam-se o arraste excessivo de biomassa juntamente com o efluente, a redução do tempo de retenção celular e a possibilidade de instabilidade operacional, uma vez que o tempo de permanência dos microrganismos pode se tornar inferior ao necessário para seu crescimento e manutenção no sistema:

$$\theta = \frac{1}{TCH} \quad (3)$$

Onde:

TCH = taxa de carregamento hidráulico (m³·m⁻³·d⁻¹.);

θ = tempo de detenção hidráulica (d).

A COB (Equação 4) é também denominada carga de lodo. Esse parâmetro expressa a quantidade de matéria orgânica aplicada diariamente em relação à massa de biomassa presente no reator, sendo utilizado para avaliar a relação entre o

substrato afluente e os microrganismos responsáveis pela degradação anaeróbia da matéria orgânica:

$$COB = \frac{(Q \times S_0)}{M} \quad (4)$$

Onde:

COB= carga biológica (kg DQO/kg STV.d);

Q= vazão afluente ($m^{-3} \cdot d^{-1}$);

S_0 = DQO do afluente (kg/m³);

M= massa de microrganismos presentes no reator - volume*concentração de STV (kgSTV).

A velocidade ascensional (Equação 5) corresponde à velocidade média de deslocamento do efluente ao longo da seção transversal do reator e constitui um dos principais parâmetros de dimensionamento de sistemas UASB. Esse parâmetro influencia diretamente a retenção da biomassa e a estabilidade operacional do reator. Valores excessivamente elevados podem favorecer o arraste de sólidos e a perda de lodo, comprometendo a eficiência do tratamento. Em sistemas operando com lodo floculento, recomenda-se a adoção de velocidades moderadas, enquanto reatores com lodo granular podem operar com velocidades superiores devido à maior capacidade de retenção da biomassa.

$$v = \frac{Q}{A} \quad (5)$$

Onde:

v= velocidade ascensional ($m \cdot h^{-1}$);

Q=vazão ($m^{-3} \cdot d^{-1}$);

A= área transversal do reator (m^2).

A operação de reatores UASB requer o monitoramento periódico da biomassa, uma vez que o desempenho do processo anaeróbio está diretamente relacionado à atividade e à retenção dos microrganismos responsáveis pela degradação da matéria orgânica. A avaliação da distribuição de sólidos ao longo do reator permite acompanhar o desenvolvimento da manta de lodo, estimar a massa microbiana presente e identificar possíveis alterações operacionais. Além disso, o controle da biomassa auxilia na definição de estratégias de manejo e descarte de lodo excedente, procedimento necessário para evitar o acúmulo excessivo de sólidos e a deposição de materiais inertes no interior da unidade. A retenção adequada da biomassa constitui um dos fatores mais importantes para o desempenho do sistema,

uma vez que condições operacionais inadequadas podem favorecer o arraste de lodo juntamente com o efluente tratado, comprometendo a eficiência da remoção de matéria orgânica e a estabilidade do processo (Chernicharo, 2007).

2.5 GERAÇÃO E COMPOSIÇÃO DE BIOGÁS EM SISTEMAS ANAERÓBIOS

O biogás é um combustível gasoso gerado a partir da degradação anaeróbia da matéria orgânica por ação microbiana. Nesse processo, a produção de metano está associada à remoção da carga orgânica presente no efluente, pois parte da demanda DQO corresponde a compostos reduzidos que podem ser utilizados como substrato pelos microrganismos anaeróbios. Como o metano apresenta baixa solubilidade em água, ele se desprende facilmente da fase líquida e passa a compor a fração gasosa do sistema, contribuindo para a redução da matéria orgânica no efluente e indicando o avanço da estabilização do processo (Aquino et al., 2007).

Quando a digestão anaeróbia ocorre em sistemas controlados, como biodigestores e reatores anaeróbios, o biogás produzido pode ser captado e utilizado como fonte de energia térmica ou elétrica. Em função de seu elevado poder calorífico, esse combustível representa uma alternativa sustentável para o aproveitamento energético de resíduos e efluentes orgânicos, agregando valor ao processo de tratamento e contribuindo para a redução dos impactos ambientais associados à sua disposição inadequada (Pecora, 2006). Além da produção de energia na forma de biogás, o processo pode resultar na formação de resíduos estabilizados com elevado teor de nutrientes, passíveis de utilização agrícola desde que atendidas as exigências previstas na Resolução CONAMA nº 375/2006 (Silva, 2015).

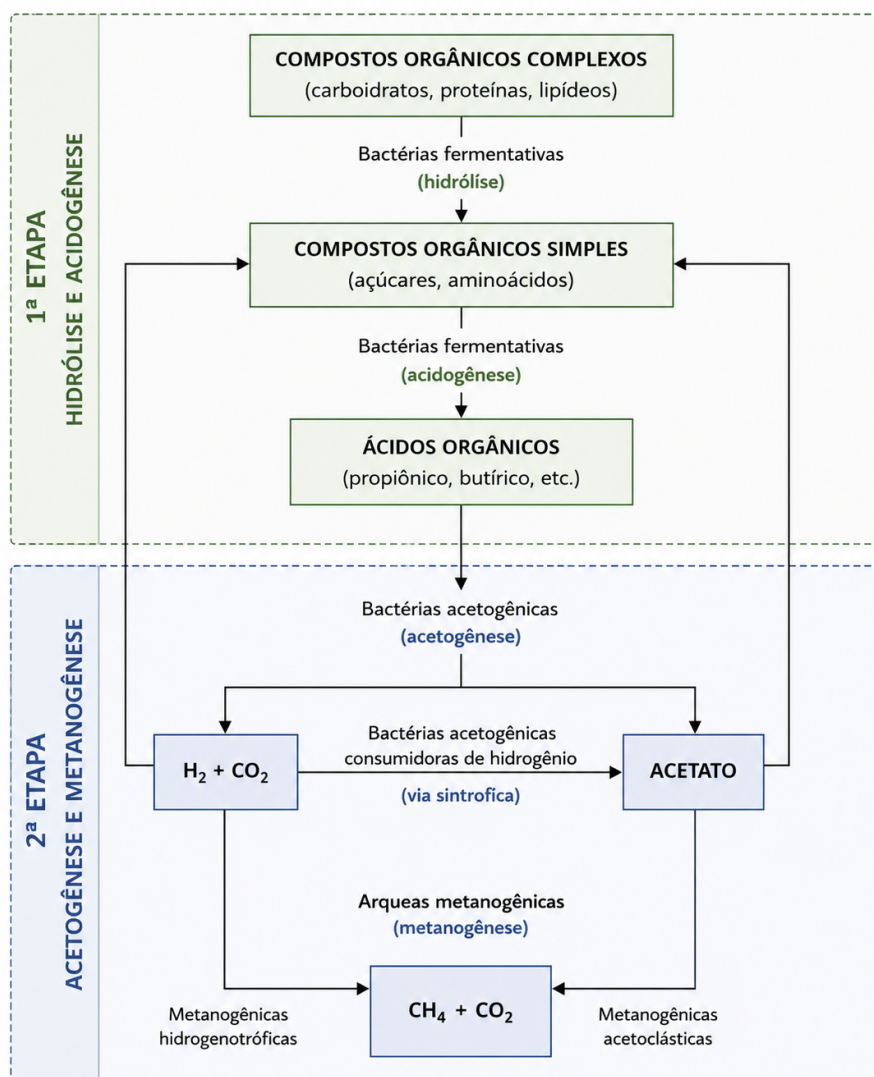
De forma simplificada, a digestão anaeróbia pode ser compreendida em duas grandes etapas. Na primeira, a matéria orgânica complexa é convertida em compostos intermediários, como ácidos orgânicos, álcoois, hidrogênio e dióxido de carbono. Na segunda, esses intermediários são transformados principalmente em metano e dióxido de carbono, constituintes predominantes do biogás (Costa, 2006). Entretanto, para descrever com maior detalhamento a sequência bioquímica e os grupos microbianos envolvidos, diversos autores dividem a digestão anaeróbia em quatro etapas principais: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese.

Na hidrólise, compostos orgânicos complexos como a celulose, proteínas e gorduras, são convertidos em moléculas menores passíveis de assimilação pelos microrganismos. Em seguida, durante a acidogênese, esses compostos são

transformados em ácidos orgânicos, álcoois, hidrogênio e dióxido de carbono. A existência de oxigênio e nitratos no meio é considerada tóxica e inibe o processo anaeróbio. As bactérias anaeróbias facultativas da acidogênese usam o oxigênio introduzido acidentalmente no processo, criando condições favoráveis para o desenvolvimento dos anaeróbios obrigatórios. Na etapa de acetogênese, os produtos intermediários são convertidos principalmente em ácido acético, hidrogênio e dióxido de carbono, que servirão de substrato para os microrganismos metanogênicos. Por fim, na metanogênese, arqueias especializadas convertem esses compostos em metano e dióxido de carbono, formando o biogás e concluindo o processo de digestão anaeróbia (Karlsson et al., 2014; Deublein et al, 2011; Mir, 2016).

A Figura 5 apresenta, de forma esquemática, as etapas envolvidas na digestão anaeróbia, relacionando a representação simplificada em duas fases com a divisão bioquímica em quatro etapas.

Figura 5 - Bioquímica da digestão anaeróbia.



Fonte: Adaptado Deublein e Steinhäuser [2008] e Chernicharo [2007].

Além das etapas bioquímicas envolvidas na digestão anaeróbia, diversos fatores operacionais influenciam diretamente a atividade microbiana e, consequentemente, a produção de biogás. Entre os principais parâmetros destacam-se a ausência de oxigênio, a composição do substrato, a relação carbono/nitrogênio (C/N), a temperatura, o pH e a presença de substâncias tóxicas. Como as arqueias metanogênicas são microrganismos estritamente anaeróbios, a presença de oxigênio compromete o processo de formação de metano, favorecendo rotas metabólicas aeróbias que resultam predominantemente na produção de dióxido de carbono (Pecora, 2006).

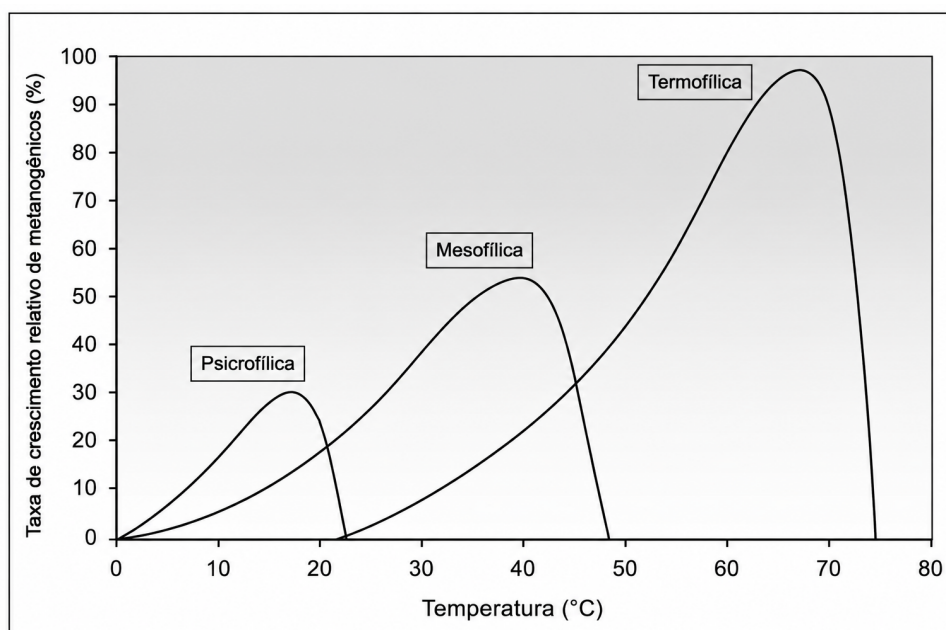
A composição e a disponibilidade de nutrientes do substrato também exercem papel fundamental no desempenho da digestão anaeróbia. Elementos como carbono,

nitrogênio, fósforo, enxofre e diversos micronutrientes participam das reações metabólicas dos microrganismos, sendo necessária uma relação adequada entre carbono e nitrogênio, geralmente compreendida entre 20:1 e 30:1, para garantir a estabilidade do processo. Relações inadequadas podem provocar acúmulo de compostos intermediários, redução da atividade metanogênica e diminuição da produção de biogás (Pecora, 2006; Kunz, 2022).

A temperatura constitui outro fator determinante para a atividade microbiológica, uma vez que influencia diretamente a velocidade das reações bioquímicas. Os processos anaeróbios são normalmente operados nas faixas mesofílica (32 a 37 °C) ou termofílica (50 a 60 °C), sendo que variações bruscas de temperatura podem causar desequilíbrios na comunidade microbiana e comprometer a geração de metano (Pecora, 2006; Deublein et al., 2011).

A Figura 6 exemplifica de forma gráfica a influência da temperatura no crescimento da biomassa.

Figura 6 - faixas de temperatura e crescimento da biomassa em reatores anaeróbios.



Fonte: Adaptado Chernicharo [2007].

De forma semelhante, o pH deve permanecer próximo da neutralidade, geralmente entre 6,8 e 7,5, faixa considerada ideal para o desenvolvimento das arqueias metanogênicas. Valores muito ácidos ou muito alcalinos podem inibir a atividade enzimática e reduzir significativamente a eficiência da digestão anaeróbia (Karlsson et al., 2014; Deublein et al., 2011). Além disso, substâncias tóxicas presentes no meio, como detergentes, metais pesados e determinados compostos

químicos industriais, podem inibir ou até mesmo inviabilizar o desenvolvimento dos microrganismos responsáveis pela produção de biogás (Costa, 2006).

O biogás gerado pela digestão anaeróbia apresenta composição variável em função das características do substrato e das condições operacionais do processo. É um gás um pouco mais leve que o ar, com densidade de $0,94 \text{ kg/m}^3$. Possui temperatura de ignição em torno de 700°C , enquanto a temperatura da chama pode atingir aproximadamente 870°C . De maneira geral, é constituído principalmente por CH_4 (50% a 70%) e CO_2 (30% a 50%), além de pequenas quantidades de outros gases, como H_2S (0,1% a 1%), NH_3 , N_2 (0,5% a 3%), O_2 e vapor d'água. Sua pureza e qualidade dependem da quantidade de metano presente, pois, quanto maior o percentual desse gás, mais puro será o biogás e maior será seu poder calorífico (Weiland, 2010; Ryckebosch et al., 2011; López et al., 2015). Segundo Karlsson et al. (2014), normalmente é denominado biogás o gás que ainda não passou pelo processo de purificação.

2.6 BIODEGRADABILIDADE ANAERÓBIA

Em termos gerais, a biodegradabilidade refere-se à capacidade ou susceptibilidade de determinados substratos, substâncias ou compostos sofrerem transformação por meio da atividade metabólica dos microrganismos presentes no meio (Cassini, 2003). Nesse sentido, este parâmetro indica a fração da matéria orgânica passível de decomposição biológica. A biodegradabilidade anaeróbia, especificamente, corresponde à fração máxima de matéria orgânica que será removida por meio da digestão anaeróbia (Amaral et al, 2008).

O ensaio de biodegradabilidade anaeróbia apresenta grande semelhança metodológica com os testes utilizados para determinar a atividade metanogênica específica (AME) de lodos anaeróbios, pois ambos avaliam a resposta da biomassa anaeróbia à degradação de um substrato sob condições controladas (Aquino et al., 2007). De modo geral, o ensaio de biodegradabilidade anaeróbia acompanha a formação de produtos gerados durante o tratamento biológico, especialmente a produção de biogás e metano, além da redução da concentração do substrato ao longo do tempo. Já no ensaio AME, o foco está na avaliação da capacidade metabólica do lodo anaeróbio em converter um substrato conhecido em metano (Rietow, 2018).

Entre as metodologias aplicadas aos ensaios de biodegradabilidade anaeróbia, destacam-se aquelas baseadas no acompanhamento dos produtos formados durante o processo biológico. Esses métodos podem envolver o monitoramento da produção de biogás e, em alguns casos, da formação de compostos intermediários, como os ácidos graxos voláteis, que podem se acumular durante a degradação da matéria orgânica. A produção de metano é utilizada como o principal indicador da biodegradação anaeróbia, por representar um dos produtos finais mais relevantes do processo (Rozzi; Remigi, 2004).

A quantificação do biogás produzido pode ser realizada por diferentes sistemas experimentais, entre os quais se destacam os métodos volumétricos e manométricos. Nos métodos volumétricos, a produção gasosa é determinada pelo aumento do volume de gás sob pressão constante, enquanto nos métodos manométricos a estimativa ocorre a partir do aumento da pressão em um volume constante. Além disso, a composição do biogás, especialmente a concentração de metano, pode ser determinada por cromatografia gasosa, permitindo avaliar tanto a quantidade quanto a qualidade do gás produzido (Guwy, 2004).

A condução adequada do ensaio de biodegradabilidade anaeróbia exige atenção a diferentes aspectos metodológicos, pois variações no protocolo podem comprometer a validade e a comparabilidade dos resultados. Diretrizes e revisões sobre testes de potencial bioquímico de metano destacam a importância de controlar elementos como características do substrato, origem e atividade do inóculo, meio de cultivo, brancos, controles, réplicas, mistura, configuração experimental, coleta, interpretação e apresentação dos dados (Holliger et al., 2016; Filler et al., 2019).

2.6.1 Substrato

A diversidade de substratos utilizados em ensaios de biodegradabilidade anaeróbia dificulta a definição de requisitos físico-químicos específicos. Assim, sua caracterização é essencial, pois sua composição influencia a atividade microbiana, a produção de biogás e a estimativa do potencial de metano (Filler et al., 2019).

Para avaliar especificamente a atividade metanogênica de um lodo anaeróbio, pode-se utilizar um substrato que favoreça o metabolismo dos microrganismos metanogênicos, como sais de acetato ou ácido acético, uma vez que cerca de 70% do metano produzido é proveniente da degradação do acetato por microrganismos acetoclásticos, enquanto os 30% restantes são formados por microrganismos

hidrogenotróficos a partir da redução do dióxido de carbono. Entretanto, quando o objetivo é avaliar a atividade do consórcio anaeróbio como um todo, o uso de substratos mais complexos, como a glicose, pode ser mais adequado, pois permite a atuação de microrganismos fermentativos, sintróficos, acetogênicos e metanogênicos (Aquino et al., 2007).

A concentração do substrato deve ser definida de modo que a disponibilidade de matéria orgânica não limite a atividade metanogênica da biomassa. Hussain e Dubey (2017) indicam que o teste de AME avalia a capacidade do lodo de produzir metano a partir de um substrato específico em condições nas quais esse substrato não é fator limitante, utilizando valores iniciais de DQO na faixa de 2,0 a 2,5 g/L. No entanto, concentrações excessivas podem provocar sobrecarga ou inibição do lodo, enquanto concentrações muito baixas podem reduzir a produção de metano. Por isso, Souto et al. (2010) destacam que variáveis como concentração de substrato, relação alimento/microrganismo, tipo de carbono e solução nutritiva influenciam os resultados dos testes de biodegradabilidade, observando faixa adequada de concentração entre 0,5 e 3,0 gDQO/L. Isso é corroborado por Wang et al. (2015), que avaliaram diferentes cargas de substrato em digestão anaeróbia em batelada e observaram que o rendimento de metano medido variou conforme a concentração utilizada, aumentando até uma tendência de saturação, destacando que concentrações muito baixas podem resultar em baixa produção de gás e subestimação do potencial de metano, enquanto concentrações elevadas podem favorecer sobrecarga do sistema e acúmulo de intermediários.

Além disso, a produção endógena de metano pode interferir nos resultados, pois parte do gás gerado pode ser proveniente do próprio lodo e não da degradação do substrato. Para minimizar essa interferência, recomenda-se a incubação prévia do lodo anaeróbio por sete dias, a 35 °C, antes da adição do substrato, reduzindo a influência da endogenia (Fdz-polanco et al., 2005).

2.6.2 Solução de nutrientes

A solução de nutrientes, ou meio de incubação, tem a função de complementar as condições necessárias à atividade microbiana durante o ensaio, fornecendo elementos que favorecem a digestão anaeróbia e a produção de metano (Angelidaki et al., 2009).

Em ensaios do Potencial Bioquímico de Metano (BMP), a disponibilidade de nutrientes no meio pode influenciar o desempenho da digestão anaeróbia, especialmente quando há diluição do inóculo. Brulé et al. (2013) observaram que a suplementação com aditivos contendo metais-traço não apresentou efeito significativo em ensaios conduzidos com inóculo não diluído, entretanto, quando o inóculo foi diluído, a adição de elementos-traço resultou em aumento significativo da produção de metano. Além disso, nas variantes com inóculo diluído, os autores utilizaram nutrientes minerais e substâncias tampão de pH para evitar o comprometimento do processo de digestão.

Como os ensaios de biodegradabilidade anaeróbia apresentam semelhanças metodológicas com os testes AME (Filler et al., 2019), especialmente quanto ao uso de lodo anaeróbio, substrato, meio de incubação e monitoramento da produção de metano, a discussão sobre solução de nutrientes também pode ser relacionada a esses testes. Nesse contexto, Aquino et al. (2007) destacam que a solução de nutrientes pode conter macronutrientes, micronutrientes, alcalinidade e agentes redutores, sendo empregada para reduzir limitações nutricionais e favorecer condições adequadas à atividade metanogênica do lodo (Tabela 3). Os autores também indicam que não há consenso absoluto quanto à formulação ideal da solução nutricional, mas apontam a tendência de sua utilização nos frascos de reação para facilitar a comparação entre resultados de diferentes estudos.

Tabela 3 – Composição de soluções nutricionais utilizadas em ensaios de atividade anaeróbia.

Nutrientes (mg/L)	Chernicharo, 1997	Souza et al., 2005	Alvez et al., 2005
NH ₄ Cl	500	500	2.235
(NH ₄) ₂ SO ₄	-	-	-
NaHCO ₃	-	1.000	-
KH ₂ PO ₄	1.500	650	486
K ₂ HPO ₄	1.500	150	-
Na ₂ HPO ₄ ·2H ₂ O	-	-	-
MgCl ₂	-	100	150
CaCl ₂ ·2H ₂ O	100	107	-
KCl	-	-	-
Na ₂ SO ₄	-	-	-
Na ₂ S·7H ₂ O	50	50	0,25
Extrato de levedura	-	-	-

Fonte: Adaptado de Aquino et al. [2007].

2.6.3 Inóculo

As características do inóculo constituem um dos fatores relevantes na condução dos ensaios BMP, juntamente com o preparo do substrato, a configuração experimental e a análise dos dados, pois influenciam a obtenção de resultados que possam ser reproduzidos (Holliger et al., 2016).

Além de fornecer a biomassa microbiana necessária ao processo, a adição de inóculo pode favorecer as condições do meio reacional, contribuindo para o equilíbrio da relação carbono/nitrogênio, para a melhoria da estrutura física do substrato, para o aumento da densidade microbiana e para a manutenção da umidade. O inóculo também pode incorporar compostos com capacidade tamponante, auxiliando na estabilidade do processo anaeróbio. Com isso, sua utilização pode reduzir o tempo necessário à estabilização da matéria orgânica e favorecer a produção de biogás. Os inóculos mais empregados são, em geral, lodos provenientes do tratamento de esgoto sanitário e materiais de origem animal, como esterco bovino, suíno e de frango. Esses materiais apresentam elevada concentração de microrganismos anaeróbios, capazes de favorecer a degradação da matéria orgânica e acelerar o processo de bioestabilização (Barcelos, 2009).

A Tabela 4 apresenta características físico-químicas de diferentes materiais utilizados como inóculo em ensaios anaeróbios, permitindo comparar parâmetros.

Tabela 4 – Características físico-químicas de diferentes inóculos utilizados em ensaios anaeróbios.

Componentes	pH	DQO (g/kg)	Sólidos totais (%)	Sólidos totais voláteis (%)
Esterco bovino	7,2	656,5	20	84,5
Esterco suíno	6	603	16	84,9
Rúmen bovino	7,5	652,5	31,1	67,1

Fonte: Adaptado Barcelos [2009].

O inóculo compõe o meio reacional juntamente com o substrato e, quando necessário, com nutrientes adicionais. Em ensaios BMP, também são utilizados frascos brancos contendo apenas inóculo e meio ou água, sem adição de substrato, com o objetivo de estimar a produção de metano associada ao próprio inóculo. Essa correção é importante porque parte da matéria orgânica residual presente no inóculo pode continuar sendo degradada durante o ensaio, contribuindo para a geração de biogás e interferindo na quantificação do metano efetivamente produzido pelo substrato avaliado (Filler et al., 2019).

A Tabela 5 apresenta a composição química média de esterco bovino e suíno não decompostos, evidenciando diferenças na disponibilidade desses nutrientes.

Tabela 5 – Composição química média de esterco bovino e suíno não decompostos.

Esterco	Nitrogênio (%)	Fósforo (%)	Potássio (%)
Bovino	0,6	0,15	0,45
Suíno	0,6	0,25	0,12

Fonte: Adaptado Barcelos [2009].

A concentração inicial da biomassa deve ser considerada na condução do ensaio, pois, quando o substrato e os nutrientes estão disponíveis em quantidade suficiente, a quantidade de inóculo tende a influenciar principalmente a duração do teste. Maiores concentrações de biomassa reduzem a relação alimento/microrganismo e favorecem a degradação mais rápida do substrato disponível. Por isso, é importante determinar a concentração de SSV do lodo utilizado, uma vez que esse parâmetro permite estimar a massa inicial de biomassa no frasco e interpretar adequadamente a atividade do inóculo. Além disso, a relação alimento/microrganismo deve ser definida de acordo com as características do lodo e do substrato empregado, uma vez que Steil et al. (2004) observaram que, para ensaios utilizando mistura de ácidos graxos voláteis como substrato, a relação de 0,25 gDQO/gSSV apresentou melhor desempenho. O crescimento ou a endogenia da biomassa durante o ensaio também pode interferir na avaliação dos resultados, tornando necessário controlar, através de análises, a relação entre substrato e microrganismos presentes no sistema (Aquino et al., 2007).

Para calcular a quantidade de inóculo utiliza-se a equação 6:

$$FI = \frac{ST_i}{ST_i + ST_s} \quad (6)$$

Onde:

FI = fator de inóculo;

ST_i = sólidos totais do inóculo;

ST_s = sólidos totais do substrato.

2.7 MÉTODOS DE QUANTIFICAÇÃO DE BIOGÁS

Os métodos gasométricos estão entre os mais utilizados para avaliar a biodegradação anaeróbia, pois permitem quantificar o biogás produzido pela atividade da biomassa na presença do substrato analisado. Esses métodos geralmente utilizam

aparatos experimentais simples e podem medir a produção gasosa de forma manométrica, mantendo-se o volume constante e registrando-se o aumento da pressão, ou de forma volumétrica, mantendo-se a pressão constante e determinando-se o volume de biogás formado. Entre as técnicas empregadas para medir a taxa e o volume de biogás produzido estão seringas lubrificadas, dispositivos de deslocamento de volume, manômetros, transdutores de pressão, seringas associadas a manômetros e medidores de baixa vazão acionados por pressão. Embora muitas dessas técnicas tenham sido tradicionalmente operadas manualmente, sistemas automatizados também passaram a ser desenvolvidos para o monitoramento da produção gasosa (Guwy, 2004).

2.7.1 Métodos Volumétricos

Este método consiste, inicialmente, em registrar a medida do volume de gás produzido, ou seja, do biogás. Em seguida, o gás é conduzido por uma solução de hidróxido de potássio (KOH), com o objetivo de remover o CO_2 , e posteriormente passa por outras soluções destinadas à remoção do oxigênio e do hidrogênio, permitindo a medição volumétrica do CH_4 remanescente (López et al., 2015).

Os métodos volumétricos podem ser empregados em diferentes arranjos experimentais, como a medição conjunta do volume e da composição do biogás, a análise apenas da composição gasosa ou a determinação direta do volume de metano produzido. Em algumas dessas configurações, entretanto, o metano não é quantificado diretamente, sendo estimado a partir da relação entre o volume total de biogás e sua concentração de CH_4 (Aquino et al., 2007).

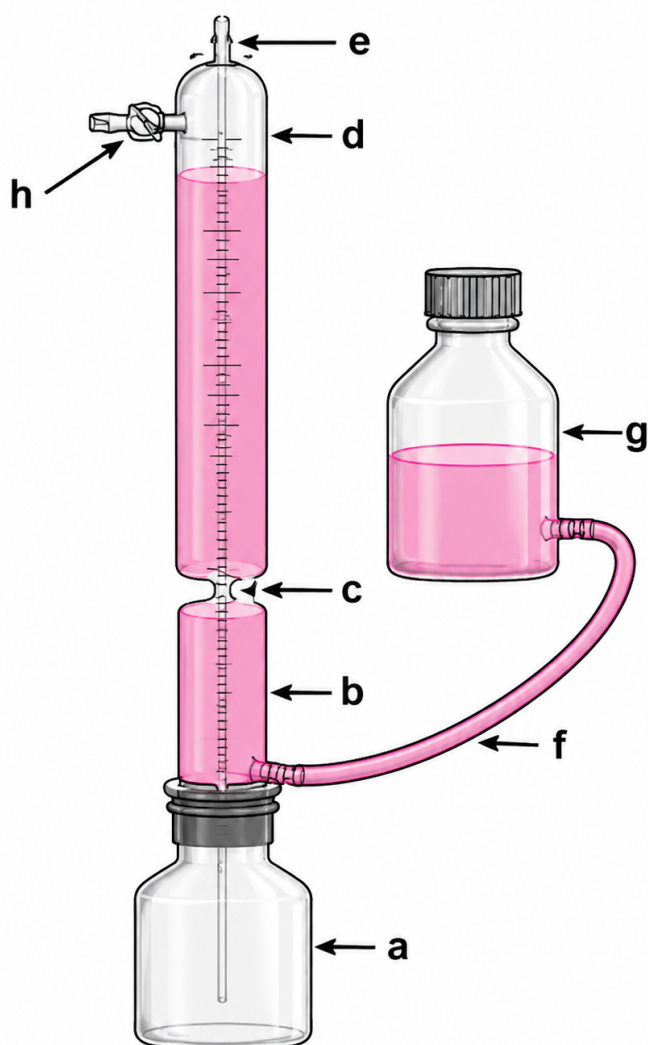
Embora sejam bastante utilizados, esses métodos apresentam limitações, como a possibilidade de erros associados à leitura visual do volume deslocado pelo operador (Parajuli, 2011). Além disso, quando dependem de instrumentos de leitura manual, podem apresentar menor precisão e dificultar o registro contínuo dos dados. A ausência de sistemas digitais para aquisição e armazenamento das informações de quantificação do metano também pode tornar o procedimento menos eficiente, especialmente em ensaios com grande número de amostras ou misturas avaliadas (Castro et al., 2019).

Entre os sistemas volumétricos empregados em ensaios de biodegradabilidade anaeróbia, destaca-se o eudiômetro, dispositivo amplamente utilizado para a quantificação do biogás produzido a partir do deslocamento de uma

coluna líquida em um tubo graduado. Nesse sistema, o gás gerado durante a digestão anaeróbia é conduzido para o interior do tubo de medição, promovendo o deslocamento do líquido e permitindo a determinação direta do volume acumulado. Devido à sua simplicidade construtiva, baixo custo operacional e facilidade de aplicação em escala laboratorial, o eudiômetro tem sido amplamente empregado em estudos de produção de biogás e potencial bioquímico de metano (BMP), especialmente em experimentos que não requerem monitoramento automatizado da produção gasosa (Aquino et al., 2007).

A Figura 7 apresenta um esquema simplificado de um sistema eudiométrico utilizado para a medição volumétrica da produção de biogás em ensaios anaeróbios.

Figura 7 – Esquema simplificado de um eudiômetro para medição volumétrica de biogás.



Fonte: Adaptado de Aquino et al. (2007).

Onde:

- a) Frasco reator;
- b) Tubo eudiômetro;
- c) Tubo interno;
- d) Identificação do início da escala;
- e) Suporte de fixação e ancoragem do tubo interno;
- f) Mangueira;
- g) Frasco reservatório;
- h) Torneira de vidro com junto cônica.

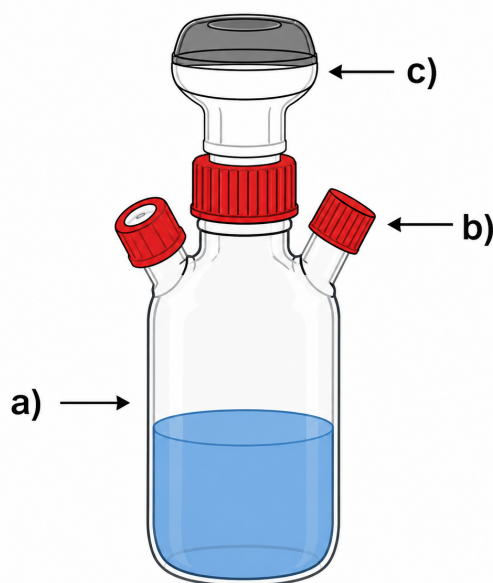
2.7.2 Métodos Manométricos

Os métodos manométricos consistem na quantificação indireta da produção gasosa a partir da pressão exercida no interior do frasco de reação, geralmente registrada por um sensor ou transdutor de pressão acoplado ao sistema. Conforme a configuração experimental adotada, a pressão medida pode representar a mistura gasosa total do biogás, composta principalmente por metano e dióxido de carbono, ou apenas a fração correspondente ao metano. Por meio da calibração do sistema, é possível relacionar a pressão registrada à quantidade de gás presente no frasco, permitindo que o acompanhamento periódico da pressão seja utilizado para estimar a taxa de produção de metano ao longo do ensaio (Simões et al., 2020).

Apesar de sua aplicação ser mais simples que a dos métodos baseados em deslocamento de líquido, a abordagem manométrica requer maior cuidado na montagem experimental. Rozzi e Remigi (2004) destacam que a confiabilidade da avaliação da atividade anaeróbia por meio da medição de gás depende do equilíbrio entre as fases líquida e gasosa em sistemas fechados, podendo ser influenciada por fatores como as características do substrato, a concentração da biomassa e a relação gás/líquido. A precisão do método pode ser afetada pelo comportamento não ideal dos gases, por alterações no volume do headspace e pela dissolução de CH_4 e CO_2 no meio líquido. Além disso, a variação da pressão no headspace pode modificar a quantidade de gás dissolvida na fase líquida, especialmente no caso do dióxido de carbono, o que pode levar à subestimação da produção gasosa quando esse efeito não é considerado. Assim, a correção da solubilidade dos gases no sistema é um aspecto importante para a confiabilidade dos resultados obtidos por métodos manométricos (Zaman, 2010).

Entre os sistemas utilizados em métodos manométricos, destaca-se o OxiTop® (Figura 8), originalmente desenvolvido para medições de DBO, mas também aplicado em ensaios anaeróbios para acompanhamento da produção de biogás e metano. O equipamento é composto por cabeças de medição e controlador, com transferência de dados por interface infravermelha, permitindo a realização de múltiplas medições em paralelo, com menor interferência manual. Os dados de pressão são registrados automaticamente em intervalos definidos pelo usuário, podendo ser visualizados no controlador e posteriormente transferidos para análise. Essa característica torna o sistema vantajoso em ensaios com grande número de frascos, embora sua aplicação seja limitada pela faixa máxima de pressão suportada pelas cabeças de medição, o que pode restringir a quantidade de amostra utilizada (Parabón et al., 2012).

Figura 8 – Esquema do sistema OxiTop® adaptado para medição manométrica em ensaios anaeróbios.



Fonte: Adaptado de Aquino et al. (2007).

Onde:

- a) Frasco de reação;
- b) Saída lateral;
- c) Cabeçote de medição.

Uma alternativa para adaptar o uso do OxiTop® à quantificação de metano consiste na captura do dióxido de carbono produzido durante o ensaio. Como a

sobrepressão formada nos frascos em batelada é composta principalmente por CH₄ e CO₂, a absorção do CO₂ por pastilhas ou soluções alcalinas permite que a pressão registrada seja atribuída predominantemente ao metano (Ariunbaatar et al., 2017). Nesse sentido, Parra et al. (2015) utilizaram quatro pastilhas de NaOH em cada reator e verificaram, por análises cromatográficas, que aproximadamente 99% do biogás remanescente correspondia a CH₄.

Nos métodos manométricos, a calibração do sistema é necessária para converter a pressão registrada no frasco de reação em volume de gás produzido, uma vez que essa abordagem se baseia no acúmulo de pressão em um sistema fechado e de volume conhecido. Assim, a relação entre pressão e volume pode ser expressa pela equação:

$$V = K \times P \quad (7)$$

Onde:

V= volume de biogás produzido em mL ou L;

P= pressão registrada em kPa, atm, bar ou mmHg;

K= constante específica do frasco, em mL/kPa, mL/atm ou L/bar.

A determinação dessa constante permite transformar os acréscimos de pressão registrados durante o ensaio em volume de gás produzido, sendo uma etapa importante para a aplicação de sistemas manométricos em testes de biodegradabilidade anaeróbia e potencial bioquímico de metano (Chernicharo, 1997; Guwy, 2004; Hafner et al., 2020).

A aplicabilidade do OxiTop® em ensaios anaeróbios foi demonstrada por Tratar-Pirc, Novosel e Bukovec (2012), que avaliaram a digestão anaeróbia da glicose por meio do acompanhamento da pressão no frasco de reação. No ensaio descrito pelos autores, o aumento de pressão foi mais intenso nas primeiras 85 horas, até o início da fase estacionária, com medição final após 167 horas. A análise cromatográfica indicou aumento progressivo de CH₄ e CO₂ nas etapas iniciais, consumo posterior de H₂ durante a fase metanogênica e, ao final do ensaio, ausência de hidrogênio detectável. Esses resultados apresentaram boa correlação com os dados obtidos pelo OxiTop®, indicando que o sistema pode ser utilizado para monitorar a produção gasosa em ensaios anaeróbios simples com substratos facilmente biodegradáveis, como a glicose (Tratar Pirc et al., 2012).

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 ESTRUTURA E COMPONENTES DO SISTEMA

O objeto de pesquisa foi um reator anaeróbio do tipo UASB, fabricado em PVC, com formato cilíndrico de 2,0 m de altura e 0,3 m de diâmetro, totalizando um volume útil de 96 litros (Tabela 6). A fim de garantir a separação e o direcionamento eficiente dos produtos da digestão anaeróbia (fases líquida, sólida e gasosa), o reator foi equipado com um separador trifásico.

O sistema operava com uma bomba peristáltica da marca Watson Marlow, responsável por transferir o efluente do tanque de alimentação para o reator UASB. As especificações da bomba constam na Tabela 6.

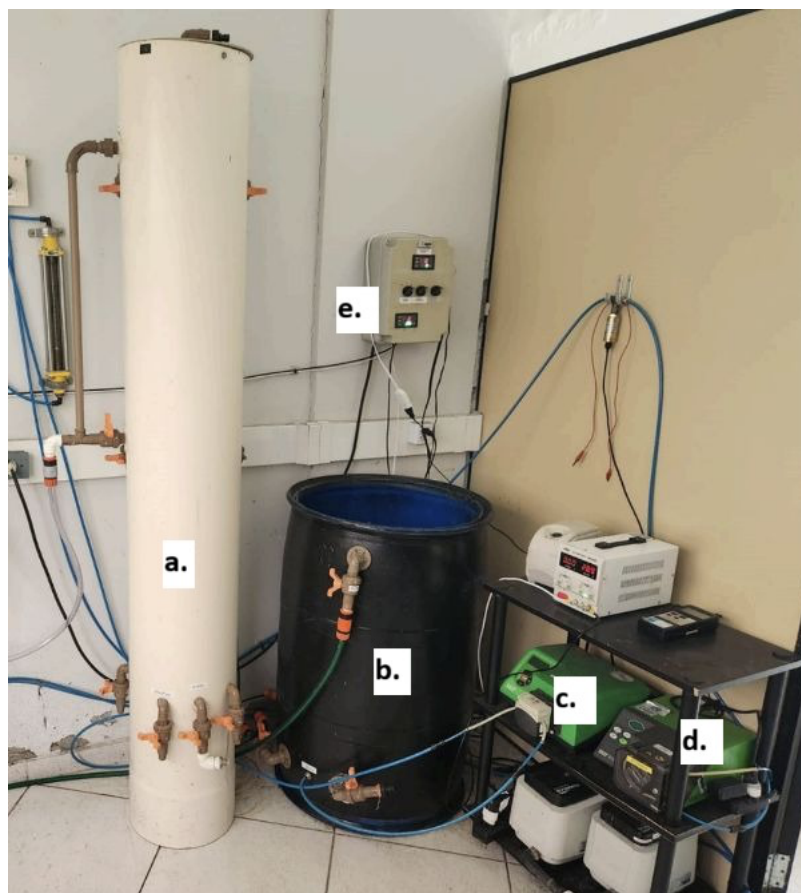
Tabela 6 - Especificações técnicas da bomba peristáltica.

Parâmetro	Especificação
Nome	Watson Marlow
Modelo	520S
Tensão	100 - 120 / 200 - 240 (Volts)
Frequência	50 / 60 (Hertz)
Corrente	0,6 – 1,25 (Ampères)

O sistema incluiu um tanque de alimentação com capacidade para 150 litros, responsável por armazenar o efluente têxtil real antes de sua entrada no reator. Além disso, o sistema também contou com um tanque adicional de armazenamento do efluente real, com capacidade de 5000 litros, por onde o tanque de alimentação foi abastecido.

A Figura 9 mostra os componentes do sistema, incluindo UASB (item a), tanque de alimentação (item b), bomba peristáltica (item c, d) e painel de medição (item e). Os componentes localizam-se na Universidade Federal de Santa Catarina, Campus Professor João David Ferreira Lima, prédio de Engenharia Sanitária e Ambiental, andar térreo, sob responsabilidade do Laboratório de Águas de Reúso - LaRA.

Figura 9 - Componentes do sistema.



3.2 CONDIÇÕES OPERACIONAIS

3.2.1 Ativação do reator

A ativação do reator UASB foi iniciada com a inoculação de lodo anaeróbio proveniente da região inferior da manta de lodo de um reator UASB em operação na Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) localizada no bairro da Lagoa da Conceição do município de Florianópolis - SC, com o objetivo de estabelecer uma biomassa ativa capaz de degradar a matéria orgânica presente no efluente têxtil (Rocha, 2003). O lodo utilizado apresentava concentração de 25,0 g/L de sólidos suspensos totais e encontrava-se previamente adaptado às condições de tratamento de esgoto sanitário.

A inoculação foi realizada adicionando 70 litros de lodo diretamente ao reator, correspondente a aproximadamente 72,92% do volume útil do sistema. Após a introdução da biomassa, o reator passou por um período de 24 horas, após este período foi alimentado com efluente real em concentrações progressivas, a fim de favorecer a adaptação dos microrganismos às condições do sistema.

Durante a fase de ativação, parâmetros como pH e alcalinidade foram monitoradas regularmente para acompanhar a adaptação da biomassa e garantir a estabilidade do processo. Somente após a estabilização dessas variáveis, o reator foi alimentado continuamente com o efluente têxtil real.

O reator operou durante 20 dias consecutivos para obtenção dos resultados contidos no presente projeto.

3.2.2 Mecanismos de alimentação

A alimentação do reator UASB foi realizada utilizando efluente têxtil real proveniente de uma empresa especializada em tingimento e acabamento de tecidos, localizada em Brusque, SC. A cada 6 dias 1000 litros de efluente foi coletado e encaminhado ao tanque de armazenamento na localidade da unidade experimental.

A transferência do efluente do tanque de alimentação para o reator foi feita de maneira intermitente, garantindo um fluxo controlado. Para isso, a bomba peristáltica operou em ciclos de 9 minutos de bombeamento contínuo, seguidos por uma pausa de 1 minuto, a fim de seguir orientações de projetos em paralelo utilizando o mesmo sistema.

A vazão de alimentação foi ajustada para manter um TDH de 16 horas no reator e COV de 1,1 kgDQO/m³.dia e 0,46 kg/DBO/m³.dia. Esses parâmetros foram adotados com base na configuração experimental do reator e em faixas operacionais reportadas para sistemas UASB (Campos et al., 2004; Farajzadehha et al., 2012).

A manutenção do sistema de alimentação envolveu a verificação periódica das bombas e a substituição do tubo peristáltico sempre que necessário.

3.3 MONITORAMENTO DA EFICIÊNCIA DO SISTEMA

3.3.1 Parâmetros físico-químicos

Para verificar a eficiência do reator UASB no tratamento do efluente têxtil, os parâmetros físico-químicos foram monitorados diariamente através de medições do pH, oxigênio dissolvido (OD), temperatura (°C) e condutividade elétrica (CE). Detalhes sobre as metodologias utilizadas estão descritas no Quadro 2.

Quadro 2 - Parâmetros e métodos de análise utilizados.

Parâmetros	Métodos de análise	Metodologias de referência
pH	Método potenciométrico, com medição por pHmetro/eletrodo de vidro	Standard Methods, método 4500-H ⁺ B
Condutividade	Método condutimétrico, com medição por condutivímetro	Standard Methods, método 2510 B
Temperatura	Método termométrico, com leitura por sonda multiparâmetro	Standard Methods, método 2550 B
Oxigênio dissolvido	Método eletrométrico, com sensor de OD	Standard Methods, método 4500-O G

As análises de DQO, DBO, série de sólidos e cor foram realizadas duas vezes por semana, com o objetivo de acompanhar a variação da carga orgânica e inorgânica do efluente e avaliar o desempenho do reator ao longo do período experimental (Quadro 3), considerando como pontos de coleta o afluente, retirado do ponto b e o sobrenadante do reator, retirado do ponto a da Figura 9.

Quadro 3 - Parâmetros e métodos de análise realizados em menor número.

Parâmetros	Métodos de análise	Metodologias de referência
DQO	Método colorimétrico, com digestão da amostra em reator e leitura espectrofotométrica	HACH Methodo 8000
Alcalinidade	Método titulométrico/potenciométrico, com titulação	Standard Methods 2320 B
Turbidez	Método nefelométrico, com leitura em turbidímetro	Standard Methods 2130 B
Sólidos Suspensos Voláteis	Método gravimétrico, com filtração, secagem e posterior ignição a 550 °C	Standard Methods 2540 E
Sólidos Suspensos Totais	Método gravimétrico, com filtração e secagem a 103–105 °C	Standard Methods 2540 D
Cor	Método espectrofotométrico por leitura da absorbância em diferentes comprimentos de onda	Standard Methods 2120 C

A metodologia para coleta, preservação e análise das amostras seguiu as orientações estabelecidas na Norma Técnica Brasileira (NBR) 9.898 (ABNT, 1987) e no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005).

3.3.2 Atividade biológica

A biodegradabilidade potencial do efluente foi avaliada inicialmente por meio da relação entre DBO₅ e DQO, uma vez que a DBO₅ é utilizada para estimar indiretamente a fração biodegradável da matéria orgânica presente no efluente, enquanto a DQO expressa a carga orgânica oxidável total, incluindo compostos biodegradáveis e não biodegradáveis (Baird, 2002; Rocha et al 2009).

Foram utilizados dois métodos complementares de quantificação de biogás: eudiômetros e o sistema manométrico Oxitop™ IDS AN. Em ambos os sistemas, os

testes foram conduzidos em duplicata (2 frascos por condição), empregando três tipos de inóculo: esterco bovino, lodo anaeróbio E1 aclimatado com sacarose e lodo anaeróbio E2 aclimatado com acetato. Para cada tipo de inóculo foram avaliadas condições com e sem adição de substrato, sendo utilizados sacarose e acetato também como fontes suplementares de carbono.

Antes do início dos ensaios, todos os inóculos foram submetidos a um período de aclimação em estufa, durante 7 dias, mantidos a 35 °C.

Para a preparação dos frascos dos testes após a aclimação, o volume de inóculo a ser adicionado foi definido com base na concentração de sólidos suspensos voláteis (SSV), parâmetro utilizado como estimativa da biomassa microbiana ativa presente no inóculo. Segundo Holliger et al. (2016), a caracterização do inóculo, incluindo sua concentração de sólidos voláteis, influencia a relação entre substrato e biomassa e, conseqüentemente, a interpretação da produção de biogás e metano.

Dessa forma, adotou-se como concentração desejada no frasco uma concentração final de 2,5 gSSV/L. O volume de inóculo necessário foi calculado pela relação de diluição entre a concentração inicial do inóculo e a concentração desejada no frasco, conforme a Equação 11:

$$C_1 \cdot V_1 = C_2 \cdot V_2 \quad (11)$$

Onde:

C_1 = concentração inicial de SSV do inóculo, em gSSV/L;

V_1 = volume de inóculo a ser adicionado ao frasco, em mL;

C_2 = concentração final desejada de SSV no frasco, correspondente a 2,5 gSSV/L;

V_2 = volume útil do frasco de cada teste em mL.

Após a determinação da concentração inicial de SSV de cada inóculo, calculou-se o volume necessário de inóculo para atingir a concentração final estabelecida no volume útil de cada sistema. O volume restante foi completado com solução nutritiva e substrato, conforme o tipo de teste.

A solução nutritiva utilizada nos ensaios foi definida com base em formulações reportadas na literatura para sistemas anaeróbios, especialmente aquelas apresentadas por Chernicharo (1997), Souza et al. (2005) e Alves et al. (2005). As concentrações adotadas para cada litro de solução estão apresentadas na Tabela 7.

Tabela 7 - Solução nutritiva utilizada nos testes de produção de biogás com sistema Eudiômetro e Oxitop.

Nutriente	Concentração (mg/L-1)
NH ₄ Cl	500
KH ₂ PO ₄	1500
K ₂ HPO ₄	1500
Na ₂ SO ₄	9
Extrato de levedura	200
FeCl ₂ ·4H ₂ O	2000
ZnCl ₂	50
CuCl ₂ ·2H ₂ O	24,8
MnCl ₂ ·4H ₂ O	610,1
(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄ ·4H ₂ O	50
AlCl ₃ ·6H ₂ O	90
CoCl ₂ ·6H ₂ O	2000
HCl concentrado	1,0 mL ⁻¹

3.3.2.1 Eudiômetro

Os ensaios com eudiômetro foram realizados em frascos com volume útil de 160 mL (mantendo-se aproximadamente 20% do volume destinado ao espaço gasoso), contendo inóculo, solução nutritiva e solução inerte para completar o volume reacional. Nos tratamentos suplementados, foram adicionadas massas específicas de sacarose (0,2 g) ou acetato (0,4 g). Após a montagem, os frascos foram vedados, conectados aos eudiômetros e colocados em incubação em banho maria a 35°C.

O registro do volume de gás deslocado foi feito diariamente por um período de 30 dias. A Tabela 8 apresenta a estrutura completa dos ensaios conduzidos com o eudiômetro.

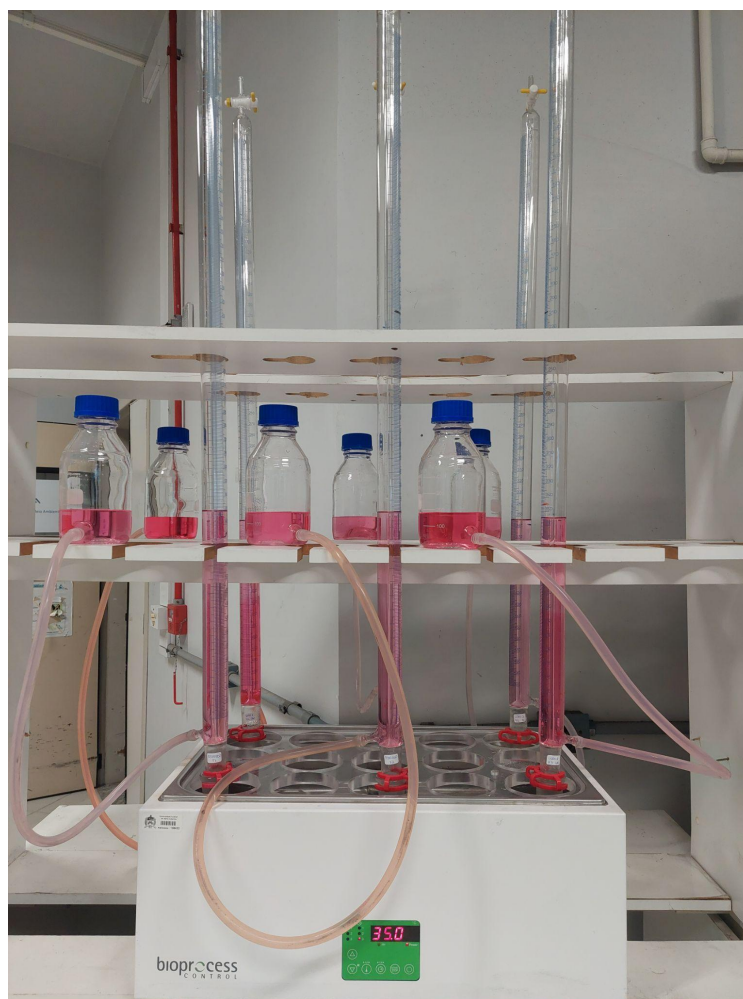
Tabela 8 - Condições experimentais do teste de biodegradabilidade anaeróbia utilizando eudiômetros.

Tratamento	Qtd. Frascos	Volume de Inóculo (L)	Solução Nutritiva (L)	Solução Inerte (L)	Substrato
Esterco Bovino	2	0,059	0,141	0,500	Sem adição
Esterco Bovino	2	0,059	0,141	0,500	0,2g sacarose
Esterco Bovino	2	0,059	0,141	0,500	0,4g acetato
Lodo E1	2	0,033	0,167	0,500	Sem adição
Lodo E1	2	0,033	0,167	0,500	0,2g sacarose
Lodo E2	2	0,025	0,175	0,500	Sem adição
Lodo E2	2	0,025	0,175	0,500	0,4g acetato

O volume de inóculo adicionado foi definido a partir da Equação 11, considerando a concentração final desejada de 2,5 gSSV/L no volume útil do frasco. As concentrações iniciais de SSV dos inóculos foram de 8,5 gSSV/L para o esterco bovino, 15 gSSV/L para o lodo E1 e 20 gSSV/L para o lodo E2. A partir desses valores, foram adicionados 47 mL de esterco bovino, 27 mL de lodo E1 e 20 mL de lodo E2 em cada frasco. O volume restante foi completado com solução nutritiva (Tabela 8) e substrato, conforme a condição experimental avaliada.

A Figura 10 apresenta o sistema eudiômetro utilizado nos ensaios experimentais, contemplando o conjunto completo do equipamento, incluindo os frascos reacionais, os tubos graduados, os reservatórios de líquido de deslocamento, as conexões empregadas e o equipamento de banho-maria.

Figura 10 - Sistema completo utilizado no ensaio com eudiômetro.



3.3.2.2 Oxitop IDS 6 AN

Após a aclimação do inóculo, os ensaios foram conduzidos utilizando o sistema Oxitop IDS AN, que possui faixa de medição de pressão entre 500 e 1250 mbar, permitindo a estimativa da produção de metano.

Os ensaios com o sistema Oxitop IDS AN foram realizados em frascos com volume útil de 800 mL. Cada frasco recebeu inóculo, solução nutritiva (Tabela 9) e, quando aplicável, sacarose ou acetato. O CO_2 gerado durante o processo foi absorvido por NaOH inserido no compartimento interno da tampa, permitindo que as leituras de pressão refletissem exclusivamente a produção de CH_4 .

O equipamento operou mediante o acoplamento de tampas manométricas capazes de registrar continuamente as variações de pressão interna, descontando automaticamente o dióxido de carbono absorvido pela solução de NaOH presente no compartimento específico.

Os ensaios com o sistema Oxitop IDS AN foram realizados em frascos com volume útil de 800 mL (mantendo-se aproximadamente 20% do volume destinado ao espaço gasoso), contendo inóculo e solução nutritiva para completar o volume reacional. Nos tratamentos suplementados, foram adicionadas massas específicas de sacarose (0,2 g) ou acetato (0,4 g). Após a montagem, os frascos foram fechados com o cabeçote de medição e colocados em uma bandeja agitadora dentro de uma estufa a 30°C. O CO_2 gerado durante o processo foi absorvido por NaOH inserido no compartimento interno da tampa, permitindo que as leituras de pressão refletissem exclusivamente a produção de CH_4 .

O registro da pressão do gás produzido foi feito diariamente por um período de 30 dias.

A Tabela 9 apresenta as condições completas dos ensaios realizados com o sistema Oxitop.

Tabela 9 – Condições experimentais do teste de biodegradabilidade anaeróbia utilizando Oxitop IDS AN.

Tratamento	Qtd. Frascos	Volume de Inóculo (L)	Solução Nutritiva (L)	Substrato
Esterco	2	0,235	0,565	Sem adição
Esterco	2	0,235	0,565	0,2g sacarose
Esterco	2	0,235	0,565	0,4g acetato
Lodo E1	2	0,133	0,667	Sem adição
Lodo E1	2	0,133	0,667	0,2g sacarose
Lodo E2	2	0,100	0,700	Sem adição
Lodo E2	2	0,100	0,700	0,4g acetato

O volume de inóculo adicionado foi definido a partir da Equação 11, considerando a concentração final desejada de 2,5 gSSV/L no volume útil do frasco. As concentrações iniciais de SSV dos inóculos foram de 8,5 gSSV/L para o esterco bovino, 15 gSSV/L para o lodo E1 e 20 gSSV/L para o lodo E2. A partir desses valores, foram adicionados 235 mL de esterco bovino, 133 mL de lodo E1 e 100 mL de lodo E2 em cada frasco. O volume restante foi completado com solução nutritiva (Tabela 9) e substrato, conforme a condição experimental avaliada.

A Figura 11 apresenta o sistema OxiTop™ IDS AN utilizado nos ensaios. A fotografia contempla o conjunto completo do equipamento, incluindo os frascos reacionais, os cabeçotes manométricos responsáveis pelo registro da pressão interna, o compartimento destinado à absorção de CO₂ e o a estufa.

Figura 11 - sistema completo utilizado no ensaio com oxitop.



3.3.3 Quantificação e composição do Biogás

A caracterização qualitativa do biogás produzido durante os ensaios foi realizada com o auxílio de um analisador portátil de gases, marca LANDTEC, modelo BIOGAS5000, conforme apresentado na Figura 12. O equipamento foi utilizado para determinar a composição do biogás em termos de metano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2), oxigênio (O_2) e sulfeto de hidrogênio (H_2S), permitindo o acompanhamento das principais frações gasosas geradas durante o processo anaeróbio.

Figura 12 – Analisador portátil LANDTEC BIOGAS5000 utilizado na caracterização do biogás.



Antes das leituras, o equipamento foi preparado conforme as orientações de operação do fabricante. A coleta do biogás foi realizada por meio da bomba interna do analisador, conectada a mangueira de amostragem do equipamento e à saída do tubo de medição do eudiômetro, permitindo que o biogás produzido fosse conduzido diretamente ao equipamento. Após a estabilização da leitura no visor do analisador, foram registrados os valores correspondentes às concentrações dos gases.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Durante esta etapa foram analisados os parâmetros físico-químicos e operacionais do sistema, com o objetivo de avaliar o comportamento do efluente têxtil antes e após o tratamento em reator UASB. A discussão contempla a caracterização físico-química do afluente e do sobrenadante, a eficiência de remoção de matéria orgânica e da cor, a avaliação da série de sólidos e das condições associadas à estabilidade do processo anaeróbio de degradação.

Como as determinações em duplicata não foram realizadas para todas as campanhas e parâmetros monitorados, optou-se por não apresentar barras de erro em alguns gráficos. Os desvios-padrão foram calculados apenas para os conjuntos de dados que possuíam replicação suficiente para sua determinação.

4.1 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA E DESEMPENHO DO REATOR UASB

A avaliação do desempenho do reator UASB foi realizada por meio do monitoramento de parâmetros físico-químicos do afluente e do efluente, incluindo DBO₅, DQO, pH, oxigênio dissolvido, condutividade, alcalinidade, temperatura e turbidez. A Tabela 10 apresenta os resultados obtidos para esses parâmetros, permitindo comparar as características do efluente antes e após o tratamento e avaliar o comportamento do reator ao longo do período de operação.

Tabela 10 – Caracterização físico-química do afluente e do sobrenadante do reator UASB.

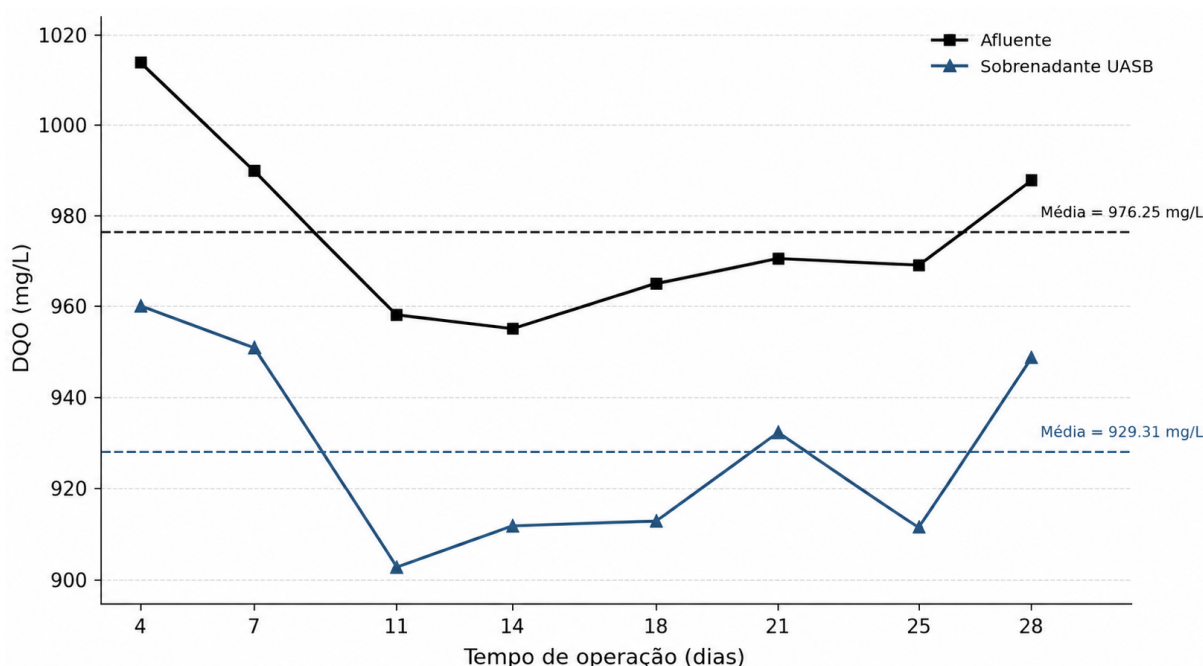
Parâmetros	Unidade	Afluente	Sobrenadante UASB	Limite de Lançamento
DQO	mg/L	976,25 ± 19,84	929,31 ± 21,87	-
DBO ₅	mg/L	448*	544,67 ± 12,22	60% remoção
pH	-	8,04 ± 0,33	7,40 ± 0,48	5 a 9
OD	mg/L	0,40 ± 0,01	0,37 ± 0,01	-
Condutividade	mS	3,76 ± 0,42	3,52 ± 0,20	-
Temperatura	°C	30,01 ± 0,49	31,06 ± 0,58	inferior a 40 °C
Alcalinidade	mg/L CaCO ₃	1.056,25 ± 433,21	976,25 ± 320,57	-
Turbidez	NTU	56,86 ± 19,16	51,03 ± 22,74	-

* Valor obtido a partir de uma única medição válida. Não foi calculado desvio padrão.

Os resultados apresentados na Tabela 10 indicam que o reator UASB promoveu baixa remoção nos parâmetros associados à matéria orgânica.

A partir das médias obtidas, a DQO após o tratamento passou de 976,25 mg/L para 929,31 mg/L, resultando em uma eficiência média de remoção de 4,78%. Conforme a Figura 13, os valores de DQO do sobrenadante permaneceram inferiores aos do afluente durante todo o período experimental, apresentando diferenças na faixa de 38,0 a 57,5 mg/L, porém sem tendência de aumento da eficiência com o avanço da operação. O valor médio de DQO do afluente encontra-se próximo aos reportados para efluentes têxteis por Solano (2011) e Mounteer et al. (2009), que observaram concentrações da ordem de 900 a 984 mg/L. Entretanto, a elevada DQO remanescente no sobrenadante evidencia a limitada capacidade do reator UASB em remover a carga orgânica presente nas condições avaliadas.

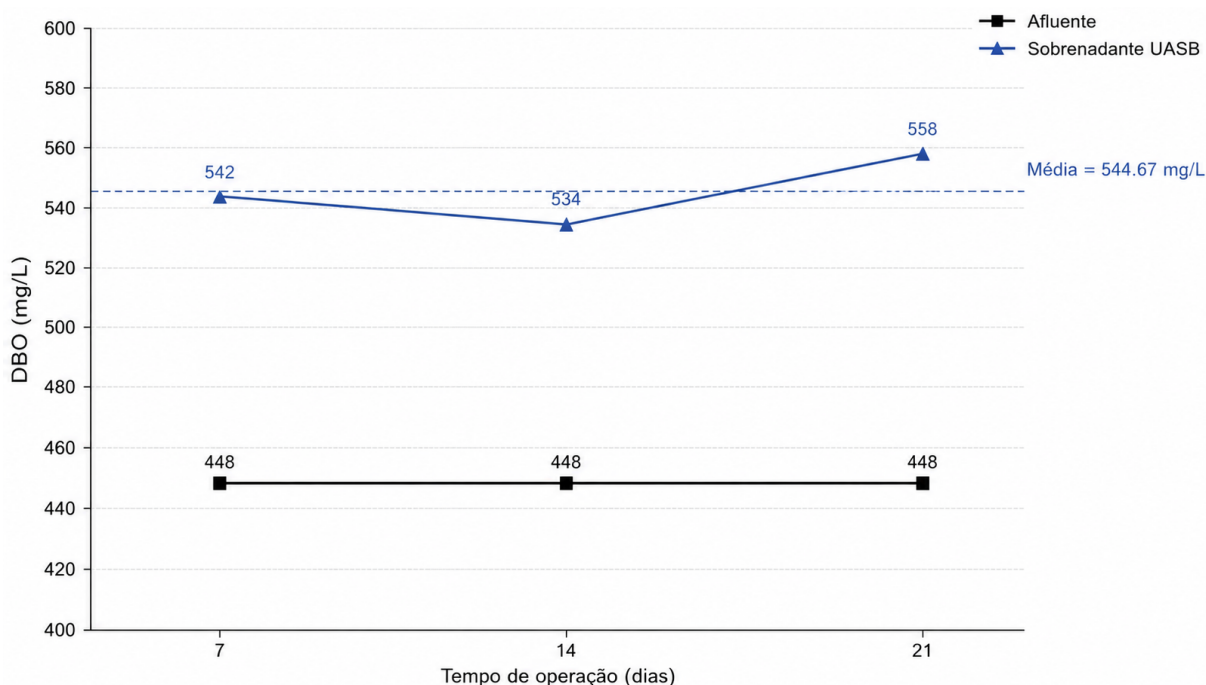
Figura 13 - Variação da DQO durante a operação do reator UASB.



A DBO₅ apresentou comportamento desfavorável, uma vez que o valor médio do sobrenadante (544,67 mg/L) foi superior ao valor medido no afluente (448 mg/L) (Figura 14), influenciado pela medição única de afluente realizada durante o período. Segundo Baird (2002), a DBO₅ é um indicador da fração biodegradável da matéria orgânica presente em efluentes, de modo que os elevados valores observados no sobrenadante sugerem a permanência de carga orgânica passível de degradação biológica após o tratamento. Além disso, o efluente não atendeu ao critério de remoção mínima de 60% estabelecido pela Resolução CONAMA nº 430/2011. Embora Braga et al. (2012) ressaltem que a DBO₅ possui limitações para avaliação

de processos anaeróbios, os autores destacam o amplo uso deste parâmetro para o monitoramento da eficiência de sistemas biológicos de tratamento.

Figura 14 - Variação da DBO durante a operação do reator UASB.



Em estudo com UASB tratando efluente têxtil real, Somasiri et al. (2008) obtiveram remoções superiores a 90% de DQO e 92% de cor, demonstrando que o processo pode ser eficiente quando as condições operacionais e microbiológicas são favoráveis.

O pH do afluente apresentou valor médio de $8,04 \pm 0,33$, enquanto o sobrenadante apresentou $7,40 \pm 0,48$ (Tabela 10), evidenciando uma leve redução após o tratamento anaeróbio. Ainda assim, o pH do sobrenadante permaneceu dentro da faixa considerada adequada para a atividade de bactérias metanogênicas, geralmente situada entre 6,6 e 7,4 (Gerardi, 2003). De forma semelhante, Lettinga (1995) aponta que a maioria dos sistemas anaeróbios opera satisfatoriamente entre pH 6,5 e 7,5.

A alcalinidade manteve-se elevada ao longo do processo, passando de $1.056,25 \pm 433,21$ mg/L CaCO_3 no afluente para $976,25 \pm 320,57$ mg/L CaCO_3 no sobrenadante. Pereira, Campos e Moterani (2009) destacam que o equilíbrio entre alcalinidade e ácidos voláteis constitui um importante indicador da estabilidade operacional de reatores anaeróbios, uma vez que a alcalinidade atua como sistema tamponante frente à formação de ácidos orgânicos. De forma complementar,

Chernicharo (2007) aponta que a estabilidade do processo anaeróbio depende da manutenção de condições adequadas de tamponamento, evitando quedas acentuadas de pH que possam inibir a atividade metanogênica. Assim a manutenção de elevados valores de alcalinidade, associada ao pH dentro da faixa recomendada para digestão anaeróbia, sugere que não ocorreram condições de acidificação ou instabilidade química capazes de comprometer significativamente a atividade microbiológica do reator.

A temperatura manteve-se em faixa compatível com a atividade microbiológica. Segundo Gerardi (2003), microrganismos acetogênicos apresentam temperatura ótima próxima de 30 °C, enquanto os metanogênicos apresentam temperatura ótima próxima de 35 °C. No presente estudo, a temperatura observada permaneceu dentro desse intervalo operacional.

Os baixos valores de OD observados no afluente ($0,40 \pm 0,01$ mg/L) e no sobrenadante ($0,37 \pm 0,01$ mg/L) são compatíveis com a condição anaeróbia do reator UASB, uma vez que a presença de oxigênio pode comprometer a atividade das arqueias metanogênicas e interferir na formação de metano (Pecora, 2006). No entanto, o sobrenadante apresentou elevada carga orgânica remanescente, evidenciada pelos valores de DQO e DBO_5 , parâmetros utilizados para indicar o grau de poluição orgânica e o consumo potencial de oxigênio associado à degradação da matéria orgânica (Rocha; Rosa; Cardoso, 2009; Baird, 2002). Assim, embora o baixo OD seja compatível com a condição anaeróbia do sistema, a permanência de elevada DQO e DBO_5 no sobrenadante sugere que o efluente tratado ainda apresenta carga orgânica com potencial de consumir oxigênio no corpo receptor, caso fosse lançado sem tratamento complementar.

A condutividade apresentou pequena alteração após o tratamento, passando de $3,76 \pm 0,42$ mS/cm no afluente para $3,52 \pm 0,20$ mS/cm no sobrenadante. Esses valores são compatíveis com os reportados para efluentes têxteis por Couto et al. (2017), Garcia et al. (2009a; 2013), Amaral et al. (2017) e Solano (2011), que observaram condutividades entre 3,28 e 5,9 mS/cm. A baixa variação após o tratamento indica permanência da fração iônica dissolvida, o que era esperado, uma vez que o UASB atua predominantemente sobre matéria orgânica biodegradável, e não sobre sais dissolvidos. Em efluentes têxteis, a condutividade está associada ao uso de sais inorgânicos nas etapas de tingimento e acabamento, especialmente

cloretos e sulfatos empregados na fixação dos corantes (EMBRAPA, 2001; RAMOS et al., 2020).

A turbidez apresentou redução limitada após o tratamento, passando de $56,86 \pm 19,16$ NTU no afluente para $51,03 \pm 22,74$ NTU no sobrenadante. Esse comportamento indica a permanência de partículas suspensas, colóides e material particulado residual no efluente tratado, podendo também estar associado ao arraste de sólidos do próprio reator, como biomassa da manta de lodo. Segundo Sampaio et al. (2007), os sólidos presentes em efluentes podem ocorrer na forma dissolvida ou suspensa, enquanto Ramos et al. (2020) destacam que a turbidez de efluentes têxteis está frequentemente associada à presença de sólidos suspensos e partículas remanescentes do processo produtivo. Dessa forma, a baixa redução observada para esse parâmetro sugere que parte considerável do material particulado permaneceu no sobrenadante após o tratamento anaeróbio.

4.1.2 Avaliação da série de sólidos e da biomassa anaeróbia

Em sistemas anaeróbios do tipo UASB, a presença de sólidos suspensos está relacionada à retenção da biomassa, ao possível arraste de lodo e à qualidade do efluente final, fatores que podem comprometer a eficiência de remoção de matéria orgânica (Chernicharo, 2007). A diferenciação entre frações fixas e voláteis, por sua vez, permite avaliar a predominância de material inorgânico ou orgânico associado aos sólidos presentes no sistema (Sampaio et al., 2007).

A Tabela 11 trás os resultados obtidos em relação as frações sólidas analisadas durante a pesquisa.

Tabela 11 – Série de sólidos do afluente e relação SSV/SST.

SST	mg/L	$25.586,2 \pm 2.498,2$
SSF	mg/L	$7.016,4 \pm 1.393,7$
SSV	mg/L	$18.569,8 \pm 1.931,5$
SSV/SST	-	$0,7 \pm 0,04$

A caracterização da série de sólidos indicou concentração expressiva de SST no sobrenadante do reator, com valor de $25.586,2 \pm 2.498,2$ mg/L. Embora a concentração de sólidos em efluentes têxteis possa variar conforme o processo produtivo, esse valor foi superior ao reportado por Pioltine e Reali (2011), que

observaram 1.200 mg/L de SST, indicando maior carga de material particulado no efluente analisado.

A predominância de SSV observada no presente estudo reforça a participação da matéria orgânica na composição dos sólidos, o que também se relaciona com a elevada DQO remanescente discutida anteriormente. Além disso, Ramos et al. (2020) associam a turbidez de efluentes têxteis à presença de sólidos suspensos, o que ajuda a explicar a baixa redução de turbidez observada no sobrenadante do reator UASB.

Chernicharo (2007) destaca que condições operacionais inadequadas podem favorecer o arraste de lodo juntamente com o efluente tratado, enquanto Hamerski (2012) relaciona o desempenho desses sistemas à formação, retenção e manejo da biomassa anaeróbia. Dessa forma, a elevada concentração de sólidos, associada à baixa redução da turbidez e à limitada remoção de DQO, sugere que o tratamento anaeróbio isolado não foi suficiente para promover retenção expressiva da fração particulada.

4.1.3 Avaliação espectrofotométrica da remoção de cor do efluente têxtil

A remoção de cor foi avaliada a partir das eficiências obtidas em diferentes comprimentos de onda, considerando que os corantes têxteis apresentam grupos cromóforos capazes de absorver radiação na região visível do espectro eletromagnético. Nos comprimentos de onda de 436, 525 e 620 nm, os resultados foram avaliados como absorvância espectrofotométrica, expressa como grandeza adimensional. Já os valores obtidos em 455 e 465 nm corresponderam à cor aparente, expressa na escala Pt-Co/Hazen, conforme o método analítico empregado.

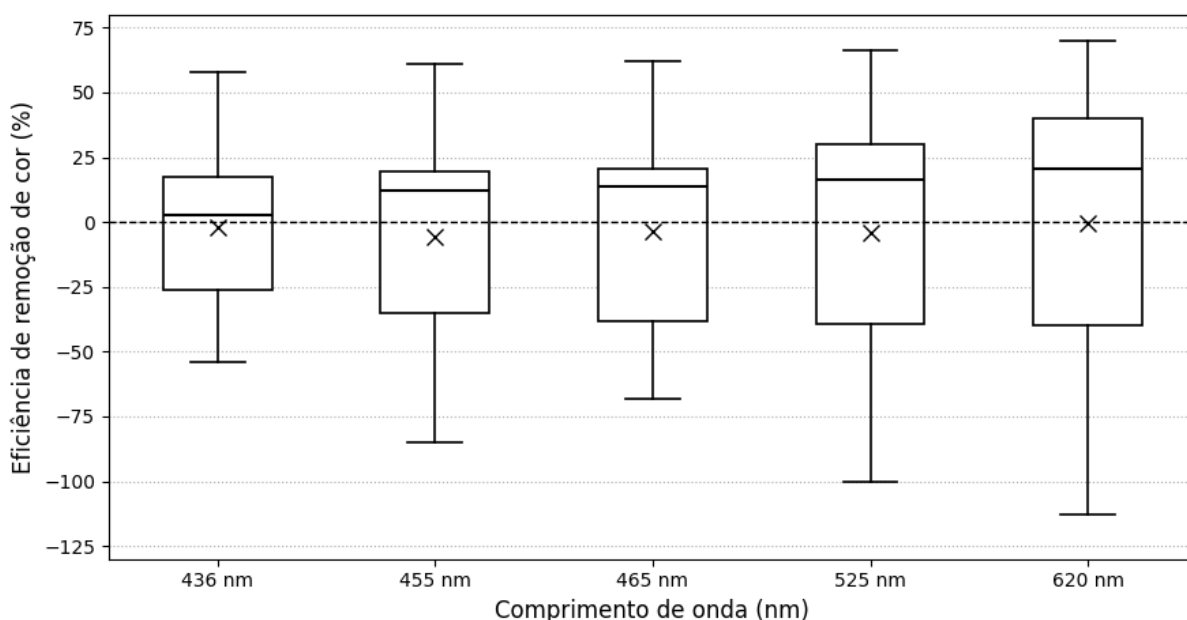
A Tabela 12 trás os resultados obtidos nas análises de cor em diferentes comprimentos de ondas e suas respectivas porcentagens de remoção.

Tabela 12 – Eficiências de remoção de cor nos diferentes comprimentos de onda.

Comprimento de Onda λ	Unidade	Afluente	Sobrenadante UASB	Eficiência (%)
436 nm	-	0,07 $\pm$ 0,03	0,06 $\pm$ 0,02	3 $\pm$ 36
525 nm	-	0,04 $\pm$ 0,02	0,03 $\pm$ 0,01	16 $\pm$ 55
520 nm	-	0,03 $\pm$ 0,01	0,02 $\pm$ 0,01	21 $\pm$ 60
455 nm	mg Pt-Co/L	92,50 $\pm$ 37,74	80,50 $\pm$ 34,66	12 $\pm$ 48
465 nm	mg Pt-Co/L	87,50 $\pm$ 37,20	74,00 $\pm$ 27,53	13 $\pm$ 45

Conforme apresentado na Tabela 12, as maiores eficiências médias foram observadas nas leituras de absorvância em 620 nm e 525 nm, com valores de 21% e 16%, respectivamente. Para a absorvância em 436 nm, foi obtida a menor eficiência média, de $3 \pm 36\%$. Já para a cor aparente, avaliada em 455 nm e 465 nm, as eficiências médias foram de $12 \pm 48\%$ e $13 \pm 45\%$, respectivamente. Apesar da ocorrência de remoções médias positivas, os desvios-padrão foram superiores às próprias médias em todos os comprimentos de onda, indicando elevada variabilidade na remoção de cor.

Figura 15 – Boxplot das eficiências de remoção de cor nos diferentes comprimentos de onda.



A Figura 15 evidencia essa instabilidade ao mostrar ampla dispersão das eficiências individuais, com ocorrência simultânea de valores positivos e negativos ao longo do monitoramento. Nas leituras de absorvância, as eficiências variaram de -54% a 58% em 436 nm, de -100% a 66% em 525 nm e de -113% a 70% em 620 nm. Para a cor aparente, as variações foram de -85% a 61% em 455 nm e de -68% a 62% em 465 nm. Esse comportamento demonstra que o reator UASB não promoveu remoção consistente dos compostos responsáveis pela coloração do efluente, uma vez que, em algumas campanhas, houve aumento aparente da absorvância ou da cor aparente no sobrenadante em relação ao afluente.

A permanência de cor no sobrenadante é compatível com a natureza dos corantes têxteis, especialmente aqueles com estruturas aromáticas, grupos

cromóforos e elevada solubilidade, características que aumentam sua persistência no meio líquido (Peixoto et al 2013; Benkhaya et al 2020). Além disso, muitos corantes têxteis apresentam elevada estabilidade química e resistência à luz, à água e a agentes oxidantes, dificultando sua degradação em tratamentos convencionais (Nilsson et al., 2006). Em efluentes contendo azo-corantes, a etapa anaeróbia pode favorecer a clivagem das ligações azo e promover descoloração parcial; entretanto, esse processo pode gerar aminas aromáticas como intermediários, tornando recomendável a associação com etapa aeróbia ou outro pós-tratamento para degradação complementar (Van der zee; Villaverde, 2005).

Quando comparados com processos físico-químicos descritos na literatura, os resultados obtidos neste estudo foram reduzidos. Can e Kobya (2003), utilizando eletrocoagulação com corante reativo, relataram remoção de cor próxima de 97%, enquanto Daneshvar et al. (2007) observaram remoção em torno de 85% em determinada faixa de pH. Embora esses estudos envolvam tecnologias distintas do UASB, a comparação evidencia que o tratamento anaeróbio isolado, nas condições avaliadas, apresentou desempenho inferior aos processos especificamente voltados à remoção de cor.

4.1.4 Biodegradabilidade do efluente têxtil sob tratamento anaeróbio

A relação DBO_5/DQO foi utilizada como indicador inicial da biodegradabilidade potencial do efluente, enquanto a biodegradabilidade anaeróbia efetiva foi avaliada pela produção de metano nos ensaios gasométricos.

A relação DQO/DBO_5 obtida para o afluente foi de 2,18, valor inferior a valores reportados para alguns efluentes têxteis, como 2,5 em Silva (2011) e 3,0 em Mounteer et al. (2009), associadas a baixa biodegradabilidade potencial.

Esse resultado indica presença de fração orgânica potencialmente biodegradável no efluente têxtil, uma vez que relações DQO/DBO_5 inferiores a 2,5 são associadas à maior aptidão ao tratamento biológico, enquanto valores superiores a 3,5 indicam baixa biodegradabilidade e maior predominância de compostos recalcitrantes, conforme discutido por Von Sperling (2014) e Aguiar et al. (2020).

Dessa forma, embora a relação DBO_5/DQO indique potencial biodegradável, os resultados do tratamento demonstram que essa fração orgânica não foi efetivamente removida nas condições operacionais avaliadas.

A carga orgânica volumétrica (COV) baseada em DBO_5 foi de 672 mg/L·dia, equivalente a 0,672 kg $\text{DBO}_5/\text{m}^3\cdot\text{dia}$, enquanto a relação alimento/microrganismo (A/M) foi de 0,036. Esse valor de A/M é muito inferior à relação 0,45 mg DQO/mg SSV apontada por Amaral et al. (2008) como mais favorável em ensaios de biodegradabilidade anaeróbia de lixiviados, e também inferior às relações de 0,34 e 0,70 mg DQO/mg SSV discutidas pelos autores. Embora se trate de uma matriz diferente, essa comparação é útil do ponto de vista operacional, pois indica que relações muito baixas podem representar excesso relativo de biomassa em relação ao substrato disponível, reduzindo a resposta metanogênica. Dessa forma, a baixa remoção de matéria orgânica observada no presente estudo parece estar associada a uma possível limitação de substrato prontamente assimilável, associada à complexidade da matriz têxtil e à baixa conversão da matéria orgânica em biogás e metano.

4.1.5 Produção de biogás e metano com Eudiômetro e Oxitop

A produção de biogás e metano nos ensaios com eudiômetro foi utilizada para complementar a avaliação da biodegradabilidade potencial indicada pela relação DBO_5/DQO . Enquanto essa relação fornece uma estimativa indireta da fração orgânica passível de degradação biológica, os ensaios gasométricos permitem verificar se essa fração foi efetivamente convertida em produtos finais da digestão anaeróbia, especialmente metano. Essa abordagem é coerente com Rozzi e Remigi (2004), que apontam a produção de metano como o principal indicador da biodegradação anaeróbia. Além disso, Guwy (2004) destaca que a quantificação do biogás pode ser realizada por métodos volumétricos, como o eudiômetro, enquanto a composição do biogás, especialmente o teor de metano, permite avaliar não apenas a quantidade, mas também a qualidade do gás produzido.

O esterco bovino foi incluído nos ensaios como inóculo comparativo, com o objetivo de avaliar a resposta gasométrica de uma matriz orgânica com microbiota anaeróbia naturalmente ativa em relação aos lodos E1 e E2. Essa estratégia é coerente com a literatura de ensaios de potencial bioquímico de metano, que recomenda o uso de brancos, controles e diferentes condições experimentais para distinguir a produção endógena do inóculo da produção associada ao substrato avaliado (Holliger et al., 2016). Além disso, ensaios BMP são amplamente utilizados para avaliar o potencial de metano e a biodegradabilidade de biomassas e águas

residuais, sendo a resposta dependente tanto do substrato quanto da atividade da comunidade microbiana utilizada como inóculo.

A Tabela 13 apresenta os valores médios de produção acumulada de biogás e metano obtidos nos ensaios com eudiômetro para os diferentes inóculos e substratos avaliados.

Tabela 13 – Produção acumulada de biogás e metano nos ensaios com eudiômetro.

Inóculo	Substrato	Biogás Acumulado (mL)	Produção Metano (mL)
Esterco bovino	Sem adição	-14,85 ± 9,68	-0,93 ± 0,64
Esterco bovino	Acetato	28,84 ± 30,01	4,99 ± 5,19
Esterco bovino	Sacarose	34,18 ± 14,31	4,85 ± 2,03
Lodo E1	Sem adição	-43,53 ± 16,83	-0,44 ± 0,17
Lodo E1	Sacarose	-15,17 ± 10,96	-1,12 ± 0,81
Lodo E2	Sem adição	-23,09 ± 11,81	-2,07 ± 1,07
Lodo E2	Acetato	-11,91 ± 13,39	-1,08 ± 1,22

De modo geral, os tratamentos com esterco bovino apresentaram as maiores respostas gasométricas. O tratamento com esterco bovino e sacarose apresentou 34,18 ± 14,31 mL de biogás acumulado, enquanto o tratamento com esterco bovino e acetato apresentou 28,84 ± 30,01 mL. O esterco bovino sem adição apresentou valor médio de -14,85 ± 9,68 mL, indicando ausência de produção líquida positiva na condição sem substrato suplementar.

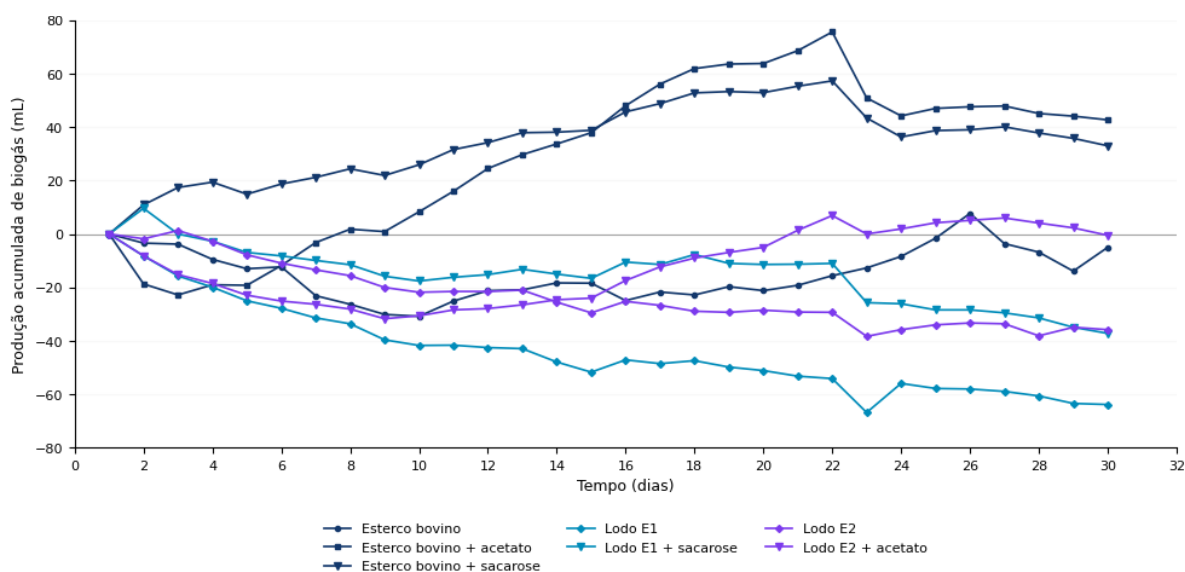
Em relação à produção de metano, os tratamentos com esterco bovino suplementado também apresentaram os maiores valores médios. O tratamento com esterco bovino e acetato produziu 4,99 ± 5,19 mL de CH₄, enquanto o tratamento com esterco bovino e sacarose produziu 4,85 ± 2,03 mL. Esses valores foram superiores aos observados no esterco bovino sem adição, que apresentou -0,93 ± 0,64 mL de metano. Assim, a suplementação com acetato e sacarose favoreceu a resposta metanogênica em relação ao branco do esterco bovino, indicando maior conversão anaeróbia quando houve disponibilidade de substratos prontamente biodegradáveis.

Os tratamentos com lodo E1 e lodo E2 apresentaram resposta gasométrica inferior. O lodo E1 sem adição apresentou -43,53 ± 16,83 mL de biogás acumulado e -0,44 ± 0,17 mL de metano, enquanto o lodo E1 com sacarose apresentou -15,17 ± 10,96 mL de biogás e -1,12 ± 0,81 mL de metano. De forma semelhante, o lodo E2 sem adição apresentou -23,09 ± 11,81 mL de biogás e -2,07 ± 1,07 mL de metano,

enquanto o lodo E2 com acetato apresentou $-11,91 \pm 13,39$ mL de biogás e $-1,08 \pm 1,22$ mL de metano. Esses valores negativos não indicam produção negativa real de gás, mas sim balanço gasométrico negativo após as correções aplicadas às leituras, representando ausência de produção líquida positiva nas condições avaliadas.

A Figura 16 apresenta a evolução temporal da produção acumulada de biogás nos ensaios com eudiômetro, permitindo observar a diferença de comportamento entre os tratamentos ao longo do período experimental.

Figura 16 – Produção acumulada de biogás nos ensaios com eudiômetro.



Observa-se na Figura 16, que os tratamentos com esterco bovino suplementado apresentaram as maiores respostas gasométricas, principalmente o tratamento com acetato, que atingiu aproximadamente 75,6 mL de biogás, seguido pelo tratamento com sacarose, com cerca de 57,3 mL. O esterco bovino foi utilizado como condição comparativa por apresentar microbiota anaeróbia associada à degradação da matéria orgânica, sendo frequentemente empregado como inóculo ou co-substrato em estudos de digestão anaeróbia (Ozbayram et al., 2018).

A dinâmica das curvas também evidencia diferenças entre os substratos. O tratamento com esterco bovino + sacarose apresentou produção positiva desde os primeiros dias, com aumento gradual até aproximadamente o dia 22, comportamento compatível com a utilização de carboidratos facilmente fermentescíveis nas etapas iniciais da digestão anaeróbia. A sacarose, embora precise passar por etapas fermentativas antes da metanogênese, pode fornecer carbono prontamente assimilável para a microbiota, formando intermediários como ácidos orgânicos, H_2 e

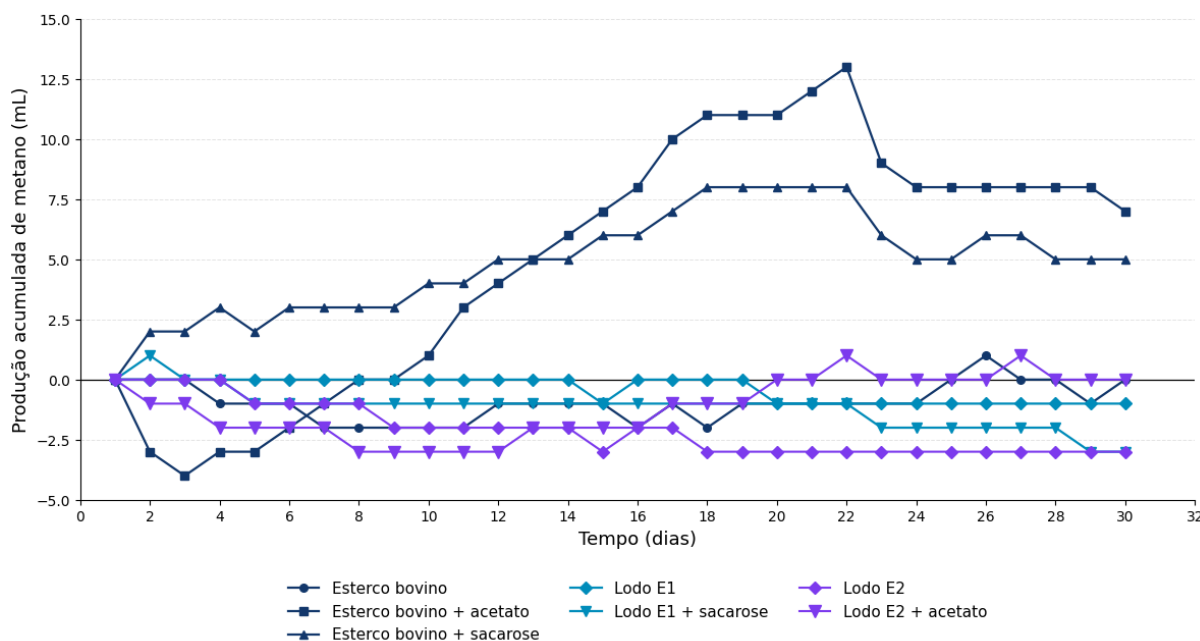
CO₂, posteriormente convertidos em biogás e metano (Chernicharo, 2007; Gerardi, 2003).

O tratamento com esterco bovino + acetato, por sua vez, apresentou resposta positiva a partir de aproximadamente 8 dias, com aumento mais expressivo entre os dias 10 e 22, quando atingiu o maior volume acumulado de biogás. Esse comportamento pode estar associado à adaptação da comunidade metanogênica e à utilização do acetato como intermediário direto da digestão anaeróbia, uma vez que esse composto pode ser convertido em metano pela via acetoclástica, realizada por arqueias metanogênicas como *Methanosarcina* e *Methanosaeta*/*Methanothrix* (Chernicharo, 2007; Appels et al., 2008).

A existência de um período inicial com baixa produção ou valores negativos é compatível com a fase de adaptação observada em ensaios anaeróbios, nos quais a biomassa pode demandar tempo para se ajustar às condições experimentais e ao substrato disponível. Holliger et al. (2016) destacam a importância do uso de brancos e controles em ensaios de potencial metanogênico, justamente porque a produção observada pode ser influenciada pela atividade endógena do inóculo e pelas condições de incubação. Assim, os valores negativos observados em alguns tratamentos não indicam produção negativa real, mas ausência de produção líquida positiva após as correções gasométricas.

Os tratamentos com lodo E1 e lodo E2 apresentaram menor resposta em comparação ao esterco bovino suplementado. O lodo E1 permaneceu com balanço negativo durante praticamente todo o ensaio, enquanto o lodo E2 com acetato apresentou apenas pequena resposta positiva a partir de aproximadamente 21–22 dias. Esse comportamento sugere menor atividade anaeróbia ou maior tempo de adaptação da biomassa desses lodos nas condições avaliadas. Dessa forma, a maior produção nos tratamentos com esterco bovino suplementado reforça que a disponibilidade de substratos simples favoreceu a produção de biogás, mas a intensidade da resposta dependeu do tipo de inóculo e de sua capacidade de conversão anaeróbia.

Figura 17 – Produção acumulada de metano nos ensaios com eudiômetro.



A Figura 17 apresenta a produção acumulada de metano nos ensaios com eudiômetro, complementando a interpretação da produção total de biogás. Observa-se que, embora os tratamentos com esterco bovino suplementado também tenham apresentado os maiores valores de CH_4 , os volumes acumulados foram reduzidos em relação ao biogás total produzido. O tratamento com esterco bovino + acetato atingiu aproximadamente 13 mL de CH_4 , enquanto o tratamento com esterco bovino + sacarose alcançou cerca de 8 mL. Esse resultado indica que a maior produção de biogás observada anteriormente não correspondeu integralmente à formação de metano. Nos tratamentos com lodo E1 e lodo E2, a produção acumulada de CH_4 permaneceu baixa ou negativa, indicando ausência de conversão metanogênica expressiva nas condições avaliadas.

Tabela 14 - Composição do biogás produzido nos ensaios com eudiômetro.

Inóculo	Substrato	CH_4 (%)	CO_2 (%)	O_2 (%)	H_2S (ppm)	Balanço (%)
Esterco bovino	Sem adição	$6,3 \pm 0,4$	$11,3 \pm 0,6$	$3,4 \pm 1,5$	$17,5 \pm 6,4$	$79,0 \pm 2,4$
Esterco bovino	Acetato	$16,9 \pm 0,6$	$11,2 \pm 0,0$	$2,0 \pm 0,7$	$49,0 \pm 69,3$	$69,9 \pm 1,3$
Esterco bovino	Sacarose	$11,7 \pm 3,5$	$12,9 \pm 0,4$	$1,6 \pm 0,1$	$5,0 \pm 4,2$	$73,8 \pm 3,0$
Lodo E1	Sem adição	$1,0 \pm 0,0$	$7,2 \pm 0,1$	$3,1 \pm 0,3$	$0,5 \pm 0,7$	$83,6 \pm 5,2$
Lodo E1	Sacarose	$7,2 \pm 0,2$	$10,5 \pm 0,3$	$2,8 \pm 1,3$	$4,0 \pm 2,8$	$79,4 \pm 1,8$
Lodo E2	Sem adição	$1,0 \pm 0,0$	$5,0 \pm 0,1$	$6,8 \pm 1,8$	$0,0 \pm 0,0$	$42,6 \pm 58,9$
Lodo E2	Acetato	$8,4 \pm 0,9$	$6,5 \pm 0,1$	$2,1 \pm 0,1$	$15,0 \pm 12,7$	$83,0 \pm 1,3$

Após a avaliação dos volumes acumulados de biogás e metano, a composição gasosa permite avaliar a qualidade do gás produzido e verificar em que medida a produção observada esteve associada à formação efetiva de CH_4 . Conforme apresentado na Tabela 14, os maiores teores de metano ocorreram nos tratamentos com esterco bovino + acetato ($16,9 \pm 0,6\%$) e esterco bovino + sacarose ($11,7 \pm 3,5\%$), acompanhando a maior resposta desses tratamentos nas curvas de produção acumulada.

Nos tratamentos com lodo, a suplementação elevou a fração percentual de CH_4 em relação às respectivas condições sem adição. O lodo E1 passou de $1,0 \pm 0,0\%$ para $7,2 \pm 0,2\%$ com sacarose, enquanto o lodo E2 passou de $1,0 \pm 0,0\%$ para $8,4 \pm 0,9\%$ com acetato. No entanto, esse aumento percentual não foi acompanhado por produção acumulada líquida expressiva de metano, indicando que a atividade metanogênica permaneceu limitada. Além disso, esses percentuais ainda são baixos quando comparados aos valores típicos de biogás de digestão anaeróbia, geralmente composto por aproximadamente 50 a 75% de CH_4 (EESI, 2017; University of Maryland Extension, 2023).

Os valores de CO_2 variaram entre $5,0 \pm 0,1\%$ e $12,9 \pm 0,4\%$, enquanto o O_2 apareceu em baixos percentuais, possivelmente associado à entrada residual de ar durante a coleta ou leitura. O H_2S apresentou maior valor no tratamento com esterco bovino + acetato ($49,0 \pm 69,3$ ppm), com elevada dispersão entre duplicatas.

Além dos componentes anteriormente citados, o analisador de gases forneceu o parâmetro *Balance* (Bal), correspondente à fração dos gases não quantificados diretamente pelos sensores, constituída predominantemente por nitrogênio (N_2) e, em menor proporção, por outros gases presentes na amostra. No presente estudo, os elevados valores do balanço observados podem estar relacionados à presença residual de ar no sistema, uma vez que não foi realizada purga antes do início dos ensaios, contribuindo para a permanência de nitrogênio no interior dos eudiômetros durante as análises. Essa condição também auxilia na interpretação da composição gasosa obtida nas primeiras análises, uma vez que parte do volume presente no sistema correspondia ao ar residual e não exclusivamente ao biogás produzido pela atividade microbiológica.

A Tabela 15 apresenta a produção manométrica média e a produção estimada de metano obtidas nos ensaios com OxiTop. Essa abordagem é coerente com o princípio dos métodos manométricos, nos quais a formação de gás em sistemas

fechados é acompanhada pela variação de pressão no headspace, permitindo estimar a produção gasosa por meio da lei dos gases ideais (Guwy, 2004).

Tabela 15 – Produção manométrica média e produção estimada de metano nos ensaios com OxiTop.

Inóculo	Substrato	Produção Manométrica Média (hpa)	Produção Estimada de Metano (mL)
Esterco Bovino	Sem adição	41,37 ± 6,39	5,89 ± 0,91
Esterco Bovino	Acetato	66,43 ± 27,43	9,45 ± 3,90
Esterco Bovino	Sacarose	-163,13 ± 34,72	-23,21 ± 4,94
Lodo E1	Sem adição	26,60 ± 17,41	3,79 ± 2,48
Lodo E1	Sacarose	-9,70 ± 0,54	-1,38 ± 0,08
Lodo E2	Sem adição	-6,32 ± 14,15	-0,90 ± 2,01
Lodo E2	Acetato	60,05 ± 11,64	8,55 ± 1,66

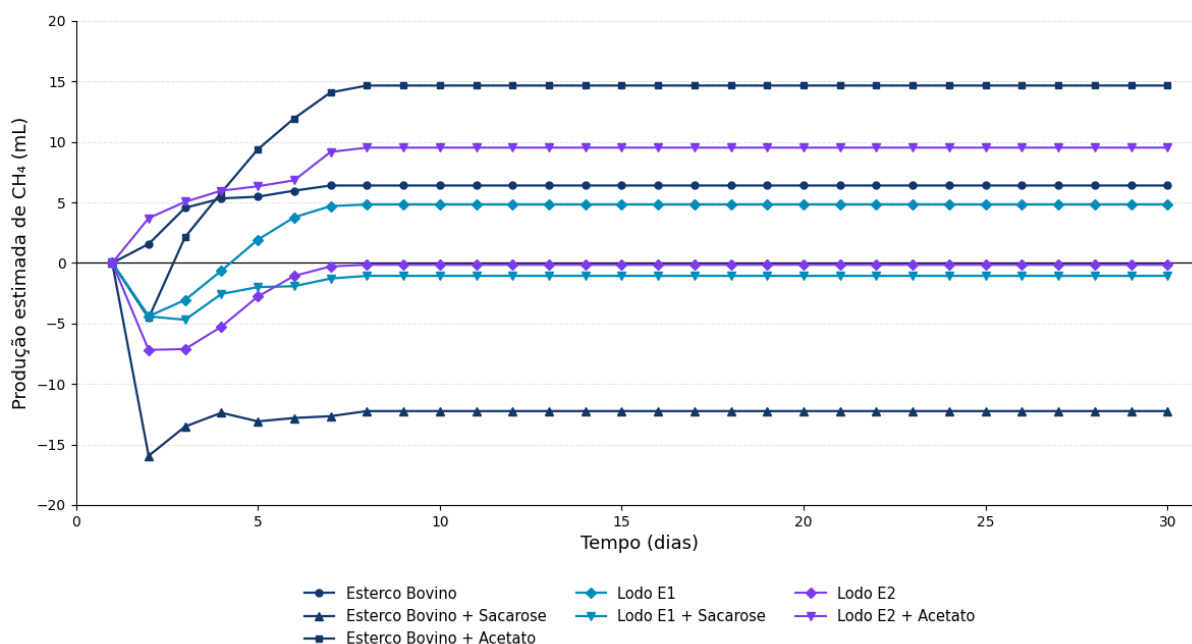
Entre os tratamentos avaliados, as maiores produções estimadas de metano foram observadas para esterco bovino + acetato, com 9,45 ± 3,90 mL, e lodo E2 + acetato, com 8,55 ± 1,66 mL. Esses resultados indicam que a suplementação com acetato favoreceu a resposta metanogênica em ambos os inóculos.

O esterco bovino sem suplementação apresentou 5,89 ± 0,91 mL de CH₄ estimado, enquanto o lodo E1 sem suplementação apresentou 3,79 ± 2,48 mL. Esses valores indicam alguma atividade endógena dos inóculos, o que reforça a importância de incluir condições sem adição de substrato para diferenciar a produção própria da biomassa daquela associada ao substrato adicionado.

Por outro lado, esterco bovino + sacarose apresentou produção estimada negativa, com -23,21 ± 4,94 mL, e lodo E1 + sacarose apresentou -1,38 ± 0,08 mL. Esse comportamento pode estar associado a condições iniciais de pressão, absorção de CO₂ pelo NaOH, estabilização do sistema, vedação ou resposta metabólica insuficiente para gerar aumento manométrico detectável.

A Figura 18 apresenta a evolução temporal da produção estimada de metano nos ensaios com OxiTop, permitindo observar a dinâmica dos tratamentos ao longo do período experimental.

Figura 18 – Produção estimada de metano nos ensaios com OxiTop.



A curva temporal confirma o padrão observado na Tabela 15. O tratamento com esterco bovino + acetato apresentou aumento progressivo até estabilização em aproximadamente 14,66 mL, enquanto lodo E2 + acetato também apresentou resposta positiva, estabilizando próximo de 9,53 mL. Esse comportamento de ascensão inicial seguida de platô é compatível com o esperado em ensaios de potencial metanogênico, nos quais a produção acumulada de CH_4 aumenta enquanto há substrato biodegradável disponível e tende à estabilização quando ocorre limitação do substrato ou redução da taxa de conversão microbiana (Holliger et al., 2016). Em contrapartida, esterco bovino + sacarose apresentou queda acentuada nos primeiros dias e permaneceu com valores negativos, confirmando a ausência de produção manométrica líquida positiva. Os tratamentos sem suplementação apresentaram respostas intermediárias, com produção estimada positiva para esterco bovino e lodo E1, e resposta próxima de zero para lodo E2.

Quando comparados aos resultados do eudiômetro, os dados do OxiTop indicam concordância parcial. Em ambos os métodos, o tratamento com esterco bovino + acetato esteve entre os mais responsivos, apresentando maior produção acumulada de biogás e metano no eudiômetro e maior produção estimada de CH_4 no OxiTop. Entretanto, o comportamento do tratamento com esterco bovino + sacarose diferiu entre os métodos: enquanto no eudiômetro houve produção positiva de biogás e metano, no OxiTop a resposta manométrica foi negativa. Essa diferença pode estar

relacionada aos princípios distintos de medição, pois o eudiômetro quantifica diretamente o volume de gás deslocado, enquanto o OxiTop estima a produção a partir da variação de pressão em frasco fechado, podendo ser influenciado por absorção de CO_2 , volume de headspace, vedação e condições iniciais de pressão.

5. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

5.1 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados obtidos demonstraram que o reator UASB apresentou desempenho limitado no tratamento do efluente têxtil avaliado. Embora tenham sido observadas condições operacionais compatíveis com a manutenção da atividade anaeróbia, como pH próximo da neutralidade, alcalinidade, baixa concentração de oxigênio dissolvido e temperatura na faixa mesofílica, a remoção da matéria orgânica foi reduzida, com eficiência média de remoção de DQO de apenas 4,78%, além de não ter sido observada redução da DBO_5 compatível com o critério de remoção estabelecido pela Resolução CONAMA nº 430/2011. Esses resultados indicam que, nas condições avaliadas, o tratamento anaeróbio isolado não foi suficiente para promover a degradação efetiva da carga orgânica presente no efluente, possivelmente em razão da complexidade da matriz têxtil.

A avaliação da remoção de cor evidenciou baixa eficiência do sistema, com remoções inferiores a 25% e elevada variabilidade entre as campanhas. Esses resultados indicam que o reator UASB não foi capaz de promover descoloração consistente do efluente têxtil nas condições operacionais avaliadas.

A série de sólidos indicou elevada carga particulada no afluente, com SST de aproximadamente 25.586,2 mg/L e predominância da fração volátil, evidenciada pela relação SSV/SST de 0,7. Associados à elevada DQO remanescente e à baixa remoção de turbidez, esses resultados indicam limitação do reator UASB na retenção e conversão da matéria orgânica particulada.

A relação DBO_5/DQO indicou potencial biodegradável para o efluente estudado. Entretanto, os ensaios de biodegradabilidade anaeróbia demonstraram que esse potencial não foi plenamente convertido em metano nas condições experimentais empregadas. Os maiores volumes de biogás e metano foram observados nos tratamentos contendo esterco bovino suplementado com sacarose e

acetato, enquanto os lodos anaeróbios E1 e E2 apresentaram resposta metanogênica reduzida.

Os resultados obtidos por eudiômetro e OxiTop apresentaram concordância parcial. Ambos os métodos identificaram melhor desempenho do tratamento contendo esterco bovino e acetato, porém divergências foram observadas em algumas condições experimentais, especialmente nos tratamentos com sacarose. Essas diferenças podem estar associadas aos distintos princípios de funcionamento dos métodos, uma vez que o eudiômetro realiza medição direta do volume de gás produzido, enquanto o OxiTop estima a produção de metano a partir da variação de pressão em sistema fechado.

Portanto, de forma geral, os resultados indicam que, embora o efluente apresente potencial para degradação biológica, as condições operacionais adotadas não favoreceram a conversão eficiente da matéria orgânica em biogás e metano, nem promoveram redução significativa da carga poluidora e da cor do efluente.

5.2 LIMITAÇÕES DO ESTUDO E RECOMENDAÇÕES PARA FUTURAS PESQUISAS

Algumas limitações devem ser consideradas na interpretação dos resultados obtidos.

O baixo número de amostras analisadas ao longo do período experimental limitou a realização de uma avaliação estatística mais robusta. Além disso, alguns parâmetros não apresentaram número suficiente de réplicas, restringindo o cálculo de desvios-padrão e a análise da variabilidade dos dados. Dessa forma, recomenda-se que estudos futuros ampliem o número de amostras e de réplicas, a fim de aumentar a confiabilidade estatística dos resultados.

Outra limitação refere-se ao período de operação dos sistemas de medição de biogás e metano. Ensaios com maior tempo de monitoramento poderiam permitir melhor observação da estabilização das curvas de produção, especialmente em tratamentos que apresentaram baixa resposta ou tendência tardia de formação de gás. Também se recomenda a utilização de equipamentos com maior faixa de medição para reduzir limitações associadas à faixa operacional dos sensores, principalmente nos ensaios manométricos.

A interpretação do processo anaeróbio também poderia ser aprofundada por meio do monitoramento de parâmetros adicionais, como nitrogênio amoniacal,

nitrogênio total, fósforo, ácidos graxos voláteis, sulfatos, sulfetos, toxicidade e composição dos corantes. Esses parâmetros permitiriam compreender melhor os fatores que limitaram a atividade metanogênica, a remoção de matéria orgânica e a estabilidade do tratamento anaeróbio aplicado a esse tipo de efluente.

Por fim, como a necessidade de associação entre diferentes sistemas de tratamento para efluentes têxteis já é amplamente reconhecida na literatura, recomenda-se que trabalhos futuros avaliem combinações específicas de tratamento aplicadas a ele, podendo ser investigadas configurações como UASB seguido de etapa aeróbia, processos físico-químicos associados ao tratamento biológico ou pré-tratamentos capazes de aumentar a biodegradabilidade do efluente antes da etapa anaeróbia.

REFERÊNCIAS

- AL-KDASI, A et al. Treatment of textile wastewater by advanced oxidation processes – a review. **Global Nest: The International Journal**, v. 6, n. 3, p. 222–230, 2004.
- AL-TOHAMY, Ramy et al. A critical review on the treatment of dye-containing wastewater: ecotoxicological and health concerns of textile dyes and possible remediation approaches. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 231, 2022. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2021.113160. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0147651321012720>. Acesso em: 15 maio 2026.
- ALVES, P. et al. Photo-assisted electrochemical degradation of real textile wastewater. **Water Science and Technology** 2010, 61, 491.
- ALVIM, L. et al. Evaluation of the cytogenotoxicity of textile effluents using *Allium cepa* L. **Revista Ambiente & Água** 2011, 6, 255.
- AMARAL, F. et al. Hydraulic retention time influence on azo dye and sulfate removal during the sequential anaerobic–aerobic treatment of real textile wastewater. **Water Science and Technology** 2017, 76, 3319.
- AMARAL, M. et al. Avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de lixiviados de aterro sanitários. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 13, n. 1, p. 38–45, jan./mar. 2008. DOI: 10.1590/S1413-41522008000100006.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); THE WORLD ECONOMIC FORUM (WEF), 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater, v. 21, p. 258–259, 2005.
- ANGELIDAKI, I et al. Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. **Water Science and Technology**, v. 59, p. 927–934, 2009.
- APHA; AWWA; WEF. Standard methods for the examination of water and wastewater. 24. ed. Washington, DC: American Public Health Association, 2023.
- AQUINO, S. et al. Considerações práticas sobre o teste de demanda química de oxigênio (DQO) aplicado a análise de efluentes anaeróbios. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 11, n. 4, p. 295–304, out. 2006.
- AQUINO, S. F. et al. Metodologias para determinação da atividade metanogênica específica (AME) em lodos anaeróbios. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 12, n. 2, p. 192-201, 2007. DOI: 10.1590/S1413-41522007000200010.
- ARIUNBAATAR, J. et al. Enhanced anaerobic digestion of food waste by thermal and ozonation pretreatment methods. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 34, n. 2, p. 349-357, 2017. DOI: 10.1590/0104-6632.20170342s20150514.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA TÊXTIL E DE CONFECÇÃO (ABIT). Quem somos. Disponível em: <https://abit.org.br/cont/quemsomos>. Acesso em: 6 maio 2026.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 10004: Resíduos sólidos – Classificação. Rio de Janeiro, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 9.898: Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. Rio de Janeiro: ABNT, 1987.

AZIMI, B. et al. Anaerobic-aerobic processes for the treatment of textile dyeing wastewater containing three commercial reactive azo dyes: effect of number of stages and bioreactor type. *Chinese Journal of Chemical Engineering*, v. 39, p. 228–239, 2021. DOI: 10.1016/j.cjche.2020.10.006.

BAGGIO, H. et al. Análise dos parâmetros físico-químicos oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, potencial hidrogeniônico e temperatura, no baixo curso do Rio das Velhas-MG. **Caminhos de Geografia**, Uberlândia, v. 17, n. 60, p. 105–117, dez. 2016. Disponível em: <http://www.seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/>. Acesso em: 07 maio 2026.

BAIRD, C. **Química ambiental**. 2. ed. Porto Alegre: Bookman, 2002.

BALAMURUGAN, B. et al. Anaerobic degradation of textile dye bath effluent using Halomonas sp. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 10, p. 6365–6369, 2011. DOI: 10.1016/j.biortech.2011.03.017.

BARCELOS, B. Avaliação de diferentes inóculos na digestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos. 2009. Dissertação (Mestrado) – Universidade de Brasília, Brasília, 2009.

BENAÏSSA, A. Etude de la faisabilité d'élimination de certains colorants textiles par certains matériaux déchets d'origine naturelle. 2012. Mémoire — Université Abou Bekr Belkaid, Tlemcen, 2012. Disponível em: <https://dspace.univ-tlemcen.dz/server/api/core/bitstreams/9af8fd10-52ce-4dc3-83ab7471e3074c90/content>. Acesso em: 15 maio 2026.

BENKHAYA, S. et al. A review on classifications, recent synthesis and applications of textile dyes. **Inorganic Chemistry Communications**, v. 115, p. 107891, 2020. DOI: 10.1016/j.inoche.2020.107891. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1387700320300587>. Acesso em: 15 maio 2026.

BERGAMINI, R. et al. Degradação de corantes têxteis ácidos e reativos por fotocatalise heterogênea, usando TiO₂ como fotocatalisador. 2007. Dissertação (Mestrado em Química) — Instituto de Química, Centro de Tecnologia e Ciências, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2007. Disponível em: <https://www.bdt.d.uerj.br:8443/bitstream/1/11946/1/dissertacao%20raphael%20borges%20magalhaes%20bergamini.pdf>. Acesso em: 15 maio 2026.

BERRADI, M et al. Textile finishing dyes and their impact on aquatic environs. **Heliyon**, v. 5, n. 11, e02711, 2019. DOI: 10.1016/j.heliyon.2019.e02711. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e02711>. Acesso em: 14 maio 2026.

BERTOLO, R. et al. Relações água-rocha e a hidrogeoquímica do cromo na água subterrânea de poços de monitoramento multiníveis de Urânia, SP, Brasil. **Geologia USP. Série Científica**, v. 9, p. 47-62, 2009.

BISSCHOPS, I. et al. Literature review on textile wastewater characterisation. **Environmental Technology**, v. 24, p. 1399–1411, 2003.

BIZANI, E. et al. Photocatalytic decolorization and degradation of dye solutions and wastewaters in the presence of titanium dioxide. **Journal of Hazardous Materials**, v. 136, n. 1, p. 85-94, 2006.

BONANCÊA, C. Estudo espectroscópico de processos de degradação fotoquímica e fotoeletroquímica de corantes. 2010. Dissertação (Pós-Graduação em Química) – Instituto de Química, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.

BORGES, E. et al. Desenvolvimento da aplicação dos reatores anaeróbios de manta de lodo (UASB) no Brasil. **Revista Internacional de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 7, n. 2, p. 247–264, jul./dez. 2017. Disponível em: <https://www.e-publicacoes.uerj.br/ric/article/view/29258/22933>. Acesso em: 1 jun. 2026. DOI: <http://dx.doi.org/10.12957/ric.2017.29258>.

BRAGA, E. et al. Avaliação da biodegradabilidade das águas de lavagem provenientes da etapa de purificação do biodiesel produzido com óleo extraído das vísceras de tilápia. **REGA – Revista de Gestão de Água da América Latina**, v. 9, n. 2, p. 35–45, jul./dez. 2012.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, 16 maio 2011.

BRASIL. Ministério da Indústria, Comércio Exterior e Serviços (MDIC). Comex Stat: estatísticas de comércio exterior – exportação e importação geral. 2022. Disponível em: <http://comexstat.mdic.gov.br/pt/geral>. Acesso em: 06 maio 2026.

BRULÉ, M. et al. Modified batch anaerobic digestion assay for testing efficiencies of trace metal additives to enhance methane production of energy crops. **Environmental Technology**, v. 34, n. 13-14, 2013.

CÂMARA, A. Corantes azo: características gerais, aplicações e toxicidade. 2017.

CAMMAROTA, M. et al. Tratamento enzimático para remoção de cor de efluentes da indústria têxtil. **Química Têxtil**, v. 24, n. 65, p. 40-48, 2001.

CAMPOS, C. et al. Avaliação da eficiência do reator UASB tratando efluente de laticínio sob diferentes cargas orgânicas. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 28, n. 6, p. 1376-1384, 2004.

CAMPOS, C. et al. Development and operation of an upflow anaerobic sludge blanket reactor (UASB) treating liquid effluent from swine manure in laboratory scale. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 26, n. 1, p. 140–147, 2006. Disponível em:

<https://www.scielo.br/j/eagri/a/3GLnc9BKYh7h5NvqvN7fkTC/>. Acesso em: 1 jun. 2026.

CASSINI, S. T. (Coord.). *Digestão de Resíduos Sólidos Orgânicos e Aproveitamento de Biogás*. Rio de Janeiro: ABES, 196p, 2003.

CASTRO MOLANO, L. et al. Codigestión anaerobia de estiércoles bovino, porcino y equino como alternativa para mejorar el potencial energético en digestores domésticos. **Revista ION**, v. 32, n. 2, p. 29-39, 2019. DOI: 10.18273/revion.v32n2-2019003.

CATANHO, M. et al. Avaliação dos tratamentos eletroquímico e fotoeletroquímico na degradação de corantes têxteis. **Química Nova**, São Paulo, v. 29, n. 5, p. 983–989, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-40422006000500018>. Acesso em: 15 maio 2026.

CERQUEIRA, A. et al. Aplicação da técnica de eletrofloculação no tratamento de efluentes têxteis. 2006. 111 f. Dissertação (Mestrado em Química Ambiental) — Instituto de Química, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006. Disponível em: <https://www.bdt.d.uerj.br:8443/handle/1/15805>. Acesso em: 15 maio 2026.

CETESB; ANA. “Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos”. Organizadores: Carlos Jesus Brandão et al. São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2011. 325 p.

CHERNICHARO, C. A. L. *Reatores anaeróbios*. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Universidade Federal de Minas Gerais, 1997. v. 5.

CHERNICHARO, C. A. L. *Reatores anaeróbios: princípios do tratamento biológico de águas residuárias*. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de **Engenharia Sanitária e Ambiental** da UFMG, 2007. 379 p.

COSTA, D. Geração de energia elétrica a partir do biogás de tratamento de esgoto. 2006. 194 p. Dissertação (Mestrado em Energia) – Programa Interunidades de Pós-Graduação em Energia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006. Disponível em: <https://teses.usp.br/teses/disponiveis/86/86131/tde-18062024-143823/>. Acesso em: 1 jun. 2026.

COUTO, C. F. et al. Integration of microfiltration and nanofiltration to promote textile effluent reuse. **Clean Technologies and Environmental Policy** 2017, 19, 2057.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). Condutividade. Convênio SRH/MMA/EMBRAPA/BIRD n. 475/98. Brasília: Embrapa Meio Ambiente, 1997–2001. Disponível em: <https://www.cnpma.embrapa.br/projetos/ecoagua/eco/condu.html>. Acesso em: 07 maio 2026.

F. A. Santos, Tese de Mestrado, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre - RS (2007).

FARAJZADEHHA, S. et al. Lab scale study of HRT and OLR optimization in UASB reactor for pretreating fortified wastewater in various operational temperatures. **APCBEE Procedia**, v. 1, p. 90-95, 2012.

FAVERO, B. M. et al. Evaluation of the efficiency of coagulation/ flocculation and Fenton process in reduction of colour, turbidity and COD of a textile effluent. **Environmental Technology** 2018, 29, 1.

FDZ-POLANCO, F. et al. Aplicación de un método manométrico automático para la determinación de la toxicidad anaerobia de compuestos químicos In: VIII SIMP. LATINO-AMERICANO DIGESTÃO ANAERÓBIA, Uruguai, 2005.

FERRARI-LIMA, A. M. et al. Perovskite-type titanate zirconate as photocatalyst for textile wastewater treatment. **Environmental Science and Pollution Research** 2017, 24, 12529.

FILER, J. et al. Biochemical methane potential (BMP) assay method for anaerobic digestion research. **Water**, v. 11, n. 5, art. 921, 2019. DOI: 10.3390/w11050921. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-4441/11/5/921>. Acesso em: 2 jun. 2026.

FRANCO, M. S. 2010. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, Brasil, 2010.

FREIRE, R. S.; PELEGRINI, R.; KUBOTA, L. T.; DURÁN, N.; PERALTA-ZAMORA, P. Novas tendências para o tratamento de resíduos industriais contendo espécies organocloradas. **Química Nova**, Campinas, v. 23, n. 4, p. 504–509, 2000.

FURLAN, F. Avaliação da eficiência do processo de coagulação-floculação e adsorção no tratamento de efluentes têxteis. 2008. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Departamento de Engenharia Química e Engenharia de Alimentos, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Florianópolis, 2008.

GARCIA, J. C. et al. Toxicity assessment of textile effluents treated by advanced oxidative process (UV/TiO₂ and UV/TiO₂ /H₂ O₂) in the species *Artemia salina* L. **Environmental Monitoring and Assessment** 2013, 185, 2179.

GIORDANO, G. Análise e formulação de processos para tratamento dos chorumes gerados em aterros de resíduos sólidos urbanos. 2003. 257 f. Tese (Doutorado em Engenharia Metalúrgica e de Materiais) — Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2003. Disponível em: https://bdtd.ibict.br/vufind/Record/PUC_RIO-1_67ef6f1a36ba08d1a36a7910a535d38b. Acesso em: 15 maio 2026.

GUARATINI, C. C. I. et al. Corantes têxteis. **Química Nova**, v. 23, p. 71, 2000.

GUWY, A. J. Equipment used for testing anaerobic biodegradability and activity. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 3, p. 131-139, 2004. DOI: 10.1007/s11157-004-1290-0.

HAFNER, S. D. et al. How different are manometric, gravimetric, and automated volumetric BMP results? **Water**, v. 12, n. 6, art. 1839, 2020. DOI: 10.3390/w12061839.

HALASZ, M. et al. Processos oxidativos avançados e físico-químicos aplicados na remediação de efluentes têxteis. **Enciclopédia Biosfera**, Goiânia, v. 8, n. 14, p. 1363–1371, 2012. Disponível em: PDF do artigo. Acesso em: 13 maio 2026.

HIRSCHLER, R. Book review. **Color Research and Application**, v. 33, n. 3, p. 254–256, 2008. DOI: 10.1002/col.20412.

HOLKAR, C. R. et al. A critical review on textile wastewater treatments: possible approaches. **Journal of Environmental Management**, v. 182, p. 351–366, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.07.090>.

HOLLIGER, C. et al. Towards a standardization of biomethane potential tests. **Water Science and Technology**, v. 74, n. 11, p. 2515–2522, 2016. DOI: 10.2166/wst.2016.336.

HUSSAIN, A. et al. Specific methanogenic activity test for anaerobic degradation of influents. **Applied Water Science**, v. 7, p. 535–542, 2017. DOI: 10.1007/s13201-015-0305-z.

INSTITUTO EUVALDO LODI (IEL). Cadeia têxtil. In: COUTINHO, Luciano G. et al. Estudo da competitividade de cadeias integradas no Brasil: impactos das zonas de livre comércio. Brasília, DF: Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior; IEL; CNI; SEBRAE, 2000.

KAO, C. M. et al. Regulating colored textile wastewater by 3/31 wavelength ADMI methods in Taiwan. **Chemosphere**, v. 44, n. 5, p. 1055–1063, 2001.

KAPOOR RT. et al. Exploiting microbial biomass in treating azo dyes contaminated wastewater: Mechanism of degradation and factors affecting microbial efficiency. **Journal of Water Process Engineering** 43, 102255–102255, 2021.

KARLSSON, T. et al. Manual básico de biogás. 1. ed. Lajeado: Editora Univates, 2014. 69 p. Disponível em: https://www.univates.br/editora-univates/media/publicacoes/71/pdf_71.pdf. Acesso em: 1 jun. 2026.

KISHOR, R. et al. A comprehensive review on the sustainable treatment of textile wastewater: zero liquid discharge and resource recovery perspectives. **Sustainability**, v. 14, n. 22, p. 15398, 2022. DOI: 10.3390/su142215398. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2071-1050/14/22/15398>. Acesso em: 15 maio 2026.

KUMAR, S. P. et al. Sustainable Fibres and Textiles. **Elsevier**, 2017. p. 323.

KUNZ, A. et al. Novas tendências no tratamento de efluentes têxteis. **Química Nova**, São Paulo, v. 25, n. 1, p. 78–82, 2002. DOI: 10.1590/S0100-40422002000100014. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/qn/a/WZkZzMz4JLhpmYxBq5GfPqB/?format=html&lang=pt>. Acesso em: 06 maio 2026.

LAURENT, A. et al. Simulation de la perception des couleurs de colorants organiques. *Techniques de l'Ingénieur*, AF 6810, p. 3–4, 2010. Disponível em: <https://www.techniques-ingenieur.fr/base-documentaire/sciences-fondamentales>

th8/chimie-organique-et-minerale-42108210/simulation-de-la-perception-des-couleurs-de-colorants-organiques-af6810/. Acesso em: 15 maio 2026.

LEAL, C. S. M. Solubilidade de corantes azo. 2011. 94 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Mestrado em Química Industrial, Universidade da Beira Interior, Covilhã, 2011.

LOPES, C. et al. Remoção de cor de efluentes têxteis através do processo de nanofiltração. 1999. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) — Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 1999. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/80478>. Acesso em: 15 maio 2026.

LÓPEZ M. et al. Método no convencional de medición de gases en la digestión anaerobia: estimación del porcentaje de metano presente en el biogás. [S.l.]: [s.n.], [2015?]. Disponível em: <https://d1wqtxts1xzle7.cloudfront.net/39131642/metanogenesis-libre.pdf>. Acesso em: 3 jun. 2026.

MARTÍNEZ SUÁREZ, J. F. Comportamiento electroquímico de colorantes antraquinónicos, azul de metileno, y compuestos afines en solución de solventes no-acuosos. 2017. 324 f. Tese (Doutorado) - Curso de Doctorado En Ciencias Exactas, Área Química, Facultad de Ciencias Exactas, Universidad Nacional de La Plata, Buenos Aires, 2017.

MATA, H. Impactos da poluição industrial na economia brasileira. 2001. Tese (Pós-Graduação) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2001.

MELO, C. F. et al. Treatment of wastewater from a cotton dyeing process with UV/ H₂ O₂ using a photoreactor covered with reflective material. **Water Science and Technology** 2011, 64, 460.

MENDES JUNIOR, B. Caderno setorial ETENE: setor têxtil. Fortaleza: Banco do Nordeste do Brasil (BNB), ano 8, n. 304, set. 2017. Disponível em: https://www.bnb.gov.br/s482dspace/bitstream/123456789/1873/1/2023_CDS_304.pdf. Acesso em: 06 maio 2026.

MIERZWA, J. et al. Água na indústria: uso racional e reúso. São Paulo: Oficina de Textos, 2005. Disponível em: Acessar livro no Google Livros. Acesso em: 05 maio 2026.

MIKI, M. K. Dilemas do UASB. Seção: Práticas operacionais e de Empreendimento. **Revista DAE**, n. 183, p. 25-37, 2010.

MIRANDA, R. C. M. et al. Biotreatment of textile effluent in static bioreactor by *Curvularia lunata* URM 6179 and *Phanerochaete chrysosporium* URM 6181. **Bioresource Technology** 2013, 142, 361.

MONTEGGIA, L. Proposta de metodologia para avaliação do parâmetro atividade metanogênica específica. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19., 1997, Foz do Iguaçu. Anais [...] Rio de Janeiro: ABES, 1997.

MORAIS, N. W. S. et al. Análise dos padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos e de reuso de águas residuárias de diversos estados do Brasil. **Revista DAE**, v. 67, p. 40, 2019.

MOUNTEER, A. H. et al. Removing textile mill effluent recalcitrant COD and toxicity using the H₂ O₂ /UV system. **Water Science and Technology** 2009, 60, 1895.

MOZETO, A. A. et al. A química ambiental no Brasil. **Revista Química Nova**, v. 25, n. 1, p. 7-11, 2002.

NILSSON, Inga et al. Decolorization of synthetic and real textile wastewater by the use of white-rot fungi. **Enzyme and Microbial Technology**, v. 38, n. 1–2, p. 94–100, 2006. DOI: 10.1016/j.enzmictec.2005.05.004.

PABÓN PEREIRA, C. P. et al. An OxiTop® protocol for screening plant material for its biochemical methane potential (BMP). **Water Science & Technology**, v. 66, n. 7, p. 1416-1423, 2012. DOI: 10.2166/wst.2012.305.

PARAJULI, R. Access to energy in Mid/Far west region-Nepal from the perspective of energy poverty. *Renewable Energy*, v. 36, n. 9, p. 2299–2304, 2011. DOI: 10.1016/j.renene.2011.01.014.

PARRA, B. et al. Efecto de la relación sustrato-inóculo sobre el potencial bioquímico de metano de biorresiduos de origen municipal. *Ingeniería Investigación y Tecnología*, v. 16, n. 4, p. 515-526, 2015.

PASCHOAL, F. M. M. et al. Aplicação da tecnologia de eletrofloculação na recuperação do corante índigo blue a partir de efluentes industriais. **Química Nova**, v. 28, n. 5, p. 766–772, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-40422005000500006>.

PECORA, V. Implementação de uma unidade Demonstrativa de Geração de Energia Elétrica a partir do Biogás de Tratamento do Esgoto Residencial da USP: estudo de caso. 2006. 152 p. Dissertação (Mestrado em Ciências), Programa de Pós-Graduação em Energia da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2006.

PEIXOTO, F. et al. Corantes têxteis: uma revisão. **HOLOS**, Natal, v. 5, p. 98–106, 2013. DOI: 10.15628/holos.2013.1239. Disponível em: <https://www2.ifrn.edu.br/ojs/index.php/HOLOS/article/view/1239>. Acesso em: 15 maio 2026.

PEREIRA, E. L. et al. Efeitos do pH, acidez e alcalinidade na microbiota de um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) tratando efluentes de suinocultura. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 4, n. 3, p. 157–168, 2009. DOI: 10.4136/ambi-agua.109. Disponível em: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=92812346011>. Acesso em: 13 maio 2026.

PINAZO BELTRÁN, K. F. P. Determinación de la eficacia de biomasa de *Cladophora* sp. en la biosorción de azul de metileno. 2015. 91f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Biologia) – Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa, Arequipa, 2015.

PIOLTINE, A. et al. Emprego de bomba multifásica como unidade geradora de microbolhas de ar em sistema de flotação aplicado ao pré-tratamento de efluente têxtil. **Engenharia Sanitária e Ambiental** 2011, 16, 167.

PIZZATO, J. A. G. et al. 6o Congresso Internacional de Tecnologias para o Meio Ambiente, Bento Gonçalves, Brasil, 2018.

QUEIROZ, M. T. A. et al. Reestruturação na forma do tratamento de efluentes têxteis: uma proposta embasada em fundamentos teóricos. **Gestão & Produção**, v. 26, n. 1, e1149, 2019. DOI: 10.1590/0104-530X1149-19.

RAMOS, M. D. N. et al. Critical analysis of the characteristics of industrial effluents from the textile sector in Brazil. **Revista Virtual de Química**, v. 12, n. 4, p. 913–929, 2020. Disponível em: <http://rvq.sbq.org.br>.

RAMOS, M. et al. Análise crítica das características de efluentes industriais do setor têxtil no Brasil. **Revista Virtual de Química**, v. 12, n. 4, p. 913–929, 2020. DOI: 10.21577/1984-6835.20200073. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/343953218>. Acesso em: 14 maio 2026.

Recent developments in integrated anaerobic/aerobic (A/O) process for textile wastewater treatment. **Hybrid Advances**, v. 5, 2024. DOI: 10.1016/j.hybadv.2024.100139. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2772416624000391>. Acesso em: 15 maio 2026.

Ribeiro, J. P. et al. Uso do processo H₂ O₂ /UV – Adsorção no tratamento de efluente têxtil. **Revista DAE** 2010, 183, 4.

RIETOW, J. Avaliação do processo de arraste de amônia como pré-tratamento de lixiviado de aterro sanitário para codisposição em reatores anaeróbios tipo UASB tratando esgoto sanitário. 2018. 208 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2018.

ROBINSON, T. et al. Remediation of dyes in textile effluent: a critical review on current treatment technologies with a proposed alternative. **Bioresource Technology**, v. 77, n. 3, p. 247–255, 2000.

ROCHA, J. C. et al. 2009. Introdução à química ambiental. 2. ed. Porto Alegre: Bookman.

ROCHA, M. Estudos da atividade metanogênica de lodos e da biodegradabilidade anaeróbia de efluentes de indústrias de bebidas. 2003. 130 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil – Área de concentração: Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003. Disponível em: https://repositorio.ufpe.br/bitstream/123456789/5817/1/arquivo6656_1.pdf. Acesso em: 3 jun. 2026.

ROZZI, A. et al. Methods of assessing microbial activity and inhibition under anaerobic conditions: a literature review. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 3, p. 93-115, 2004. DOI: 10.1007/s11157-004-5762-z.

RYCKEBOSCH, E. et al. Techniques for transformation of biogas to biomethane. **Biomass and Bioenergy**, v. 35, n. 5, p. 1633–1645, 2011.

SAMPAIO, S. et al. Relação entre série de sólidos e condutividade elétrica em diferentes águas residuárias. **Irriga**, v. 12, n. 4, p. 569-574, 2007.

Santos, R. F. et al. Influence of different textile fibers on characterization of dyeing wastewater and final effluent. **Environmental Monitoring and Assessment** 2018, 190, 1.

SARATALE, R. G. et al. Bacterial decolorization and degradation of azo dyes: a review. **Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers**, v. 42, n. 1, p. 138–157, 2011. DOI: 10.1016/j.jtice.2010.06.006.

SEIFFERT, M. E. B. ISO 14.001: sistemas de gestão ambiental: implantação objetiva e econômica. 3. ed. São Paulo: Atlas, 2007.

SEKOMO, C. B. et al. Heavy metal removal in duckweed and algae ponds as a polishing step for textile wastewater treatment. **Ecological Engineering**, v. 44, p. 102–110, 2012.

SILVA, S. C. 2011. Monografia de Especialização Lato Sensu – Universidade do Extremo Sul Catarinense, Brasil, 2011.

SILVA, T. Utilização de biogás de estações de tratamento de esgoto para fins energéticos. 2015. 160 f. Dissertação (Mestrado em Energia) – Instituto de Energia e Ambiente, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2015. Disponível em: <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/106/106131/tde-20052015-182523/>. Acesso em: 1 jun. 2026.

SIMÕES, A. et al. Metodologias para a medição do biogás em sistemas anaeróbios. In: CONGRESSO SUL-AMERICANO DE RESÍDUOS SÓLIDOS E SUSTENTABILIDADE, 3., 2020. Anais [...]. Gramado: IBEAS, 2020. Disponível em: <https://www.ibeas.org.br/conresol/conresol2020/XII-010.pdf>. Acesso em: 3 jun. 2026.

SOLANO, A. M. S. 2011. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Brasil, 2011.

SOUTO, T. F. et al. Influence of incubation conditions on the specific methanogenic activity test. **Biodegradation**, v. 21, p. 411-424, 2010. DOI: 10.1007/s10532-009-9311-x.

SOUZA, J. et al. A indústria têxtil no Brasil: uma revisão dos seus impactos ambientais e possíveis tratamentos para os seus efluentes. **Cadernos de Graduação – Ciências Exatas e Tecnológicas**, v. 3, n. 1, 2016. Disponível em: <https://conexaoagua.mpf.mp.br/arquivos/artigos-cientificos/2016/01-a-industria-textil-no-brasil-uma-revisao-dos-seus-impactos-ambientais-e-possiveis-tratamentos-para-os-seus-efluentes.pdf>. Acesso em: 15 maio 2026.

STEIL, L. et al. Biomass evaluation from anaerobic batch reactors by specific methanogenic activity (SMA) test at different S0/X0 ratios. In: PROCEEDING 1ST

INTERNATIONAL MEETING ON ENVIRONMENTAL BIOTECHNOLOGY AND ENGINEERING, México, 2004.

STRÖHER, A. et al. Tratamento de efluente têxtil por ultrafiltração em membrana cerâmica. *Ciências Exatas e Tecnológicas*, 2012. Disponível em: <https://portaldeperiodicos.animaeducacao.com.br/index.php/dcet/article/view/42508/37204>. Acesso em: 15 maio 2026.

TAN, L. et al. Aerobic decolorization, degradation and detoxification of azo dyes by a newly isolated salt-tolerant yeast *Scheffersomyces spartinae* TLHS-SF1. **Bioresource Technology**, v. 203, p. 287-294, 2016.

TEIXEIRA, C. Pagamento por serviços ambientais de proteção às nascentes como forma de sustentabilidade e preservação ambiental. 2011. Dissertação (Pós-Graduação em Direito) – Pontifícia Universidade Católica do Paraná, Curitiba, 2011.

TONIOLLO, M. et al. Indústria têxtil: sustentabilidade, impactos e minimização. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GESTÃO AMBIENTAL, 6., 2015, Porto Alegre. Anais [...]. Porto Alegre: IBEAS, 2015. Disponível em: <https://www.ibeas.org.br/congresso/Trabalhos2015/V-029.pdf>. Acesso em: 06 maio 2026.

TRATAR PIRC, E. et al. Comparison of GC and OxiTop analysis of biogas composition produced by anaerobic digestion of glucose in cyanide inhibited systems. **Acta Chimica Slovenica**, v. 59, n. 2, p. 398-404, 2012.

TWARDOKUS, R. G. et al. Reuso de água no processo de tingimento da indústria têxtil. *Revista Química Têxtil*. N.79, p.32, 2005.

VAN DER ZEE, F. et al. Combined anaerobic-aerobic treatment of azo dyes: a short review of bioreactor studies. **Water Research**, v. 39, n. 8, p. 1425–1440, 2005. DOI: 10.1016/j.watres.2005.03.007.

VANDEVIVERE, P. C. et al. Treatment and reuse of wastewater from the textile wet-processing industry: review of emerging technologies. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, v. 72, n. 4, p. 289–302, 1998. DOI: 10.1002/(SICI)1097-4660(199808)72:4<289::AID-JCTB905>3.0.CO;2-#.

VAZ, L. G. de L. et al. Avaliação da eficiência de diferentes agentes coagulantes na remoção de cor e turbidez em efluente de galvanoplastia. **Eclética Química**, Araraquara, v. 35, n. 4, p. 45–54, 2010. DOI: 10.1590/S0100-46702010000400006. Disponível em: SciELO. Acesso em: 13 maio 2026.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 4. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014. 472 p.

WANG, B. et al. Effects of substrate concentration on methane potential and degradation kinetics in batch anaerobic digestion. **Bioresource Technology**, v. 194, p. 240-246, 2015.

WANG, X. et al. Reviewing textile wastewater produced by industries: characteristics, environmental impacts, and treatment strategies. **Water Science and Technology**, v.

85, n. 7, p. 2076–2096, 2022. DOI: 10.2166/wst.2022.088. Disponível em: <https://iwaponline.com/wst/article/85/7/2076/87619>. Acesso em: 14 maio 2026.

WEILAND, P. Biogas production: current state and perspectives. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 85, n. 4, p. 849–860, 2010.

YASEEN, D. A. et al. Textile dye wastewater characteristics and constituents of synthetic effluents: a critical review. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 16, p. 1193–1226, 2019. DOI: 10.1007/s13762-018-2130-z. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s13762-018-2130-z>. Acesso em: 14 maio 2026.

YOON, Young-Man et al. Effects of substrate to inoculum ratio on the biochemical methane potential of piggery slaughterhouse wastes. **Asian-Australasian Journal of Animal Sciences**, v. 27, n. 4, p. 600-607, 2014. DOI: 10.5713/ajas.2013.13537.

ZAMAN, N. The applicability of batch tests to assess biomethanation potential of organic waste and assess scale up to continuous reactor systems. Ph.D. Thesis, University of Canterbury, Christchurch, New Zealand, 2010.