



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
DEPARTAMENTO DE TECNOLOGIA RURAL
BACHARELADO ENGENHARIA AMBIENTAL

DANIEL DIAS DA SILVA

**Avaliação de tecnologias anaeróbias e aeróbias para tratamento de efluentes
de diferentes origens: estudo de caso em sistemas UASB, IC e MBBR de
esgotos Industriais e sanitários.**

Recife
2026

DANIEL DIAS DA SILVA

Avaliação de tecnologias anaeróbias e aeróbias para tratamento de efluentes de diferentes origens: estudo de caso em sistemas UASB, IC e MBBR de esgotos Industriais e sanitários.

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Bacharelado Engenharia Ambiental da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do Graduação.

Orientador (a): Rosangela Gomes Tavares

Coorientador (a): Valmir Cristiano Marques de Arruda

Recife

2026

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Sistema Integrado de Bibliotecas da UFRPE
Bibliotecário(a): Suely Manzi – CRB-4 809

S586a Silva, Daniel Dias da.
Avaliação de tecnologias anaeróbias e aeróbias para tratamento de efluentes de diferentes origens: estudo de caso em sistemas UASB, IC e MBBR de esgotos industriais e sanitários / Daniel Dias da Silva. – Recife, 2026.
102 f.; il.

Orientador(a): Rosangela Gomes Tavares.
Co-orientador(a): Valmir Cristiano Marques de Arruda.

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Bacharelado em Engenharia Ambiental, Recife, BR-PE, 2026.

Inclui referências.

1. Tratamento de resíduos. 2. Efluentes . 3. Reatores anaeróbicos . 4. Tratamento biológico aeróbio 5. Resíduos industriais . I. Tavares, Rosangela Gomes, orient. II. Arruda, Valmir Cristiano Marques de, coorient. III. Título

DANIEL DIAS DA SILVA

Avaliação de tecnologias anaeróbias e aeróbias para tratamento de efluentes de diferentes origens: estudo de caso em sistemas UASB, IC e MBBR de esgotos Industriais e sanitários.

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Bacharelado Engenharia Ambiental da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do Graduação.

Aprovado em: 05/02/2026

BANCA EXAMINADORA

Profa. Dra. Rosangela Gomes Tavares (Orientadora)
Universidade Federal Rural de Pernambuco

Prof. Dr. André Felipe de Melo Sales Santos
Universidade Federal Rural de Pernambuco

Prof. Dr. Thiago Cabral Nepomuceno
Universidade Federal Rural de Pernambuco

Dedico este trabalho, primeiramente, aos meus pais, que sempre fizeram o possível e o impossível para me proporcionar uma educação digna, baseada em valores, esforço e perseverança. Este momento representa não apenas uma conquista pessoal, mas também a realização de um sonho construído com muito amor, sacrifício e dedicação. Ser o primeiro da família a concluir uma graduação é reflexo direto de tudo o que vocês me ensinaram e acreditaram.

Dedico também à minha esposa, por estar sempre ao meu lado, oferecendo apoio, incentivo, paciência e compreensão em todos os momentos desta caminhada. Sua presença constante foi essencial para que este objetivo se tornasse realidade.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, por me conceder saúde, força, sabedoria e perseverança para superar os desafios ao longo desta jornada acadêmica, tornando possível a conclusão deste trabalho.

À minha família, meu alicerce em todos os momentos. Ao meu pai, Marcelo Mendes, à minha mãe, Magnólia Dias, à minha irmã, Amanda Dias, e aos meus sobrinhos, Marcella e Ícaro, pelo amor, incentivo e compreensão, fundamentais para que eu seguisse firme em meus objetivos.

À minha esposa, Evellen Kelly, meu sincero e especial agradecimento por todo o apoio incondicional, paciência, companheirismo e incentivo constante, sendo essencial em cada etapa da minha vida pessoal e acadêmica.

Aos meus amigos, que de alguma forma contribuíram com palavras de apoio, motivação e amizade ao longo desta caminhada.

Aos meus professores, André Felipe, Rosangela Gomes e Valmir Cristiano pela orientação, dedicação, disponibilidade e valiosas contribuições que foram fundamentais para o desenvolvimento e aprimoramento do trabalho.

Por fim, agradeço a todos que contribuíram direta ou indiretamente para a realização deste trabalho e para a concretização deste importante objetivo em minha vida acadêmica.

“A poluição é um recurso que não foi totalmente aproveitado.”
(Buckminster Fuller, 2019)

RESUMO

O presente trabalho teve como objetivo avaliar o desempenho de tecnologias anaeróbias e aeróbias aplicadas ao tratamento de efluentes industriais e sanitários, por meio de três estudos de caso envolvendo reatores UASB, IC e MBBR, aplicados, respectivamente, ao tratamento de vinhaça, efluente industrial do setor de bebidas e esgoto sanitário. Buscou-se compreender o comportamento operacional desses sistemas, sua eficiência de remoção de matéria orgânica e a adequação das tecnologias às características específicas de cada afluente. A metodologia adotada baseou-se na análise de dados primários e secundários. A metodologia baseou-se na análise de dados primários, obtidos a partir do monitoramento da performance operacional de uma estação de tratamento de esgoto sanitário com tecnologia MBBR, e de dados secundários, provenientes de automonitoramento e relatórios técnicos de reatores UASB e IC em escala real. Foram analisadas as características físico-químicas dos efluentes brutos e tratados, considerando os principais parâmetros de efluentes industriais e sanitários, como DQO, DBO, pH, turbidez, sólidos e nutrientes. Adicionalmente, avaliou-se a geração de subprodutos do tratamento anaeróbio, como lodo e biogás, em termos de estabilidade operacional, potencial energético e possibilidades de reaproveitamento. Ferramentas estatísticas e análises gráficas foram utilizadas para a interpretação dos dados, identificação de faixas operacionais adequadas e avaliação dos limites de desempenho dos sistemas em escala plena. Em termos dos resultados, no estudo de caso do reator UASB, observou-se elevada eficiência média global de remoção de DQO, atingindo 92,6%. Os parâmetros físico-químicos monitorados indicaram operação estável, com condições adequadas à digestão anaeróbia, corroboradas pela relação AT/AGV próxima aos valores recomendados na literatura. O biogás gerado apresentou teores de metano entre 50 e 70%, evidenciando elevado potencial energético. O reator IC, apresentou eficiências médias globais de remoção de DQO e DBO de 81,2% e 84,2%, respectivamente, além de produção média de biogás de 0,48 m³ por metro cúbico de efluente tratado e baixa geração de lodo anaeróbio. No tratamento de esgoto sanitário por meio da tecnologia MBBR, verificou-se atendimento integral aos parâmetros exigidos pela legislação ambiental vigente, com eficiências médias de remoção de DBO e DQO de 91,54% e 88,41%, respectivamente, além de desempenho superior ao esperado para o porte da estação. De modo geral, os

resultados indicam que as tecnologias avaliadas são eficientes no tratamento de diferentes efluentes, destacando-se a digestão anaeróbia pelo potencial energético e os sistemas aeróbios pela confiabilidade no atendimento aos padrões legais de lançamento.

Palavras-chave: Tratamento de resíduos, Efluentes, Reatores anaeróbicos, Tratamento biológico aeróbio, Resíduos industriais.

ABSTRACT

The present study aimed to evaluate the performance of anaerobic and aerobic technologies applied to the treatment of industrial and sanitary effluents through three case studies involving UASB, IC, and MBBR reactors, applied respectively to the treatment of vinasse, industrial effluent from the beverage sector, and sanitary sewage. The objective was to understand the operational behavior of these systems, their efficiency in organic matter removal, and the suitability of the technologies to the specific characteristics of each influent. The adopted methodology was based on the analysis of primary and secondary data. Primary data were obtained from monitoring the operational performance of a sanitary sewage treatment plant using MBBR technology, while secondary data were derived from self-monitoring data and technical reports related to the operation of UASB and IC reactors at full scale. The physicochemical characteristics of raw and treated effluents were analyzed, considering the main parameters of industrial and sanitary effluents, such as COD, BOD, pH, turbidity, solids, and nutrients. In addition, the generation of anaerobic treatment by-products, such as sludge and biogas, was evaluated in terms of operational stability, energy potential, and reuse possibilities. Statistical tools and graphical analyses were applied to data interpretation, identification of suitable operational ranges, and assessment of system performance limits at full scale. Regarding the results, the UASB reactor case study showed a high overall average COD removal efficiency, reaching 92.6%. The monitored physicochemical parameters indicated stable operation under conditions suitable for anaerobic digestion, corroborated by the TVA/VFA ratio close to values recommended in the literature. The generated biogas presented methane contents between 50 and 70%, demonstrating high energy potential. The IC reactor showed average removal efficiencies of 81.2% for COD and 84.2% for BOD, in addition to an average biogas production of 0.48 m³ per cubic meter of treated effluent and low anaerobic sludge generation. In the treatment of sanitary sewage using MBBR technology, full compliance with the parameters required by current environmental legislation was observed, with average BOD and COD removal efficiencies of 91.54% and 88.41%, respectively, as well as performance superior to that expected for the plant's size. Overall, the results indicate that the evaluated technologies are efficient for the treatment of different types of effluents, highlighting anaerobic digestion for its energy

potential and aerobic systems for their reliability in meeting legal discharge standards.

Keywords: Waste treatment; Effluents; Anaerobic reactors; Aerobic biological treatment; Industrial waste.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Etapas de produção de álcool e açúcar	18
Figura 2 – Etapas da Digestão Anaeróbia	23
Gráfico 1 – Influência da temperatura na taxa de crescimento da biomassa	25
Figura 3 – Desenho esquemático de reator UASB	28
Figura 4 – Desenho esquemático de reator IC	34
Figura 5 – Reator anaeróbio tipo UASB	39
Figura 6 – Unidade de valorização energética	39
Figura 7 – Estação de tratamento Dois Irmãos	41
Figura 8 – Vista ETE tratamentos: primário, secundário e terciário	41
Fluxograma 1 – Processo completo da unidade de demonstração de biodigestão de vinhaça estudada	44
Fluxograma 2 – Processo completo da unidade da Estação de Tratamento de Resíduos Industriais	46
Figura 9 – Desenho esquema do reator IC	47
Fluxograma 3 – Processo completo da estação de tratamento	48
Figura 10 – Tratamento preliminar	49
Figura 11 – Reator MBBR	50
Figura 12 – Tanque de contato	51
Gráfico 2 – Gráfico boxplot para a temperatura	56
Gráfico 3 – Gráfico boxplot para o pH	57
Gráfico 4 – Gráfico boxplot para a DQO	58
Gráfico 5 – Gráficos boxplot para AGV (A) e alcalinidade (B)	60
Gráfico 6 – Gráficos boxplot para sulfato total (A) e sulfetos (B)	61
Gráfico 7 – Gráfico boxplot para o nitrogênio total	62
Gráfico 8 – Gráfico boxplot para o nitrogênio amoniacal	63
Gráfico 9 – Gráficos boxplot para o fósforo total	64
Gráfico 10 – Comportamento médio das eficiências de remoção de DQO, fósforo, nitrogênio e sulfato	65
Figura 13 – Aspecto do lodo granular obtido do reator UASB	66
Gráfico 11 – Característica média do biogás gerado na unidade de	68

tratamento de vinhaça estudada (reator UASB)

Gráfico 12 – Média global de remoção de DQO	70
Gráfico 13 – Média global de remoção de DBO	70
Gráfico 14 – Média global de remoção de DQO e DBO	71
Gráfico 15 – Média mensal de remoção de DQO (2007-2008)	71
Gráfico 16 – Média mensal de remoção de DBO (2007-2008)	72
Gráfico 17 – Gráfico de dispersão da eficiência do processo (A) e eficiência do reator (B)	73
Gráfico 18 – Gráfico boxplot eficiência do processo	73
Gráfico 19 – Vazão afluyente do Reator IC/biogás gerado por m³ mensal (2007-2008)	76
Gráfico 20 – Vazão afluyente do sistema/biogás gerado por m³ mensal (2007-2008)	77
Gráfico 21 – Eficiência de remoção DQO e DBO (%)	80
Figura 14 – Vista frontal da biomídia e formação da biopelícula	81
Figura 15 – Biomídia utilizadas no MBBR	81
Gráfico 22 – Gráfico de barra pH	85
Gráfico 23 – Gráfico de barra turbidez	86
Gráfico 24 – Gráfico de barra temperatura	87
Gráfico 25 – Gráfico de barra Sólidos Decantáveis	88
Gráfico 26 – Gráfico de barra DQO	89
Gráfico 27 – Gráfico de barra DBO	90
Gráfico 28 – Gráfico de barra alcalinidade	91
Gráfico 30 – Gráfico de barra fósforo total	92
Gráfico 31 – Gráfico de barra nitrogênio total	92

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 –	Características físico-química da vinhaça de diferentes tipos de mosto	20
Tabela 2 –	Parâmetros de tipos de bebidas	31
Tabela 3 –	Descrição das características da unidade de tratamento	45
Tabela 4 –	Parâmetros físico-químicos efluentes	52
Tabela 5 –	Características físico-químicas da vinhaça bruta (P0)	54
Tabela 6 –	Características físico-químicas da vinhaça bruta resfriada (P1)	54
Tabela 7 –	Características físico-químicas da vinhaça bruta tratada (P5)	55
Tabela 8 –	Eficiências globais de remoção de matéria orgânica, sólidos e nutrientes	65
Tabela 9 –	Características físico-químicas do lodo anaeróbico granular obtido do reator UASB	67
Tabela 10 –	Médias mensais de remoção de DQO e DBO anual (2007)	69
Tabela 11 –	Médias mensais de remoção de DQO e DBO anual (2008)	69
Tabela 12 –	Médias mensais de remoção de DQO e DBO anual (2009)	69
Tabela 13 –	Média global da DQO, DBO e relação DQO/DBO	73
Tabela 14 –	Vazão mensal de biogás, efluente tratado e relação biogás/efluente	75
Tabela 15 –	Relação biogás gerado (m ³) / efluente tratado (m ³) Global	76
Tabela 16 –	Parâmetros físico-químicos do efluente	78
Tabela 17 –	Médias da eficiência de remoção global de DQO e DBO da ETE Dois Irmãos	79
Tabela 18 –	Parâmetros de eficiência da biomídia	82
Tabela 19 –	Características físico-químicas efluente entrada da estação	82
Tabela 20 –	Características físico-químicas efluente entrada do reator	83
Tabela 21 –	Características físico-químicas saída do reator	83
Tabela 22 –	Características físico-químicas efluente saída do tanque de contato	84

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AGV – ácidos graxos voláteis

AIA – avaliação de impacto ambiental

AT – Alcalinidade total

BRS – bactérias redutoras de sulfato

C/N – relação carbono/nitrogênio

Ca²⁺ – íon cálcio

CE – condutividade elétrica

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

CH₃ – radical metila

CH₃COO⁻ – acetato

CH₄ – metano

CO₂ – dióxido de carbono

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

CPRH – Agência Estadual de Meio Ambiente de Pernambuco

°C – grau Celsius

COV – cargas orgânicas volumétricas

CV – coeficientes de variação

DBO – demanda biológica de oxigênio

DQO – demanda química de oxigênio

ETE – estação de tratamento de efluentes

H₂ – hidrogênio

H₂S – gás sulfídrico

H₂SO₄ – ácido sulfúrico

IC – internal circulation

K – potássio

K⁺ – íon potássio

MBBR – moving bed biofilm reactor

Mg²⁺ – íon magnésio

MWh – megawatt-hora

m² – metro quadrado

N – nitrogênio

Na^+ – íon sódio

NaOH – hidróxido de sódio

ND – número de determinações

NH_3 – amoníaco

NH_4^+ – íon amônio

NO_2^- – nitrito

NO_3^- – nitrato

P – Fósforo

PEAD – polietileno de alta densidade

RIMA – relatório de impacto ambiental

S^{2-} – sulfeto

S^0 – enxofre elementar

SD – sólidos decantáveis

SO_4^{2-} – sulfato

ST – Sólidos totais

TDH – tempo de detenção hidráulica

UASB – upflow anaerobic sludge blanket

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
2	OBJETIVO	16
2.1	GERAL	16
2.2	ESPECÍFICOS	16
3	REFERENCIAL TEÓRICO	17
3.1	INDÚSTRIA SUCROALCOOLEIRA	17
3.1.1	Etapas de Produção de Álcool e Açúcar	17
3.2	VINHAÇA	18
3.2.1	Origem	18
3.2.2	Características do efluente	19
3.2.3	Legislações	20
3.2.4	Tratamento e disposição final	21
3.3	DIGESTÃO ANAERÓBIA	22
3.3.1	Fatores importante que influencia a digestão	24
3.3.1.1	Temperatura	24
3.3.1.2	Nutrientes	25
3.3.1.3	pH e Alcalinidade	26
3.4	REATOR UASB (UPFLOW ANAEROBIC SLUDGE BLANKET)	27
3.4.1	Biogás	29
3.5	INDUSTRIA DE BEBIDAS	30
3.5.1	Origem	30
3.5.2	Característica do efluente	30
3.5.3	Tratamento e disposição final	31
3.6	REATOR IC (CIRCULAÇÃO INTERNA)	32
3.7	REATOR MBBR E BIOMÍDIAS	35
4	MATERIAIS E MÉTODOS	37
4.1	DADOS DOS MONITORAMENTOS UTILIZADOS	37
4.2	ÁREAS DE ESTUDO	38
4.3	CARACTERÍSTICAS DOS SISTEMAS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES	42
4.3.1	Descrição das etapas dos tratamentos	52

4.4	PARÂMETROS ANALÍTICOS AVALIADOS	51
4.5	ANÁLISE ESTATÍSTICA	52
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES	53
5.1	MONITORAMENTO DA PERFORMANCE DE UM REATOR UASB, EM ESCALA DE DEMONSTRAÇÃO, UTILIZANDO VINHAÇA BRUTA COMO SUBSTRATO PARA A PRODUÇÃO DE BIOENERGIA	53
5.1.1	Avaliação das características físico-químicas da vinhaça bruta e tratada	53
5.1.1.1	Temperatura	55
5.1.1.2	pH	56
5.1.1.3	DQO	58
5.1.1.4	Alcalinidade, AGV e relação AT/AGV	59
5.1.1.5	Sulfato e Sulfetos	60
5.1.1.6	Nitrogênio total	61
5.1.1.7	Nitrogênio amoniacal (N-NH ₃)	62
5.1.1.8	Fósforo total	63
5.1.2	Eficiência de remoção	64
5.1.3	Avaliação das características físico-químicas do lodo anaeróbio obtido do reator UASB	66
5.1.4	Avaliação das características do biogás gerado e suas potencialidades de aproveitamento energético	67
5.2	MONITORAMENTO DA PERFORMANCE OPERACIONAL DE UM REATOR IC (<i>INTERNAL CIRCULATION</i>), EM ESCALA REAL, APLICADO AO TRATAMENTO DE EFLUENTE DE UMA INDÚSTRIA DE BEBIDAS DE GRANDE PORTE	68
5.2.1	Avaliação da performance do sistema em termos de eficiência, estabilidade, vazões e cálculo de cargas	68
5.2.1.1	Eficiência da remoção de DQO e BDO	68
5.2.1.2	Relação DQO/DBO	72
5.2.1.3	Dispersão e boxplot dos valores de eficiência de DQO e DBO	73
5.2.1.4	Vazão do efluente Reator IC e biogás gerado	74
5.2.1.5	Avaliar as características físico-químicas do efluente industrial	

	bruto e tratado pelo reator IC	77
5.3	MONITORAMENTO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS (ETE) DO PARQUE ESTADUAL DE DOIS IRMÃOS	78
5.3.1	Avaliação de cargas orgânicas aplicadas, removidas e residuais, eficiência de tratamento por unidade, nível de tratamento global da ETE	78
5.3.1.1	Eficiências da remoção de DQO e BDO	78
5.3.1.2	Eficiências das biomídias	80
5.3.2	Avaliação das características físico-químicas do efluente bruto e tratado	82
5.3.2.1	pH	84
5.3.2.2	Turbidez	85
5.3.2.3	Temperatura	86
5.3.2.4	Sólidos sedimentáveis	87
5.3.2.5	DQO	88
5.3.2.6	DBO	89
5.3.2.7	Alcalinidade	90
5.3.2.8	Nitrogênio e fosforo	91
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS	93
7	REFERÊNCIAS	95

1 INTRODUÇÃO

A crescente demanda por recursos naturais, aliada ao aumento da geração de efluentes domésticos e industriais, tem intensificado os desafios relacionados à preservação ambiental e à gestão sustentável da água (Lins, 2024). Nesse contexto, o tratamento adequado de efluentes assume papel fundamental para a proteção dos corpos hídricos, a redução de impactos ambientais e o atendimento às exigências legais, além de possibilitar o aproveitamento energético e a recuperação de recursos (Mansano, 2016).

Tecnologias de tratamento eficientes e ambientalmente adequadas tornam-se, portanto, essenciais para promover o desenvolvimento sustentável e a mitigação dos efeitos da poluição hídrica. Os sistemas de tratamento de efluentes podem ser classificados, de forma geral, em processos anaeróbios e aeróbios, cada um apresentando características específicas, vantagens e limitações (Hollas, 2022).

Os reatores anaeróbios, como o Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) e o reator de Circulação Interna (Internal Circulation – IC), destacam-se pela elevada eficiência na remoção de matéria orgânica, baixo consumo energético e potencial de geração de biogás, que pode ser aproveitado como fonte de bioenergia; Por outro lado, sistemas aeróbios, como o Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR), são amplamente utilizados como etapas principais ou complementares de tratamento, devido à sua robustez operacional, elevada eficiência na remoção de cargas residuais e capacidade de adaptação a variações de carga orgânica e hidráulica (Bassin, 2017; Mansano, 2016; Habets, Engelaar, Groeneveld, 1997).

A avaliação da performance operacional e ambiental dessas tecnologias, especialmente a partir de dados de monitoramento em escala real e de demonstração, é essencial para compreender seu comportamento frente a diferentes tipos de efluentes, condições operacionais e demandas ambientais. Parâmetros como remoção de matéria orgânica, estabilidade do processo, condições operacionais ótimas, geração de lodo e potencial de produção de bioenergia fornecem subsídios técnicos relevantes para a tomada de decisão, o dimensionamento adequado e a otimização dos sistemas de tratamento.

Diante desse cenário, o presente Trabalho de Conclusão de Curso tem como objetivo avaliar a performance operacional e ambiental de diferentes tecnologias de

tratamento de efluentes de distintas origens domésticas e industriais, contemplando sistemas anaeróbios (reatores UASB e IC) e aeróbios (MBBR).

2 OBJETIVO

2.1 GERAL

Avaliar a performance operacional de diferentes tecnologias de tratamento de efluentes de distintas origens (domésticos e industriais), contemplando sistemas anaeróbios e aeróbios, por meio de dados de monitoramento, a fim de identificar parâmetros de desempenho, faixas operacionais adequadas, potenciais de geração de subprodutos.

2.2 ESPECÍFICOS

- Avaliar a performance operacional e eficiência do reator UASB, caracterização físico-química da vinhaça bruta e tratada e subprodutos gerados no processo.
- Avaliar a performance operacional e eficiência do reator IC e as características físico-químicas do efluente industrial de bebidas.
- Avaliar a performance operacional e eficiência da ETE e as características do efluente sanitário;
- Utilizar ferramentas estatísticas e gráficas para delimitar as faixas de operação mais adequadas observadas, limites de processo em escala real e performance geral.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 INDÚSTRIA SUCROALCOOLEIRA

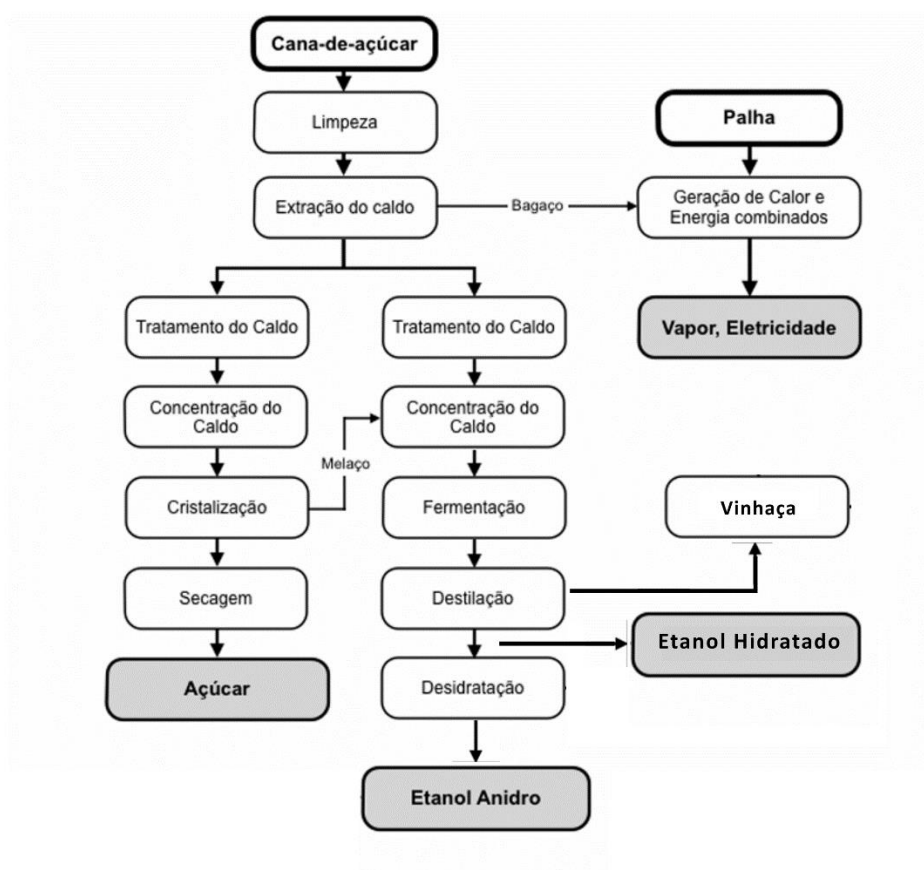
A indústria sucroalcooleira é responsável pela produção de açúcar, etanol e energia a partir da cana-de-açúcar (Seyboth *et al.*, 2016). O Brasil destaca-se entre os maiores produtores mundiais de bioetanol obtido dessa cultura, tendo alcançado uma produção de 37,3 bilhões de litros na safra 2024/2025 (Unica, 2025). A cana-de-açúcar é considerada uma matéria-prima renovável, de baixo custo e elevada eficiência energética, o que reforça sua importância estratégica no setor energético e agroindustrial (Seyboth *et al.*, 2016).

A produção de bioetanol (Figura 1), utilizando cana-de-açúcar como matéria prima, pode ser realizado através de vários tipos de mostos: utilizando o caldo da cana, melaço (subproduto da produção do açúcar) ou a mistura de melaço com o caldo de cana (Moraes *et al.*, 2014, Christofolletti *et al.*, 2013; Wilkie; Riedesel; Owens, 2000).

A destilação do bioetanol, produz em uma proporção de 12 a 14 litros de vinhaça por litro de etanol, com DQO em torno de 40-80 g/L (LÓPEZ; BORZACCONI; PASSEGGI, 2018, ORTEGÓN *et al.*, 2016). Os principais componentes da vinhaça são: a matéria orgânica e os nutrientes, cuja composição da vinhaça pode variar dependendo da matéria-prima utilizada (cana-de açúcar, beterraba, milho, etc) (LÓPEZ; BORZACCONI; PASSEGGI, 2018, ORTEGÓN *et al.*, 2016).

3.1.1 Etapas de Produção de Álcool e Açúcar

Figura 1 – Etapas de produção de álcool e açúcar



Fonte: Adaptado de Bonomi *et al.* (2011).

3.2 VINHAÇA

3.2.1 Origem

A vinhaça é um efluente da produção de bioetanol (álcool) com elevadas concentrações de matéria orgânica, nutrientes, sólidos dissolvidos e sais inorgânicos, podendo atingir cerca de 40 a 80 gDQO/L; Sendo o principal subproduto do processo da destilação fracionada do caldo de cana-de-açúcar, na indústria do etanol e usinas de cana-de açúcar. (Nascimento, 2025; López; Borzacconi; Passeggi, 2018).

O seu poder poluidor é de cerca de 100 vezes superior ao do esgoto doméstico, decorrente da quantidade de matéria orgânica encontrada; essas características tornam o efluente viável para o tratamento em um sistema anaeróbio,

permitindo a valorização destas águas residuais altamente poluentes como recurso energético e agrícola (fertirrigação), de forma que não impacte o ambiente (Nascimento, 2025; López; Borzacconi; Passeggi, 2018).

3.2.2 Características do efluente

De acordo com Santos (2000) e Coelho e Azevedo (1981), em relação ao tipo de mosto, a vinhaça pode resultar de três origens distintas: vinhaça de mosto de melaço (o mosto é produzido a partir de um subproduto da produção de açúcar, chamado melaço); vinhaça de mosto de caldo (produzida em destilarias que produzem apenas álcool e produzida a partir da fermentação alcoólica do caldo); vinhaça de mosto misto (o mosto é produzido com mistura de caldo e melaço).

A vinhaça proveniente do mosto de melaço torna-se mais concentrada que a vinhaça do mosto de caldo. A elevada concentração de açúcares no melaço, através da cristalização e evaporação do caldo de cana, contribui para o aumento do teor de matéria orgânica não fermentável que permanece na vinhaça após a fermentação, contribuindo assim para o aumento da DQO e DBO₅ (Wilkie *et al.* 2000). Na Tabela 1, apresentam-se os parâmetros de caracterização da vinhaça de diferentes mostos.

Tabela 1 – Características físico-química da vinhaça de diferentes tipos de mosto

Parâmetros	Médias		
	Melaço	Caldo	Misto
pH	4,2–5	3,5-4,0 ^(*) /3,7–4,6	4,4–4,6
Temperatura (C°)	80–100	80–100	80–100
DBO ₅ (g.L ⁻¹ O ₂)	25	6–16,5	19,8
DQO (g.L ⁻¹ O ₂)	65	15-35 ^(*) /15-33	45
Sólidos totais (g.L ⁻¹)	81,5	23,7	52,7
Sólidos voláteis totais (g.L ⁻¹)	60	20	40
Sólidos fixos totais (g.L ⁻¹)	21,5	3,7	12,7
Nitrogênio (g.L ⁻¹)	0,45–1,60	0,15–0,70	0,48–0,71
Cálcio (g.L ⁻¹)	0,45–5,18	0,13–1,54	1,33–4,57
Magnésio (g.L ⁻¹)	0,42–1,52	0,20–0,49	0,58–0,70
Sulfato (g.L ⁻¹)	6,40	0,60–0,76	3,70–3,73
Fosforo (g.L ⁻¹)	0,10–0,29	0,09-0,500 ^(*) /0,01-0,21	0,09–0,20
Carbono (g.L ⁻¹)	11,2–22,9	5,70–13,4	8,70–12,1
Potássio (g.L ⁻¹)	3,74–7,83	1,01–2,0 ^(*) /1,2–2,1	3,34–4,6
Cobre (g.L ⁻¹)	-	0,001-0,078 ^(*)	-
Ferro (g.L ⁻¹)	-	0,045-0,110 ^(*)	-
Manganês (g.L ⁻¹)	-	0,005-0,0001 ^(*)	-
Zinco (g.L ⁻¹)		0,002-0,0003 ^(*)	

Fonte: Adaptado de Filho e Leme (1984)^(*); Cortez *et al.* (1996).

3.2.3 Legislações

Nas décadas de 50 a 70, houve uma expansão no setor açucareiro na produção de álcool e açúcar, motivado pelo programa PROÁLCOOL (Oliveira, 2025). Com essa alta na produção, a vinhaça gerada na destilação desses produtos não tinha um destino correto para o descarte. Logo, o mesmo acabava sendo destinado inadequadamente em sua forma bruta diariamente em rios e corpos de água, gerando impactos terríveis nesses corpos hídricos (Oliveira, 2025; Vianna, 2006).

Com isso foram criadas legislações vigentes para o combate desses descartes irregulares. A Portaria MINTER N° 323 (BRASIL, 1978), determina que

partir da safra de 79/80, estaria proibido o lançamento, direto ou indireto, da vinhaça em qualquer coleção hídrica, pelas destilarias de álcool instaladas ou que posteriormente viessem a se instalar no país.

Após essa legislação, outras normas foram instituídas nos âmbitos federal e estadual. A Resolução CONAMA nº 02, de 5 de junho de 1984, estabelece a obrigatoriedade da realização de estudos contendo normas para o controle da poluição causada pelos efluentes das destilarias de álcool. Já a Resolução CONAMA nº 01, de 23 de janeiro de 1986, determina que novas indústrias instaladas realizem a Avaliação de Impacto Ambiental (AIA) e elaborem o respectivo Relatório de Impacto Ambiental (RIMA).

Também foram criadas normas com o objetivo de padronizar e estabelecer critérios para o uso da vinhaça no solo, uma vez que esse efluente é amplamente utilizado para adubação e irrigação agrícola. A Norma Técnica CETESB P4.231, de dezembro de 2006, estabelece critérios para a aplicação de vinhaça em solos agrícolas.

Legislações mais recentes também podem ser adotadas como parâmetros e referências normativas, como a Resolução CONAMA nº 357/2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e estabelece diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como os padrões relacionados ao lançamento de efluentes. Essa resolução serve de base para a definição de parâmetros de qualidade da água, influenciando as condições e os locais nos quais os efluentes, incluindo a vinhaça, podem ser lançados ou reutilizados. Também a Resolução CONAMA nº 430/2011 que estabelece as condições, os parâmetros, os padrões e as diretrizes para a gestão e o controle do lançamento de efluentes em corpos d'água, consolidando os critérios ambientais aplicáveis a essas atividades.

3.2.4 Tratamento e disposição final

A partir do marco histórico da criação de legislações para o combate ao descarte inadequado e com o aumento da necessidade de energia e de preservação do meio ambiente, as destilarias iniciaram estudos para implantação de projetos de sistemas adequados de tratamento e/ou utilização da vinhaça, movimentando assim a busca por fontes alternativas renováveis de energia e de alternativas para o efluente (Paletta, 2004).

Neste contexto, uma das possíveis alternativas, mais utilizadas é a fertirrigação, que proporciona ganhos de redução de impacto nos corpos hídricos superficiais e também à própria cultura da cana-de-açúcar, visto que a vinhaça bruta-tratada lançada no solo é rica de nutrientes (K, N, P) e material orgânico (húmico e fúlvico) que contribui para melhorar a produtividade dos canaviais (Ramos, 2025; Silva; Griebeler; Borges, 2007).

Com necessidade do tratamento desse efluente para minimizar a matéria orgânica e reduzir a contaminação direta, um dos processos utilizados mais eficazes de tratar a vinhaça é por meio da digestão anaeróbia em reatores anaeróbios tipo UASB (reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente); a vinhaça pode ser um recurso de alto potencial para recuperação de energia, produzindo biogás por meio de processos anaeróbicos nesses reatores, que poderá ser queimado em turbina, para acionar um gerador de eletricidade (Parsaee; Kiani; Karimi, 2019).

Variações nesse processo podem alterar na qualidade final do produto, podendo ser decorrentes das características climáticas da região, do cultivar (espécies utilizadas), solo, manejo da cultura, características do processo industrial e operação da unidade. (Espinoza Escalante *et al.* 2009; Siles *et al.* 2011).

De acordo com Pompermayer, Junior (2000), quanto o que se considera sobre a tecnologia de biodigestão, os reatores UASB são avaliados como sendo os reatores que mais se adaptam ao processo de digestão anaeróbica da vinhaça.

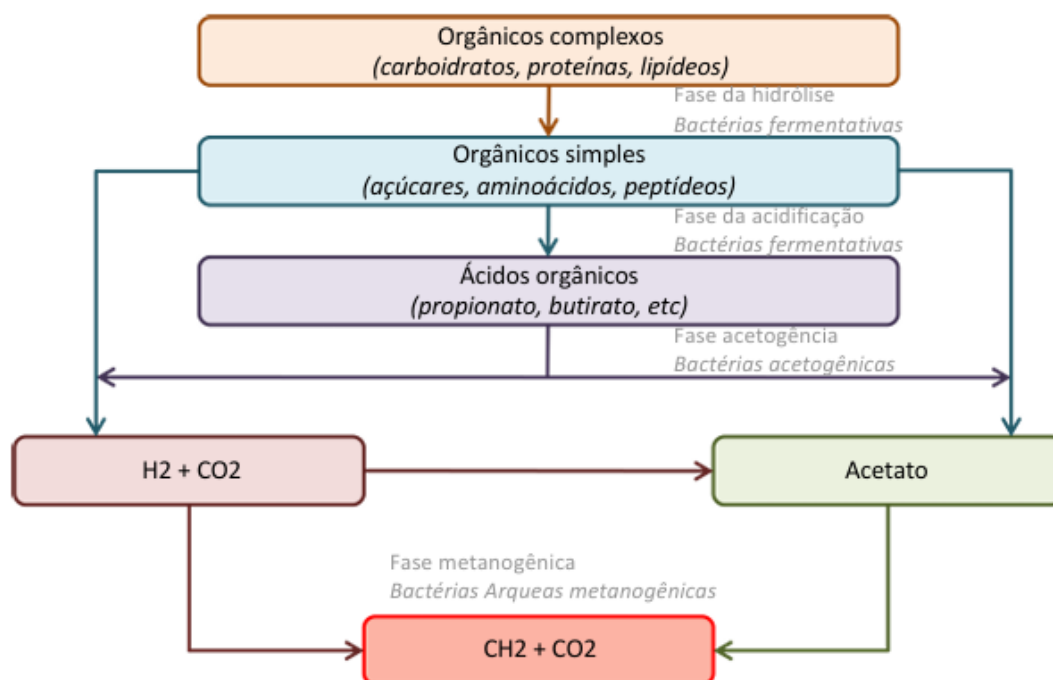
3.3 DIGESTÃO ANAERÓBIA

O processo de digestão anaeróbia em reatores possuem algumas etapas (Figura 2) como: hidrólise, na qual a matéria orgânica complexa é hidrolisada em materiais dissolvidos mais simples; acidogênese, na qual os produtos solúveis da fase anterior são metabolizados pelas bactérias fermentativas, resultando na metabolização a compostos mais simples; acetogênese, que utiliza bactérias acetogênicas para oxidar os produtos gerados na etapa anterior resultando em H_2 , CO_2 e acetato (CH_3COO^-); metanogênese, em que as *Arqueas* metanogênicas utilizam os produtos da etapa anterior e transformam em CH_4 e CO_2 , visto que as metanogênicas produzem o metano a partir do ácido acético (acetoclásticas), e as

que produzem metano a partir de CO_2 e H_2 (hidrogenotróficas) (De Matos *et al.* 2025; Chenicharo, 2007)

A metanogênese costuma ser a fase mais importante e sensível, sendo esta sensibilidade ocasionada pelo fato de os microrganismos anaeróbios não serem suscetíveis a grandes mudanças de ambientais, fazendo que a taxa de crescimento da população desses organismos naturalmente seja baixa (Siqueira, 2010; Chenicharo, 2007).

Figura 2 – Etapas da Digestão Anaeróbia



Fonte: Adaptado de Chernicharo (1997).

Uma etapa que pode ocorrer paralelamente competindo com a metanogênese é a sufetogênese. Nesta, os compostos de enxofre (SO_4^{2-}) são reduzidos a sulfeto (S^-) pelas bactérias redutoras de sulfato (BRS); as BRS em presença de sulfato, promovem alterações nas rotas metabólicas da metanogênese e assim competem com os microrganismos anaeróbios produtores de metano (CH_4) reduzindo a produção deste; as BRS são favoritas nessa competição, por serem favorecidas pela sua cinética mais rápida de crescimento (VERSIANI, 2005). A geração de grandes quantidades de sulfeto no reator pode ser além de inibitória, tóxica para os microrganismos metanogênicos (De Matos, 2025; Godoi, 2014).

Destaca-se que, no caso da vinhaça, são utilizados no processo industrial insumos (processos de fermentação do mosto ou branqueamento do açúcar) tais como ácido sulfúrico (H_2SO_4) ou enxofre elementar (S^0) que alteram a concentração na vinhaça e podem interferir gerando um biogás com elevadas concentrações de gás sulfídrico (H_2S) (Carvalho, 2025; Baldacin, Pinto, 2015; Andreoli, Von Sperling, Fernandes, 2001).

A presença de H_2S no biogás interfere também no seu uso em sistemas de geração elétrica (moto geradores, turbinas, etc.) ou queima direta (caldeiras), devendo, portanto, ser depurado e limpo para a retirada antes do seu uso, o que encarece os custos da operação significativamente, visto que a depuração deve ser feita a níveis de PPM (parte por milhão) (Carvalho, 2025; Baldacin, Pinto, 2015).

3.3.1 Fatores importante que influencia a digestão

3.3.1.1 Temperatura

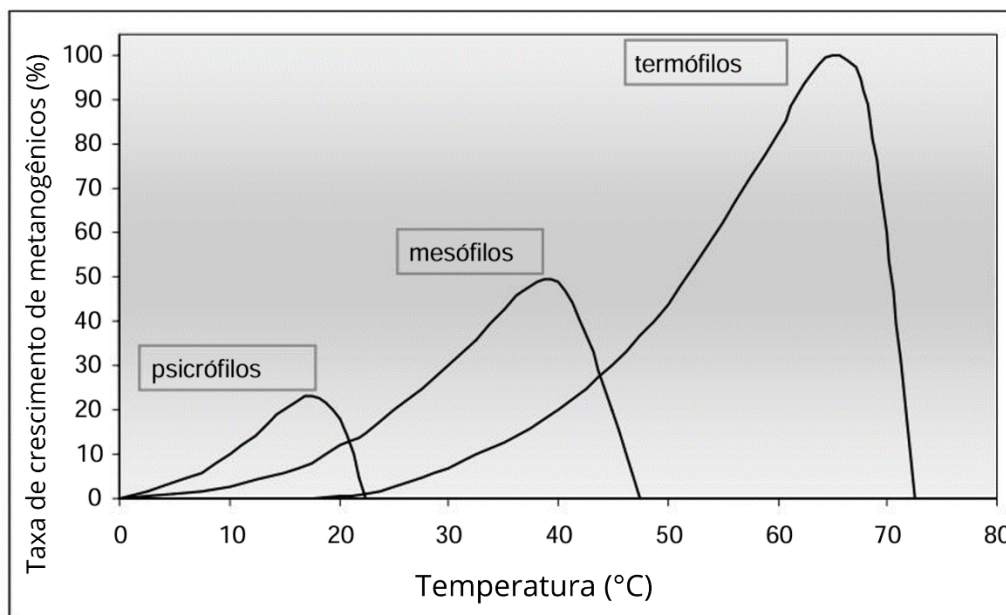
Existe uma forte correlação entre a produtividade do processo de digestão anaeróbia e a faixa de temperatura de operação. As bactérias metanogênicas são particularmente sensíveis às variações térmicas, sobretudo a aumentos abruptos de temperatura, os quais devem ser evitados para garantir a estabilidade do processo (Barbosa *et al.* 2025; Versiani, 2005; Filho, 1984)

Para assegurar um desempenho adequado, é fundamental que os microrganismos estejam adaptados à temperatura de operação do sistema, o que permite sua classificação de acordo com esse parâmetro: bactérias psicrófilas atuam em temperaturas inferiores a 20 °C; bactérias mesófilas desenvolvem-se entre 20 °C e 45 °C; e bactérias termófilas predominam em temperaturas superiores a 45 °C (Barbosa *et al.* 2025; Filho, 1984).

A velocidade da digestão anaeróbia é maior em condições termófilas (Gráfico 1 quando comparada às faixas mesófila e psicrófila. Além disso, a operação em temperaturas termófilas favorece a produção de lodos com menos retenção líquida e proporciona maior eficiência na remoção de patógenos. Entretanto, apesar dessas vantagens, a maioria dos digestores opera na faixa mesófila, em virtude de sua maior estabilidade operacional e da menor necessidade de controle rigoroso da temperatura (Versiani, 2005; Filho, 1984).

A digestão anaeróbia em condições termofílicas é considerada mais crítica e sensível, devido à maior vulnerabilidade das bactérias, especialmente as metanogênicas às variações térmicas, o que pode comprometer o equilíbrio e a eficiência do processo.

Gráfico 1: Influência da temperatura na taxa de crescimento da biomassa



Fonte: Chernicharo (2007).

3.3.1.2 Nutrientes

Nutrientes essenciais, como o ferro, e alguns micronutrientes, como o níquel e o cobalto, apresentam efeitos positivos na produtividade de metano. Em contrapartida, o enxofre em grandes quantidades aumenta a produção de H_2S . Certos íons orgânicos como K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , NH_4^+ , Mg^{2+} e S^{2-} possuem um comportamento singular durante a fermentação: quando presentes em concentrações reduzidas, estimulam o metabolismo celular; porém, quando em concentrações elevadas, tornam-se inibidores desse metabolismo. O mecanismo exato desse fenômeno ainda não é totalmente conhecido, mas acredita-se que, em quantidades excessivas, esses íons consigam atravessar a membrana celular, interferindo em seu funcionamento biológico (Calijuri, 2009).

O amoníaco (NH_3), em concentrações próximas de 150 mg/L, também exerce forte efeito inibidor. Deve-se evitar ainda que resíduos de animais tratados com antibióticos ou água contendo pesticidas entrem no digestor, pois esses compostos podem comprometer a atividade microbiana (Barbosa *et al.* 2025; Calijuri, 2009).

Apesar da sensibilidade das bactérias acidogênicas e metanogênicas a substâncias tóxicas presentes nos resíduos orgânicos, estudos demonstram que sua capacidade de adaptação e conversão de compostos químicos é muito maior do que se acreditava anteriormente. Uma das principais vantagens da digestão anaeróbia reside justamente na diversidade de substratos que podem ser fermentados. As bactérias metanogênicas não necessitam de matérias-primas específicas para se desenvolver (Calijuri, 2009; Filho, 1984; Versiani, 2005).

3.3.1.3 pH e Alcalinidade

Os microrganismos são seres vivos que necessitam de condições ambientais adequadas para seu desenvolvimento; dessa forma, a acidez e a alcalinidade do meio constituem fatores fundamentais para o bom desempenho do processo de digestão anaeróbia.

O pH do sistema deve ser mantido, preferencialmente, na faixa entre 6 e 8, sendo considerados ideais valores próximos de 7,0 a 7,2. O controle desse parâmetro está relacionado ao acúmulo de bicarbonato, à fração de CO_2 na fase gasosa, à concentração de ácidos graxos voláteis ionizados e ao teor de nitrogênio presente na forma de amônia (VERSIANI, 2005).

No início do processo, as bactérias acidogênicas promovem a fragmentação da matéria orgânica, com consequente produção de ácidos voláteis, o que resulta em aumento da acidez e redução do pH. À medida que as bactérias metanogênicas passam a atuar de forma mais intensa, esses ácidos são convertidos em metano, promovendo a neutralização do meio e a elevação gradual do pH. A liberação de amônia durante a digestão de proteínas também contribui para o aumento do pH do sistema.

Outro fator relevante para a estabilização do pH é a presença de bicarbonato, cuja concentração está diretamente relacionada ao teor de dióxido de carbono e ao próprio pH do meio. Assim, caso as bactérias acidogênicas atuem de forma mais

rápida do que a capacidade das metanogênicas em consumir os ácidos produzidos, o dióxido de carbono liberado aumenta a concentração de bicarbonato, contribuindo para evitar quedas abruptas de pH. Em sistemas fechados, à medida que a degradação da matéria orgânica avança, o pH tende a se elevar, atingindo condições mais estáveis, enquanto a produção de metano alcança seu patamar máximo (Rodrigues, 2010; Versiani, 2005).

3.4 REATOR UASB (UPFLOW ANAEROBIC SLUDGE BLANKET)

Um biodigestor pode ser definido como a câmara onde se processa a biodigestão anaeróbica. Trata-se de um recipiente fechado, construído de alvenaria, concreto ou outros materiais onde a matéria prima a ser digerida é colocada.

Entre os diferentes tipos de biodigestores anaeróbios aplicados em escala real, reatores UASB apresentam a melhor aceitação comercial. O sucesso destes reatores é relacionado com a sua capacidade de acumulação de biomassa por decantação (LI, Jun *et al.* 2025; Vlyssides *et al.*, 2008).

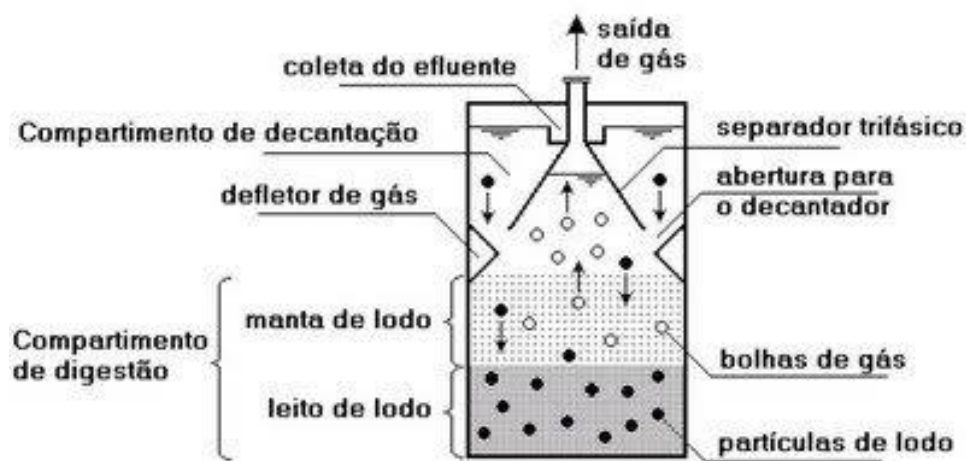
Os reatores UASB representam o tipo mais amplamente difundido de reator anaeróbio e são largamente aplicados no mundo como sistemas anaeróbios de alta taxa, tendo a vantagem de tratar águas residuais diluídas ou concentradas, dissolvidas ou em material particulado, simples ou complexas, com uma alta eficiência em condições de operação relativamente simplificada (LI, Jun *et al.* 2025; Santos, 2014).

São aplicáveis a esgotos sanitários e efluentes industriais de natureza orgânica, biodegradáveis, com baixas concentrações de óleos e graxas, além de apresentarem boa resistência a compostos tóxicos. Sua relação custo/benefício o torna atrativo para usos industriais com vantagens de alta retenção de biomassa, baixa produção de lodo, alta eficiência e possibilidade de aproveitamento do biogás (Santos; Sobrinho; Van Haandel, 2014).

Pesquisas realizadas utilizando reatores do tipo UASB têm demonstrado a eficiência desta tecnologia no tratamento de água residuária industrial; o sistema UASB apresenta separador trifásico (Figura 3) (gás-sólido-líquido) interno responsável pela manutenção da biomassa no sistema e pela separação e direcionamento do biogás produzido. A biomassa ativa em forma de grânulos é

retida no reator por longos períodos, fazendo com que a idade do lodo seja muito maior que o tempo de detenção hidráulica (TDH) (LI, Jun *et al.* 2025; Lima, Aguiar, 2025).

Figura 3 - Desenho esquemático de reator UASB



Fonte: Chernicharo (2007).

A tecnologia de reatores UASB tornou-se atrativa devido a diversos fatores, como o baixo custo operacional, a reduzida produção de lodo e a configuração compacta do sistema (LI, Jun *et al.* 2025; Abbasi *et al.*, 2012; Show *et al.*, 2004).

Entre as desvantagens dos reatores UASB destacam-se a necessidade de longos períodos para a partida do sistema e a exigência de uma quantidade adequada de lodo granular (inóculo) para viabilizar uma inicialização mais rápida e estável. Entretanto, em razão da elevada retenção celular e do maior contato entre o grânulo e o substrato, a configuração do reator UASB permite a aplicação de cargas orgânicas volumétricas (COV) mais elevadas e a operação com tempos de detenção hidráulica (TDH) reduzidos, quando comparada a outras tecnologias de tratamento anaeróbio (Lettinga *et al.*, 1980).

O princípio de funcionamento do reator UASB é relativamente simples: o efluente é introduzido pela parte inferior e escoar no sentido ascensional através do reator, mantido sob condições estritamente anaeróbias, com velocidades ascensionais típicas entre 0,5 e 1,5 m/h; No interior do reator ocorre um processo natural de seleção microbiológica, que favorece o crescimento de microrganismos anaeróbios organizados em conglomerados compactos, denominados grânulos, com

diâmetros variando entre 0,5 e 5 mm; Esses grânulos atuam como eficientes biocatalisadores, capazes de converter rapidamente a matéria orgânica biodegradável em biogás, possibilitando o tratamento de cargas orgânicas na ordem de 10 a 25 kg DQO·m⁻³·dia⁻¹ (Abbasi *et al.*, 2012; Show *et al.*, 2004; Lettinga *et al.*, 1980).

3.4.1 Biogás

O biogás é um combustível renovável gerado a partir da digestão anaeróbia de matéria orgânica, processo microbiológico no qual consórcios de microrganismos degradam substratos orgânicos na ausência de oxigênio; sua composição é predominantemente formada por metano (CH₄), variando entre 50 e 70%, e dióxido de carbono (CO₂), além de pequenas quantidades de gases como sulfeto de hidrogênio (H₂S), vapor d'água, nitrogênio e oxigênio (CHERNICHARO, 2007; APPELS *et al.*, 2011).

O teor de metano é o principal parâmetro de interesse energético, pois determina o poder calorífico do biogás e sua viabilidade para diferentes formas de aproveitamento.

De acordo com Kougias e Angelidaki (2018), o biogás representa uma alternativa estratégica no contexto da transição energética e da economia circular, ao integrar o tratamento de resíduos orgânicos com a recuperação de energia renovável. A digestão anaeróbia permite não apenas a redução da carga poluidora de efluentes e resíduos sólidos, mas também a mitigação das emissões de gases de efeito estufa, uma vez que o metano gerado é capturado e utilizado de forma controlada, evitando sua liberação direta na atmosfera, onde apresenta potencial de aquecimento global significativamente superior ao do dióxido de carbono.

Diversos estudos destacam que a eficiência da produção de biogás depende diretamente das características do substrato, incluindo sua biodegradabilidade, relação carbono/nitrogênio (C/N) e presença de compostos inibidores, como sulfetos e amônia em concentrações elevadas (Goldenstein, 2025; Chernicharo, 2007).

Efluentes industriais, resíduos agroindustriais e lodos de estações de tratamento de esgoto apresentam elevado potencial para produção de biogás, especialmente

quando tratados em reatores anaeróbios de alta taxa, como UASB e IC (WARD et al., 2008; Chernicharo, 2007).

Além do aproveitamento energético direto para geração de calor e eletricidade em caldeiras, motogeradores e microturbinas, o biogás pode ser purificado para remoção de CO₂, H₂S e umidade, originando o biometano (Baldacin, Pinto, 2015).

Segundo Kougias e Angelidaki (2018), o biometano possui características semelhantes ao gás natural fóssil, podendo ser injetado em redes de distribuição ou utilizado como combustível veicular, ampliando significativamente o valor agregado do biogás e sua inserção em matrizes energéticas sustentáveis.

3.5 INDÚSTRIA DE BEBIDAS

3.5.1 Origem

A indústria de grande porte de bebida produz milhares de hectolitros de cerveja, refrigerantes, entre outras bebidas por ano, que gera um consumo de água exorbitante nessa produção, podendo esse consumo chegar a 100-120 mil m³/mês; a produção de 1 litro de refrigerante estima-se um gasto de cerca de 1,5 litro de água e de aproximadamente 4,2 litros de água para produzir 1 litro de cerveja (Sereno Filho, 2013, Abrha; Chen, 2017).

A lavagem de garrafas é responsável pela maior parte do consumo dessa água; as máquinas de lavar garrafas modernas consomem de 150 a 200 ml por garrafa, enquanto as mais antigas chegam a consumir até 600 ml (Camperos; Nacheva, 2004)

Assim apresentando uma problemática ambiental no grande consumo de água e no descarte correto do efluente gerado nesse processo, sendo muito importante o conhecimento das características deste efluente para que possa dispor de tratamento eficaz.

3.5.2 Característica do efluente

O efluente gerado no processo industrial de bebidas, possui elevadas concentrações de açúcares, pH alcalino, temperatura na faixa ambiente (20 – 25°C),

alta concentração de matéria orgânica, em termos de demanda biológica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) e teores de sólidos totais (ST), oriundos sobretudo da presença de diversos componentes orgânicos, como açúcares (xarope), amido solúvel, etanol e ácidos graxos voláteis, entre outros. (Sereno Filho, 2013).

Em geral, esses efluentes apresentam temperaturas que variam de 25 °C a 38 °C; os valores de pH podem oscilar amplamente, entre 2 e 12, sendo fortemente influenciados pela quantidade e pelo tipo de produtos químicos utilizados nas etapas de limpeza e sanitização dos equipamentos, como soda cáustica e ácido fosfórico; as concentrações de nitrogênio e fósforo dependem principalmente da matéria-prima utilizada no processo produtivo e da quantidade de levedura presente no efluente (Abrha; Chen, 2017). Abaixo na tabela 2 apresenta alguns parâmetros de tipos de bebidas.

Tabela 2 – Parâmetros de tipos de bebidas

Parâmetros	Licor	Vinho	Cerveja	Bebida Alcoólica	Bebida Alcoólica	Licor Alcoólico	Licor Amarula/Coffee	Bebida Alcoólica Mexicana
pH	8,175	7,97	7,34	5,21	6,275	6,83	6,785	12,37
SST (mg/L)	108	397,5	42,5	242,5	219	143	9	108,5
PO ₄ ³⁻ (mg/L)	0,26	1,715	69,7	7,9	48	0,185	0,905	0,22
NH ₃ (mg/L)	1,315	0,5	71	7,15	61	4	0,64	0,265
Nitrogênio Total (mg/L)	4	86,6	30,5	13,1	80	33,75	10	25
DQO (mg/L)	396,5	1200,5	1012	555	400	1975	176,5	226
DBO (mg/L)	97,5	576	122	338	98	15	40,5	75

Fonte: Adaptado Abrha, Chen (2017).

3.5.3 Tratamento e disposição final

O tratamento desse tipo de efluente é conduzido principalmente usando dois principais tipos de digestão, a aeróbica que fornece oxigênio para os microrganismos através de aeração e anaeróbica sem a presença da oxigenação, em reatores anaeróbios (Braga, 2020; Sereno Filho, 2013; NOVAK et al., 2003).

A vantagem de combinar os dois processos vêm do fato que sistema anaeróbio promove uma remoção significativa da carga orgânica com uma baixa geração de lodo anaeróbio (Braga, 2020; Salazar, 2014). Sendo o presente trabalho tendo enfoque na parcela da digestão anaeróbia através do uso de um reator IC (internal circulation).

Segundo Sereno Filho (2013), um reator industrial eficiente para esses processos, são reatores que devem ser capazes de trabalhar com altas taxas de carregamentos orgânicos e baixos tempos de detenção.

Também para um bom processo anaeróbio, deverá acontecer correção do pH próximo à faixa da neutralidade (7-8), antes da entrada do efluente no reator, para fornecer as condições para um bom desempenho do reator anaeróbio; tanques de neutralização são utilizados para a adição de compostos ácidos/básicos, tendo em vista que a característica alcalina/ácida do efluente pode variar ao longo do processo e a depender de vários fatores ligados a produção (Santos, 2023).

Poderão ser adicionados também nutrientes (fósforo e nitrogênio) ao efluente, se necessário, para complementação e otimização da eficiência do processo. Uma parte do efluente do reator anaeróbio tratado pode ser utilizado para reciclo no tanque de neutralização, para correção do pH. (Sereno Filho (2013); Santos, Ribeiro, 2005).

3.6 REATOR IC (CIRCULAÇÃO INTERNA)

O reator anaeróbio com recirculação interna é considerado uma variação do reator UASB e foi desenvolvido com o objetivo de garantir maior eficiência quando submetido a elevadas cargas orgânicas volumétricas, da ordem de 30 a 40 (kgDQO/m³.d). Para viabilizar a aplicação dessas altas cargas, torna-se necessário um processo mais eficiente de separação entre as fases gasosa, sólida e líquida, uma vez que a elevada turbulência gerada pela produção de biogás dificulta a retenção da biomassa no interior do sistema (Chernicharo, 2007).

Reatores IC tem sido amplamente aplicado nas indústrias de cervejaria, bebidas de grande porte, celulose, papel, entre outras, visto que apresentam desempenho superior a outros reatores, em termos de taxas de carregamento orgânico e tempo de detenção hidráulico (TDH) (Yan, Su et al. 2025).

Esses reatores apresentam uma tecnologia mais avançada, principalmente devido a sua circulação interna, o que permite um melhor contato entre a biomassa (lodo) e efluentes, resultando em maior atividade de biomassa “microbiana” (Yan, Su et al. 2025; Pereboom, 1994).

No reator IC, a separação trifásica “gasosa, sólida e líquida” ocorre em duas etapas distintas. Na primeira etapa, realiza-se a separação da maior parte do biogás produzido no sistema, mesmo sob elevado carregamento orgânico, o que contribui para a redução da turbulência na região superior do reator. Na segunda etapa, ocorre a separação dos sólidos, assegurando elevada retenção de biomassa no interior do sistema e a obtenção de um efluente final mais clarificado e de melhor qualidade; um dos principais diferenciais desse tipo de reator é a separação do biogás em dois estágios no interior do sistema (Wang, *et al.* 2022; Nicolella; Van Loosdrecht; Heijnen, 2000).

Os reatores IC se destacam dentro dos vários projetos para reatores anaeróbios, visto que seu projeto buscou eliminar as deficiências encontradas nos reatores UASB. Destaca-se pela engenhosidade e simplicidade construtiva, visto que sua concepção básica consiste na sobreposição de dois reatores UASB (Santos, Ribeiro, 2005).

Segundo Beruth, (2023) e Yspeert *et al.* (1995), o reator IC é composto por quatro elementos básicos internos (Figura 4):

Zona de mistura: localizada na parte inferior do reator, essa zona promove a mistura eficiente do efluente bruto com a biomassa e com o efluente proveniente do sistema de recirculação. Esse processo resulta na diluição e no condicionamento do afluente, favorecendo a estabilidade operacional do sistema.

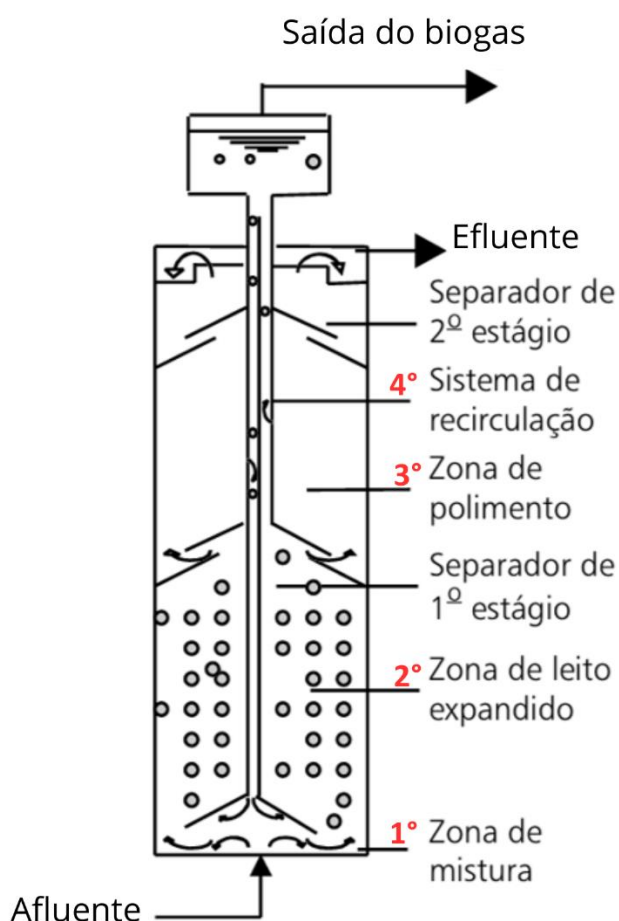
Zona de leito expandido: situada imediatamente acima da base do reator, constitui o primeiro estágio do processo. Essa região contém lodo granular em alta concentração, mantido em estado expandido devido às elevadas velocidades ascendentes geradas pelo afluente, pelo fluxo de recirculação e pela produção de biogás. O contato efetivo entre o efluente e a biomassa promove elevada atividade do lodo, permitindo a aplicação de altas cargas orgânicas e elevadas taxas de conversão. A intensa mistura da biomassa nessa zona favorece a aplicação do reator IC no tratamento de efluentes altamente concentrados.

Zona de polimento: corresponde ao segundo estágio do reator e está localizada imediatamente acima do separador da zona de leito expandido. Nessa região ocorre

um pós-tratamento eficiente e uma retenção adicional de biomassa, decorrentes principalmente de três fatores: (i) baixas cargas orgânicas aplicadas; (ii) elevados tempos de detenção hidráulica; e (iii) proximidade a um regime de escoamento do tipo pistão.

Sistema de recirculação Interna: consiste em um dispositivo que possibilita a circulação interna do efluente por meio do princípio de elevação por gás (*gas lift*). Essa condição é estabelecida pela diferença na captura de biogás entre os ramos de fluxo ascendente, nos quais ocorre o escoamento de gás, sólidos e líquido e descendente com escoamento apenas de sólidos e líquido do sistema de recirculação, dispensando o uso de bombeamento mecânico.

Figura 4 - Desenho esquemático de reator IC



Fonte: Adaptado Chenicharo (2007).

3.7 Reator MBBR e Biomédias

A tecnologia MBBR (Moving Bed Biofilm Reactor) é amplamente reconhecida como uma evolução dos sistemas convencionais de lodos ativados, incorporando avanços que proporcionam maior eficiência e estabilidade operacional no tratamento de efluentes. Esse sistema combina a biomassa em suspensão com a biomassa aderida, promovendo elevadas taxas de degradação da matéria orgânica e maior resistência a variações de carga e vazão. Além disso, o MBBR apresenta grande versatilidade, podendo ser aplicado tanto para oxidação da matéria orgânica quanto para processos mais avançados, como nitrificação, desnitrificação e desfosfatação físico-química, o que o torna uma tecnologia atrativa para o atendimento a padrões ambientais mais restritivos (Madan; Madan; Hussain, 2023; Metcalf & Eddy, 2016).

O sistema MBBR consiste, essencialmente, em uma adaptação dos processos de lodos ativados com aeração prolongada, caracterizada pela introdução de biomédias plásticas de baixa densidade e elevada área superficial no tanque de aeração. Essas biomédias funcionam como suporte para o crescimento da biomassa, permitindo o desenvolvimento simultâneo de microrganismos em suspensão e aderidos. A movimentação contínua das mídias é garantida pela aeração difusa ou por agitadores mecanizados, assegurando adequada mistura, transferência de oxigênio e contato entre o efluente e o biofilme, ao mesmo tempo em que dispensa a necessidade de recirculação de lodo, característica dos sistemas convencionais de lodos ativados (Water Environment Federation, 2010; RUSTEN et al., 2006).

Um dos principais avanços associados aos reatores biológicos de suporte livre, como o MBBR, está no desenvolvimento contínuo das biomédias, consideradas o elemento central para o desempenho do sistema. As biomédias são responsáveis por proporcionar a área necessária para a adesão e o crescimento dos microrganismos, influenciando diretamente a capacidade de remoção de matéria orgânica e nutrientes. Nos últimos anos, a pesquisa e o mercado têm concentrado esforços no desenvolvimento de novos formatos e materiais, visando aumentar a área superficial específica e, conseqüentemente, a concentração de biomassa aderida por unidade de volume do reator, resultando em maior eficiência do processo biológico aerado (Montenegro, 2022).

Historicamente, as biomédias utilizadas em sistemas MBBR apresentavam áreas superficiais específicas variando entre 200 m²/m³ e 600 m²/m³, valores que já representavam um avanço significativo em relação aos sistemas tradicionais. Contudo, a evolução tecnológica permitiu o surgimento de biomédias mais modernas, capazes de alcançar áreas superficiais muito superiores. Destacam-se, nesse contexto, biomédias fabricadas em poliuretano e enriquecidas com carbono ativado, que podem atingir áreas superficiais da ordem de 20.000 m²/m³, ampliando significativamente a capacidade de retenção de biomassa e o desempenho do reator (Montenegro, 2022; Ødegaard, 1999).

A elevada área superficial das biomédias modernas possibilita que os reatores MBBR operem com maiores cargas orgânicas volumétricas, mantendo elevados índices de remoção de DBO e DQO mesmo em volumes reduzidos de reator. Essa característica confere ao sistema grande vantagem em situações que demandam compactação de unidades, ampliação de capacidade ou retrofit de estações existentes. Entretanto, apesar da elevada eficiência na remoção de matéria orgânica, a remoção de nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo, pode requerer configurações específicas, como zonas anóxicas, recirculações internas ou integração com processos físico-químicos complementares (Metcalf & Eddy, 2016; Rusten; Hem; Ødegaard, 1995).

Dessa forma, a tecnologia MBBR consolida-se como uma solução robusta, flexível e eficiente para o tratamento de efluentes sanitários e industriais, aliando simplicidade operacional, elevada eficiência e possibilidade de atendimento a padrões ambientais rigorosos. O sucesso da aplicação dessa tecnologia está diretamente relacionado à correta seleção das biomédias, ao adequado dimensionamento hidráulico e biológico do sistema e ao controle operacional contínuo, reforçando o papel estratégico do MBBR como uma alternativa moderna e sustentável no contexto do saneamento ambiental e do tratamento de efluentes (Water Environment Federation, 2010; Ødegaard, 2006).

4 MATERIAIS E MÉTODOS

A metodologia adotada baseou-se na análise de dados de monitoramento provenientes de três estudos de caso relacionados ao tratamento de efluentes. Foram utilizados dados primários, obtidos a partir da análise da performance operacional de uma Estação de Tratamento de Esgotos (ETE), e dados secundários, provenientes da avaliação da performance operacional dos reatores UASB e IC. Os dados analisados referem-se ao desempenho operacional e à eficiência dos sistemas de tratamento avaliados, conforme descrito a seguir:

- Estudo 1: Monitoramento da performance de um reator UASB, em escala de demonstração, utilizando vinhaça bruta como substrato para a produção de bioenergia.
- Estudo 2: Monitoramento da performance operacional de um reator IC (*Internal Circulation*), em escala real, aplicado ao tratamento de efluente de uma indústria de bebidas de grande porte.
- Estudo 3: Monitoramento da Estação de Tratamento de Esgotos Sanitários (ETE) do Parque Estadual de Dois Irmãos.

4.1 DADOS DOS MONITORAMENTOS UTILIZADOS

O estudo foi conduzido com base na análise de dois bancos de dados numéricos provenientes do monitoramento de reatores anaeróbios dos tipos UASB e IC, aplicados ao tratamento de vinhaça e de efluente industrial do setor de bebidas, respectivamente. A abordagem metodológica fundamentou-se na avaliação de dados quantitativos e qualitativos referentes aos efluentes bruto e tratado, obtidos a partir de programas de automonitoramento das unidades de tratamento em escala real.

Para o efluente de bebidas, foram analisados dados coletados ao longo de três anos consecutivos, no período de 2006 a 2008. No caso da vinhaça, os dados correspondem a três safras consecutivas, abrangendo os períodos de setembro a março, entre os anos de 2014 e 2016.

A avaliação da Estação de Tratamento de Esgotos Sanitários (ETE) baseou-se em dados de monitoramento referentes a um período de seis meses de coletas, compreendido entre dezembro e maio, totalizando dez campanhas de amostragem.

Os conjuntos de dados foram utilizados para a análise da performance operacional dos sistemas, bem como para a determinação da eficiência de remoção de matéria orgânica e da adequação das condições operacionais observadas.

4.2 ÁREAS DE ESTUDO

O Estudo 1, a avaliação da performance foi realizada na unidade de valorização energética de vinhaça (Figura 6) desenvolvida pela Cetrel Bioenergia Ltda localizada em Vitória de Santo Antão. e atualmente de propriedade da Usina JB (Grupo Alcoolquímica Ltda.).

A unidade, em escala de demonstração industrial, possui uma área estimada de 7000 m² e uma capacidade instalada de geração energia de 0,87 MWh. Utiliza um reator anaeróbio modificado tipo UASB, com volume de 1000 m³ (Figura 5). O processo na unidade consiste em uma série de etapas de condicionamento inicial da vinhaça bruta (substrato), com o intuito de alimentar adequadamente o reator UASB para o realizar um adequado processo de digestão anaeróbia com foco na otimização da produção de biogás com elevado teor de metano.

Figura 5 – Reator anaeróbio tipo UASB



Fonte: Autor (2025).

Figura 6 – Unidade de valorização energética



Fonte: Autor (2025).

O estudo 2, a avaliação da performance foi realizada numa unidade produtora de bebidas de grande porte (cerveja e refrigerante) onde seu nome social e sua localização não podem ser divulgados por motivos de sigilo e contrato.

A unidade apresenta uma concepção usual de tratamento de efluente gerado no processo de bebidas. O efluente gerado nesse processo, passa por tratamento de 3 etapas seguidas, ocorrendo um pré-tratamento, posteriormente um tratamento em reator anaeróbio tipo IC e depois um pós-tratamento em sistema de lagoa aerada seguida de polimento, antes do envio ao corpo receptor final. O fluxograma operacional da Estação de Tratamento de Despejos Industriais compreende o comportamento de 3 etapas: Pré-tratamento: peneiras estáticas, gradeamento + caixa de areia e posteriormente o tanque de equalização; Primário: reatores Anaeróbio de Circulação Interna – IC e posteriormente tanque de lodo excedente; Secundário: lagoas de aeração e posteriormente lagoa de Polimento.

O estudo 3, foi realizado na Estação de tratamento de efluentes (ETE) do Parque Estadual Dois Irmãos (Figura 7 e 8). O Parque está localizado numa área de 384,42 hectares, sendo 14 hectares ocupados pelo Zoológico do Recife. A reserva do Parque, considerada uma das maiores áreas de Mata Atlântica de Pernambuco. No zoológico vivem cerca de 600 animais entre aves, répteis e mamíferos distribuídos em 120 espécies, tanto nativas do Brasil quanto exóticas.

A ETE está localizada nas dependências do Zoológico de Dois Irmãos e é responsável pelo tratamento dos efluentes sanitários das áreas administrativas, de atendimento aos visitantes, centro veterinário e parte das jaulas dos animais. A Estação de tratamento de efluentes classifica-se como uma ETE compacta e foi projetada pela EcoLogística Ltda. Tendo capacidade nominal média de 43,2 m³/dia (máxima de 86,4 m³/dia) e eficiência estimada acima de 90% de remoção de carga orgânica (em DQO e DBO).

Figura 7 – Estação de tratamento Dois Irmãos



Fonte: Autor (2025).

Figura 8 – Vista ETE tratamentos: primário, secundário e terciário



Fonte: Autor (2025).

4.3 CARACTERÍSTICAS DOS SISTEMAS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES

4.3.1 Descrição das etapas dos tratamentos

No Estudo 1: O processo é dividido em 4 etapas sequenciais. A primeira etapa é a que promove o resfriamento da vinhaça bruta proveniente do processo de destilação do álcool até uma temperatura compatível com a ideal para operação do reator (mesofílica). Um trocador de calor recebe a vinhaça efluente diretamente do processo da usina a uma temperatura entre 90° e 95°C, e um pH em torno de 3,5 a 4,5 e será resfriado até a temperatura de 40°C. O resfriamento acontece em um “resfriador a placas” que funciona acoplado com uma torre de resfriamento e uma bomba centrífuga.

Essa torre fornecer água para todo o processo de resfriamento e operará em circuito fechado, em que a água é tratada com a adição de produtos químicos e deve ser continuamente reposta na torre para compensar as perdas por evaporação e respingo e a bomba é responsável pela circulação da água ao longo de todo o percurso. O resfriamento é necessário para a manutenção dos compostos orgânicos voláteis contidos na vinhaça bruta contribuindo para minimizar perdas de DQO.

Na segunda etapa, promove-se a decantação da vinhaça bruta a qual ocorre em um tanque cilíndrico vertical (300 m³) para atender a vazão máxima de 60 m³/h (TDH=5h). Nesta etapa são separados os sólidos decantáveis (SD), e seu período de decantação não deve ser inferior a 6 horas, tempo necessário para permitir a degradação dos antibióticos adicionados para o controle de leveduras indesejáveis ao processo de fermentação alcoólica antes da destilação e prejudiciais ao processo anaeróbio.

A terceira etapa é a que promove o condicionamento da corrente de vinhaça bruta. Nesta etapa o efluente bruto frio e decantado será misturado com uma corrente de reciclo de vinhaça tratada efluente do reator UASB. A vinhaça tratada, cujo pH é próximo da neutralidade (6-7,5), é misturado com o efluente bruto frio e decantado, cujo pH é ácido (3-4), em um misturador de linha, assim promovendo a liberação dos compostos carbonatados presentes na corrente de vinhaça tratada, como CO₂ e depois seguirão para uma torre de dessorção (TD), que é parte principal nessa etapa. Na TD a mistura das linhas de vinhaça bruta e tratada fluirá em contracorrente com ar atmosférico soprado a partir da base da torre. A

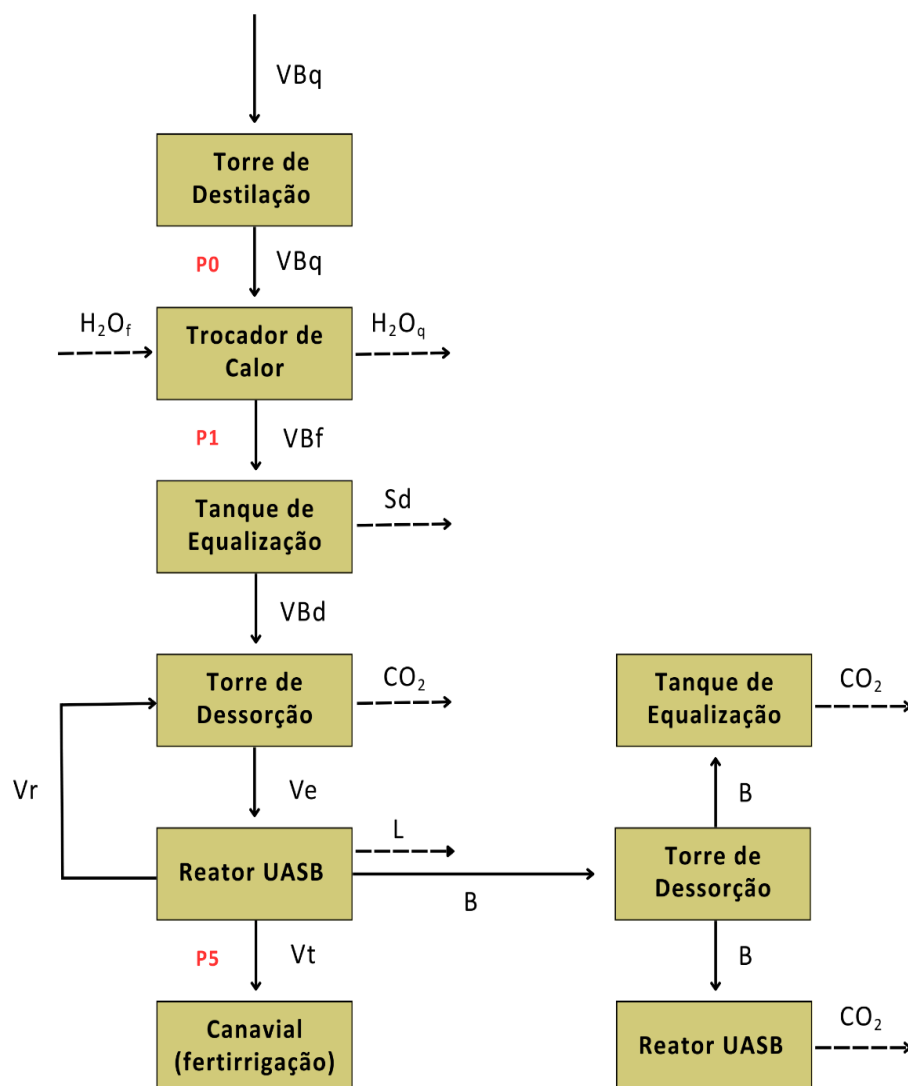
corrente efluente da TD é composta de ar e do CO_2 removido na TD, e também de uma pequena quantidade de H_2S . A corrente de gases será lançada na atmosfera através da chaminé localizada na parte superior central da TD, e a corrente líquida efluente agora com um pH levemente ácido, entre 6,0 e 7,5, e seguirá para o alimentador do reator.

A última e principal etapa, é a digestão anaeróbia que ocorre no reator UASB. Esse reator tem dimensões 12 m de largura, 14 m de comprimento e 6 m de altura, assim, totalizando uma capacidade nominal de 1.000 m³. O reator deverá ser suprido continuamente de vinhaça acondicionada da etapa anterior, sendo alimentado pela parte inferior (base) com utilização de uma bomba centrífuga através de uma rede de tubos com orifícios distribuídos e calibrados, distribuídos de modo alternado garantindo uma distribuição adequada do vinhoto na base do reator. A vinhaça bruta será digerida e assim gerando seus subprodutos (biogás, vinhaça tratada e lodo anaeróbio), sendo o biogás e a vinhaça tratada os mais importantes economicamente para a usina.

O biogás é coletado, armazenado num gasômetro de dupla cúpula (80 m³) e enviado a baixa pressão para o gerador de energia elétrica (motogerador de Ciclo Otto). A vinhaça tratada, efluente do reator UASB, será encaminhada para o sistema de irrigação dos canaviais, juntamente com as linhas de vinhaça bruta excedentes provenientes da usina.

No fluxograma¹ apresenta-se um fluxograma do processo completo da unidade de demonstração de biodigestão de vinhaça estudada com destaque para os pontos de monitoramento (P0, P1 e P5).

Fluxograma 1 - Processo completo da unidade de demonstração de biodigestão de vinhaça estudada



Fonte: Autor (2025).

Legendas: P0 (entrada do reator UASB); P1(saída do tanque de mistura); P5 (saída do reator UASB); B= biogás; CO₂= gás carbônico; H₂O_f = água fria; H₂O_q= água quente; VBq= vinhaça bruta quente; VBf= vinhaça bruta fria; VBd= vinhaça bruta decantada; Ve= Vinhaça; Vt= vinhaça tratada; L=lodo anaeróbio.

No Estudo 2: A unidade apresenta uma concepção usual de tratamento de efluente gerado no processo de bebidas. O efluente gerado nesse processo, passa por tratamento de três etapas seguidas, ocorrendo um pré-tratamento, posteriormente um tratamento em reator anaeróbio tipo IC e depois um pós-

tratamento em sistema de lagoa aerada seguida de polimento, antes do envio ao corpo receptor final.

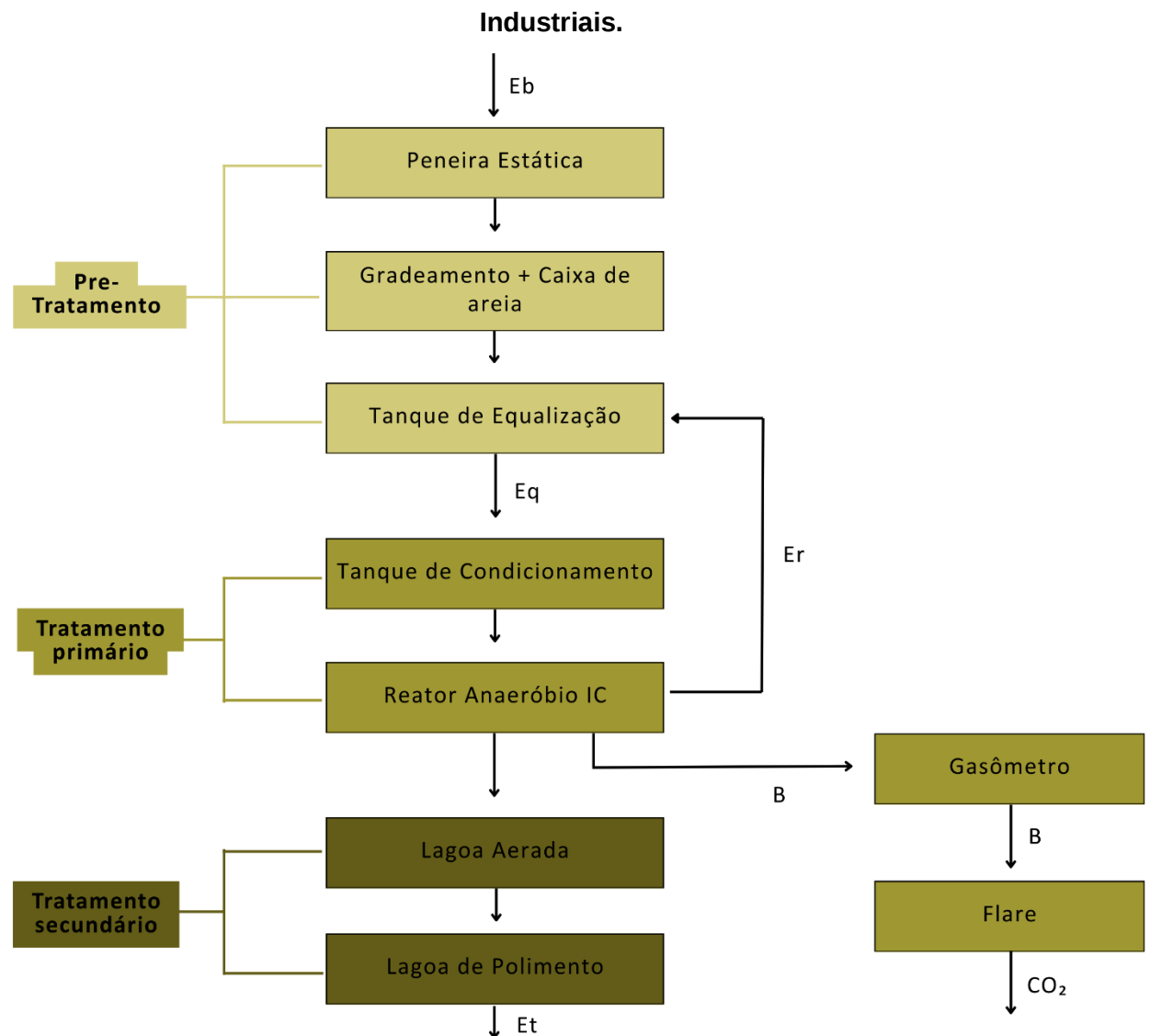
O fluxograma 2 operacional da Estação de Tratamento de Resíduos Industriais compreende o comportamento de 3 etapas (Tabela 3): Pré-tratamento: peneiras estáticas, gradeamento + caixa de areia e posteriormente o tanque de equalização; Primário: reatores Anaeróbio de Circulação Interna – IC e posteriormente tanque de lodo excedente; Secundário: lagoas de aeração e posteriormente lagoa de Polimento. Na Figura 2 são descritas para cada nível as unidades de tratamento.

Tabela 3 – Descrição das características da unidade de tratamento

Equipamento	Função	Descrição dos equipamentos do sistema de tratamento
Peneiras estáticas	Remover sólidos grosseiros, flutuantes e areia afluyente ao tanque de equalização, evitar corrosão de tubulações e acúmulo de sólidos no tanque e reator.	2, em concreto armado, com telas em AISI-304, abertura de 0,75 mm e 100 m ³ /h de vazão afluyente cada
Calha Parshall	Medição da vazão afluyente ao sistema	2, em poliéster estruturado em fibra de vidro com garganta de 6" e medição de vazão por sensor
Tanque de equalização	Equalizar a vazão afluyente e promover a hidrólise inicial dos compostos fermentáveis	1, em concreto armado, formato prismático retangular, volume total de 1054 m ³
Tanque de condicionamento	Corrigir pH afluyente ao sistema após regularização da vazão afluyente	1, em concreto armado, formato prismático retangular com volume de 148 m ³
Reator Anaeróbio IC	Remoção de fração orgânica solúvel	1, em AISI-304, altura 21,6 m, 4 m de diâmetro, formato cilíndrico, volume total de 417 m ³ , TDH mínimo = 2,56 h, vazão máxima = 150–200 m ³ /h, gasômetro 5 m ³ , flare 150 m ³ /h, tanque de lodo 148 m ³ , tecnologia DEDINI
Lagoa aerada	Remoção da fração orgânica remanescente ao sistema anaeróbio	1, taludes 1:2, manta PEAD 2 mm, profundidade 3,5 m, 76 × 36 m, volume útil 7500 m ³ , aeradores Wetherford 1,5 CV, TDH mínimo = 50 h, TA = 0,12 kg DBO/m ³ .dia
Lagoa polimento/facultativa	Remoção de sólidos em suspensão e decantáveis, coliformes e ovos de helmintos. Estabilização de lodo aeróbio.	1, taludes 1:2, manta PEAD 2 mm, profundidade 2,0 m, 92,3 × 17,2 m, volume útil 3600 m ³ , TDH mínimo = 24 h

Fonte: Autor (2025)

Fluxograma 2 - Processo completo da unidade da Estação de Tratamento de Despejos



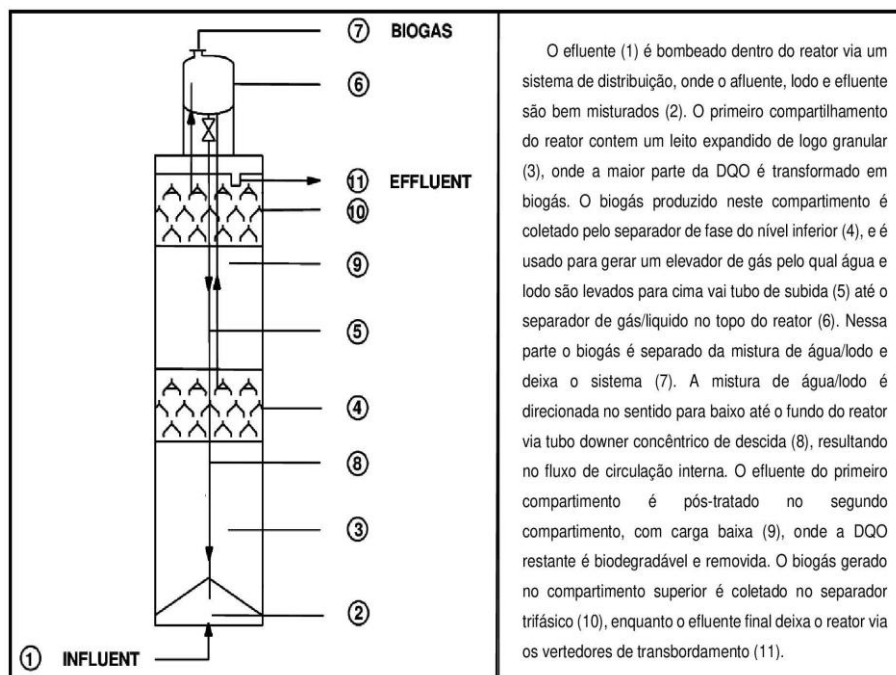
Pré-tratamento: remoção de sólidos/medição de vazão/equalização da vazão e hidrólise; **Primário:** correção do pH do efluente/ remoção da fração orgânica solúvel; **Secundário:** remoção da fração orgânica remanescente/ remoção dos sólidos em suspensão-decantáveis e remoção coliforme – ovos de helmintos/ estabilização do lodo

Legenda: A=Alcalinizante (hidróxido de sódio (40%); B=Biogás; L=Lodo anaeróbio; R=Recirculação

O presente trabalho teve enfoque apenas na etapa do Reator IC, que remove a matéria orgânica particulada existente de forma que as bactérias fracionam os

compostos orgânicos sem a utilização de oxigênio, produzindo gás metano nesse processo. Na Figura 9 mostra um esquema do reator IC.

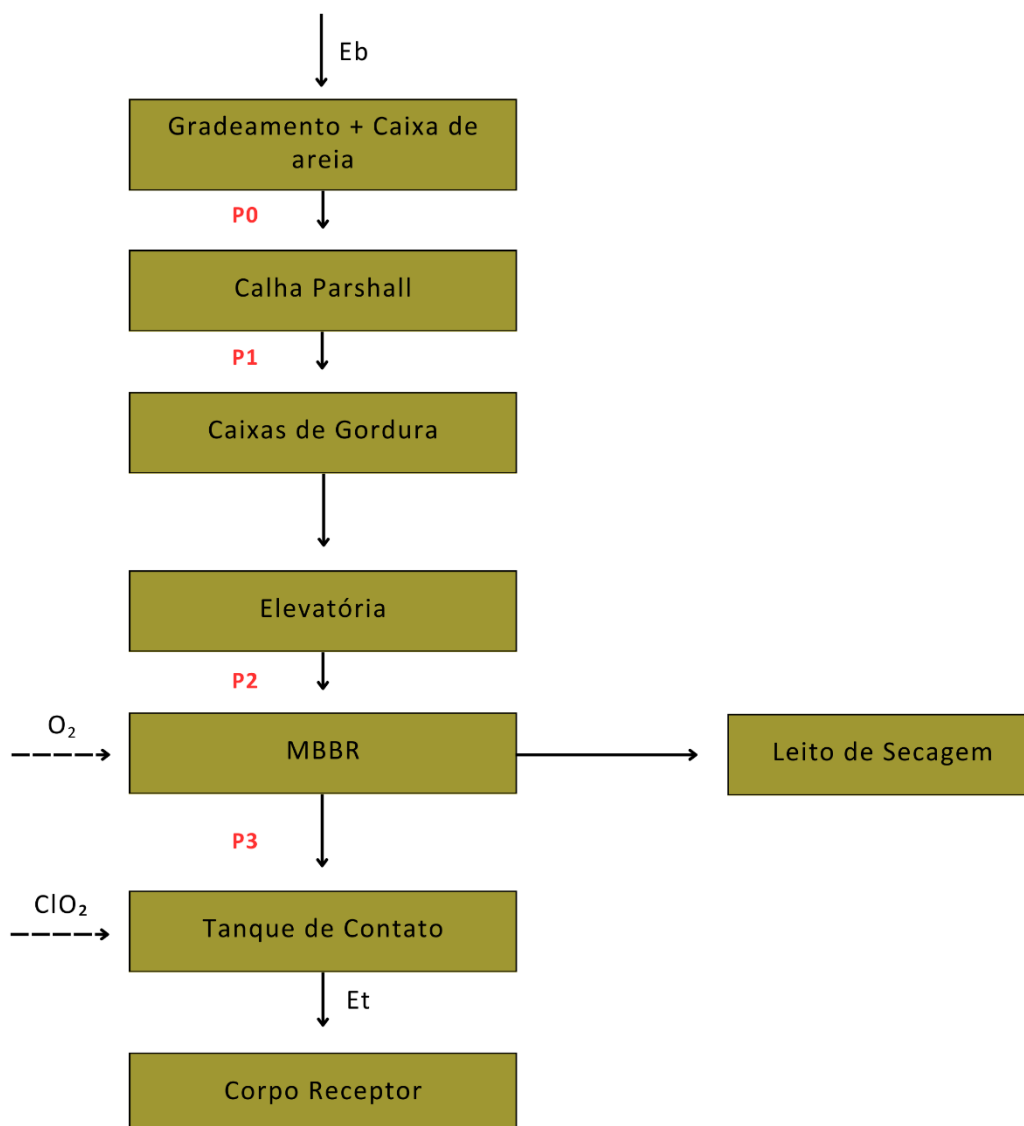
Figura 9 – Desenho esquema do reator IC



Fonte: adaptado Driessen (2000).

No Estudo 3: O fluxograma 3 apresenta a estação de tratamento com destaque para os pontos de lançamento de coleta de amostra do monitoramento (P0, P1, P2, P3). A estação é classificada como uma estação compacta, dotada de tratamento preliminar (gradeamento, caixa de areia, calha Parshall (medidor de vazão), secundário (biofiltro aerado de fluxo ascendente) e tratamento terciário (cloração) e tratamento de lodo (leito de secagem).

Fluxograma 3 – Processo completo da estação de tratamento.



Fonte: Autor (2025).

O tratamento preliminar é composto por um sistema de gradeamento com barras de ferro inclinadas, disposto no fluxo de entrada do efluente bruto (Figura 10A), seguido por uma caixa de areia de câmara dupla (Figura 10B), calha Parshall, caixas de gordura e uma elevatória de esgoto bruto (Figura 10C). Esta etapa tem como objetivo a remoção de materiais sólidos grosseiros, material particulado decantável, gorduras e areia, bem como a equalização do efluente.

A elevatória de esgoto bruto atua também como tanque de equalização, funcionando como um reservatório de amortecimento (pulmão) para a alimentação contínua e regular do reator MBBR.

Figura 10 - Tratamento preliminar



Fonte: Autor (2025).

O tratamento secundário visa principalmente a remoção de material orgânico (carbonáceo) e nutrientes. Na estação de tratamento de efluentes em análise, este procedimento é realizado através da tecnologia MBBR, que consiste em um reator aerado com a introdução de biomédias (meio suporte). Este tipo de biorreator aerado é reconhecido como uma solução eficiente e de baixo custo para o tratamento de efluentes em diversas áreas, tais como efluentes domésticos, indústrias alimentícias, fazendas de animais e hospitais. Na Figura 11 apresenta o reator aeróbio (MBBR) da ETE Dois Irmão.

Figura 11 - Reator MBBR

Fonte: Autor (2025).

No entanto, é importante ressaltar que a eficácia do sistema pode variar de acordo com a configuração e as características específicas do efluente a ser tratado (Zhang, 2015). A introdução de oxigênio (ar) em reatores aeróbios por meio de dispersores promove o crescimento de bactérias aeróbias. Essas bactérias são responsáveis pela decomposição da matéria orgânica carbonácea e, ao mesmo tempo, facilitam o processo de nitrificação do nitrogênio orgânico total presente no fluxo de entrada bruto. Esse mecanismo garante uma eficiência significativa na remoção desses componentes nos reatores, proporcionando um tratamento eficaz (Madan; Madan; Hussain, 2022; Zhang, 2015).

Já as biomédias desempenham um papel crucial no sistema MBBR, proporcionando um ambiente ideal para a multiplicação de microrganismos benéficos. Estes biofilmes são constituídos por uma variedade de microrganismos, incluindo bactérias, fungos e protozoários, que se aderem aos suportes plásticos em movimento e trabalham sinergicamente para decompor os contaminantes encontrados nas águas residuais. Agindo como biocatalisadores, os biofilmes promovem a degradação de contaminantes orgânicos, tais como matéria biodegradável, nutrientes como nitrogênio e fósforo, e outros poluentes, contribuindo assim para um tratamento eficiente das águas residuais (Montenegro, 2022; Water Environment Federation, 2010).

O tratamento terciário A ETE possui tratamento, que objetiva a eliminação de microrganismos patogênicos através da aplicação de substâncias químicas (cloro, hipoclorito, ozônio) ou agente físico (radiação UV). Nesta ETE existe a cloração por solução de hipoclorito de sódio em um tanque de contato (Figura 12) na saída do MBBR. O tanque de contato tem por objetivo proporcionar um tempo mínimo de contato do agente sanitizante (clorado) com os microrganismos do efluente tratado dando tempo para sua eliminação.

Figura 12 - Tanque de contato



Fonte: Autor (2025).

4.4 PARÂMETROS ANALÍTICOS AVALIADOS

Os parâmetros avaliados nos três estudos foram das características físico-químicas dos efluentes brutos e tratados (tabela 4), das características do lodo anaeróbio granular, das características das biomídias, parâmetros operacionais (eficiência remoção DQO e DBO, vazão de operação aplicada, carga orgânica volumétrica aplicada), parâmetros de controle do processo anaeróbio (relação AGV/AT, relação DQO/DBO), dados da produção de biogás (vazão de produção,

relação efluente/biogás produzido, percentagem de metano no biogás) e índices de performance energética (qualidade relação efluente bruto/MWh produzido).

As análises foram realizadas com base em sua maioria aos protocolos analíticos determinados pelo *Standard Methods for Analise for Water and Wastewater* (AWWA/APHA/WEF, 1998).

Tabela 4 - Parâmetros físico-químicos efluentes

Parâmetros	Reator UASB	Reator IC	ETE (MBBR)
pH	X	X	X
Temperatura (°C)	X	X	X
DQO (mg.L ⁻¹ .O ₂)	X	X	X
DBO (mg.L ⁻¹ .O ₂)		X	
Turbidez (mg.L ⁻¹)			X
Sólidos Sedimentáveis (mg.L ⁻¹)	X		
Sólidos Decantáveis (mg.L ⁻¹)			
Nitrogênio Total (mg.L ⁻¹)	X		X
Nitrogênio Amoniacal (mg.L ⁻¹)	X		
Sulfato Total (mg.L ⁻¹)	X		
Fósforo Total (mg.L ⁻¹)	X		X
Alcalinidade Total (mg.L ⁻¹)	X	X	X
AGV (mg.L ⁻¹)	X		
Sulfetos (g.L ⁻¹)	X		
Acidez		X	
Condutividade Elétrica (S/m)			X

Fonte: Autor (2025)

4.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA

A estatística descritiva tem objetivo de relacionar uma série de valores de mesma natureza, assim possibilitando que haja uma análise mais profunda e uma visão global da variação desses valores, de forma que organiza e descreve os dados através por meio de tabelas, gráficos e medidas descritivas (AMORIM, 2014).

Os dados foram fornecidos, coletados e preenchidos em planilha eletrônica para melhor manuseio, análise e geração dos gráficos através do software Excel. Dessa forma, foi feita uma análise descritiva dos dados, apresentando valores de médios, máximos e mínimos, desvio padrão, utilizando o Software SPSS Statistics®, Origin® e Excel 2016®.

Foram realizadas análises estatísticas descritivas dos parâmetros dos efluentes avaliados, contemplando o cálculo da média aritmética, do desvio padrão, dos valores máximos e mínimos, bem como do coeficiente de variação. Esses indicadores permitiram a avaliação da tendência central, da dispersão e da variabilidade dos dados ao longo do período analisado.

A partir dos resultados obtidos, foram elaboradas representações gráficas com o intuito de aprimorar a visualização e a interpretação dos dados. Utilizaram-se gráficos do tipo boxplot para a identificação da distribuição dos valores e de possíveis outliers, gráficos de barras para a comparação entre parâmetros e períodos analisados, gráficos de dispersão para a avaliação de correlações e tendências entre variáveis, e gráficos de porcentagem para a análise da participação relativa dos parâmetros em relação ao conjunto de dados. Essas ferramentas gráficas contribuíram para uma compreensão mais aprofundada do comportamento dos efluentes e para a análise crítica dos resultados obtidos.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 MONITORAMENTO DA PERFORMANCE DE UM REATOR UASB, EM ESCALA DE DEMONSTRAÇÃO, UTILIZANDO VINHAÇA BRUTA COMO SUBSTRATO PARA A PRODUÇÃO DE BIOENERGIA.

5.1.1 Avaliação das características físico-químicas da vinhaça bruta e tratada

Os dados médios, máximos, mínimos, desvios padrão, coeficientes de variações (CV) e números de determinações (ND) dos resultados analíticos dos pontos P0 (vinhaça bruta), P1(vinhaça resfriada) e P5 (vinhaça tratada) são apresentados nas Tabelas 5, 6 e 7.

Os resultados da vinhaça bruta (P0) apresentaram semelhança com os resultados apresentados por Filho e Leme (1984) e CORTEZ *et al.* (1996) para vinhaça preponderantemente de caldo. Os resultados da vinhaça tratada (P5) foram semelhantes aos resultados obtidos por diversos autores (López; Borzacconi, Passeggi, 2018); Contreras-Contreras *et al.*, 2020) e España-Gamboa *et al.*, 2017).

Tabela 5 - Características físico-químicas da vinhaça bruta (P0)

PARÂMETROS	Média e desvio padrão	Máximo	Mínimo	CV	ND
pH	3,2 ± 0,39	5,11	2,68	0,12	349
Temperatura (°C)	55,88 ± 9,297	78,50	30,00	0,17	336
DQO (mg.L ⁻¹ .O ₂)	42.123,4 ± 15.936,84	102.447,00	11.223,00	0,38	312
Sólidos Sedimentáveis (mg.L ⁻¹)	169,21 ± 182,70	990,0	0,00	-	268
Nitrogênio Total (mg.L ⁻¹)	194,3 ± 128,76	450,0	20,0	0,66	27
Nitrogênio Amoniacal (mg.L ⁻¹)	9,2 ± 5,71	25,0	1,8	0,62	27
Sulfato Total (mg.L ⁻¹)	1.017,4 ± 384,15	2,100,0	390,0	0,38	27
Fósforo Total (mg.L ⁻¹)	354,4 ± 347,21	987,0	6,3	-	26

Fonte: Autor (2025)

Tabela 6 - Características físico-químicas da vinhaça bruta resfriada (P1)

PARÂMETROS	Média e desvio padrão	Máximo	Mínimo	CV	ND
pH	3,2 ± 0,28	5,05	2,73	0,05	405
Temperatura (°C)	45,07 ± 5,63	58,67	29,00	0,12	406
DQO (mg.L ⁻¹ .O ₂)	35.134,23 ± 13.106,64	90.910,00	9.986,00	0,37	403
Sólidos Sedimentáveis (mg.L ⁻¹)	12,74 ± 60,57	900,0	0,00	-	370

Fonte: Autor (2025)

Tabela 7 - Características físico-químicas da vinhaça tratada (P5)

PARÂMETROS	Média e desvio padrão	Máximo	Mínimo	CV	ND
pH	7,1 ± 0,40	8,01	6,35	0,05	413
Temperatura (°C)	32,2 ± 3,41	32,17	20,00	0,11	410
DQO (mg.L ⁻¹ .O ₂)	3.106,3 ± 2.734,60	13.494,0	29,0	0,88	403
Sólidos Sedimentáveis (mg.L ⁻¹)	0,63 ± 2,15	30,40	0,00	-	379
Alcalinidade Total (mg.L ⁻¹)	4.062,8 ± 840,41	6.195,0	1.113,0	0,21	413
AGV (mg.L ⁻¹)	1.183,4 ± 418,00	3.060,5	216,00	0,35	413
Sulfetos (g.L ⁻¹)	7.682,8 ± 4.724,70	18.525,0	1.850,0	0,62	46
Nitrogênio Total (mg.L ⁻¹)	148,50 ± 145,60	475,00	10,00	-	27
Nitrogênio Amoniacal (mg.L ⁻¹)	11,46 ± 20,128	70,00	1,00	-	27
Sulfato Total (mg.L ⁻¹)	272,93 ± 255,063	950,00	19,00	0,93	27
Fosforo Total (mg.L ⁻¹)	152,42 ± 128,431	432,00	1,70	-	26

Fonte: Autor (2025)

5.1.1.1 Temperatura

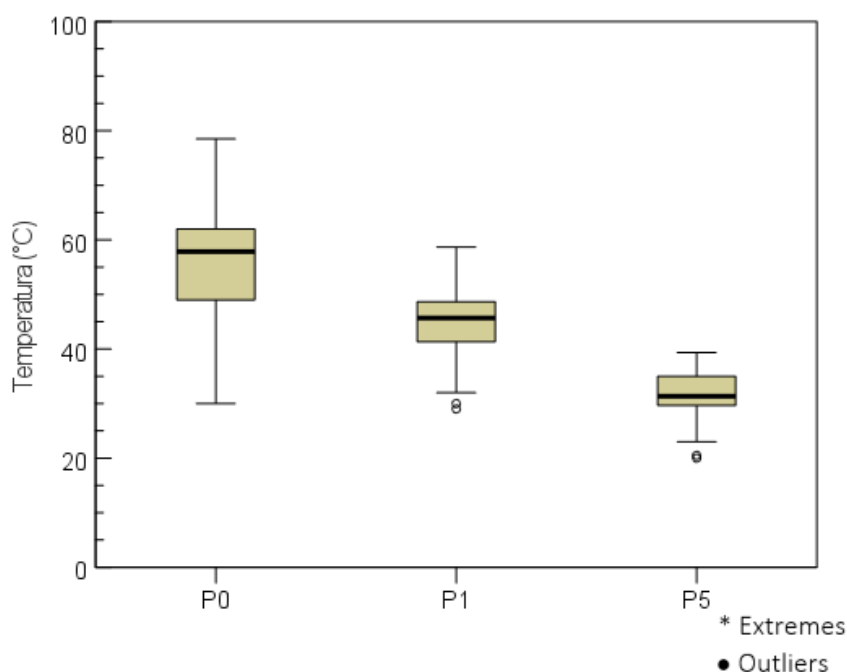
A temperatura média observada nos pontos P0 e P1, referentes à vinhaça bruta, não ultrapassou 55 °C (Gráfico 2, Tabela 5 e 6). No caso da vinhaça bruta,

esses valores são adequados para o envio ao canal, uma vez que, ao longo do percurso pelos canais abertos de escoamento, ocorrem significativas perdas térmicas, reduzindo naturalmente a temperatura do efluente.

Para o reator UASB, entretanto, há uma etapa adicional de resfriamento no Tanque de Equalização (Fluxograma 1). Nesse estágio, a vinhaça, com temperatura média de aproximadamente 45 °C, permanece em decantação por um período de cerca de 4 a 6 horas e é posteriormente misturada à linha de vinhaça tratada, proveniente da torre de dessorção, que apresenta temperatura média de $32 \pm 3,4$ °C, em proporções variando de 1:2 a 1:4. Esse processo de mistura assegura que a vinhaça afluente ao reator não ultrapasse a faixa de temperatura considerada ótima para a digestão anaeróbia, entre 35 e 37 °C (López; Borzacconi; Passeggi, 2018).

Dessa forma, verifica-se que o parâmetro temperatura se encontra adequadamente ajustado, contribuindo para o equilíbrio e a estabilidade do processo anaeróbio.

Gráfico 2 - Gráfico boxplot para a temperatura



Fonte: Autor (2025).

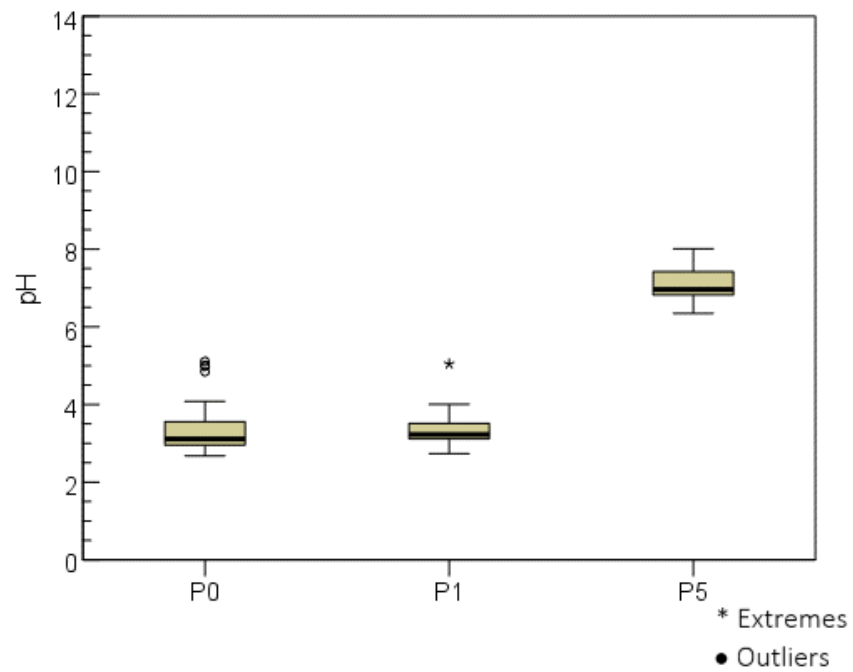
5.1.1.2 pH

Segundo Manonmani et al. (2017) e Cavinato (2015), embora a vinhaça apresente pH ácido em sua forma bruta, a digestão anaeróbia promove rápida elevação do pH no reator devido ao consumo de ácidos orgânicos e à formação de compostos alcalinizantes, como a amônia, sem necessidade de correção externa; A faixa de pH entre 7 e 8 é a mais adequada à produção de biogás, pois favorece a atividade e o crescimento dos microrganismos metanogênicos, que apresentam melhor desempenho entre pH 6,7 e 7,5.

Nos pontos P0, P1 observou-se médias de valores comuns para vinhaças brutas quando comparado com a literatura (Tabela 1), não ultrapassando o valor médio de 5,0. Entretanto, para a alimentação do reator valores de pH na faixa da neutralidade devem ser observados, pois diferindo desta faixa, podem interferir na biodigestão anaeróbica.

Nessa unidade, além do reciclo da vinhaça tratada ($\text{pH} = 7,11 \pm 0,39$), ocorre a dosagem de hidróxido de sódio (NaOH, solução a 40%) na entrada do reator, o que possibilita a manutenção do pH dentro da faixa adequada à digestão anaeróbia, ainda que implique custos adicionais com esse insumo. Os resultados observados no ponto P5 foram semelhantes aos encontrados por Contreras-Contreras et al. (2020) e López, Borzacconi e Passeggi (2018).

Nesta faixa de pH, próximo da neutralidade a vinhaça tratada pode ser dispersa diretamente sobre o canavial sem prejuízos para a cultura da cana-de-açúcar (a elevada acidez queima as folhagens da cana-de-açúcar), bem como reduzindo impactos em equipamentos de processo utilizados (bombas, tubulações, dispersores, etc). No Gráfico 3 são apresentados os dados do monitoramento do pH (P0, P1 e P5).

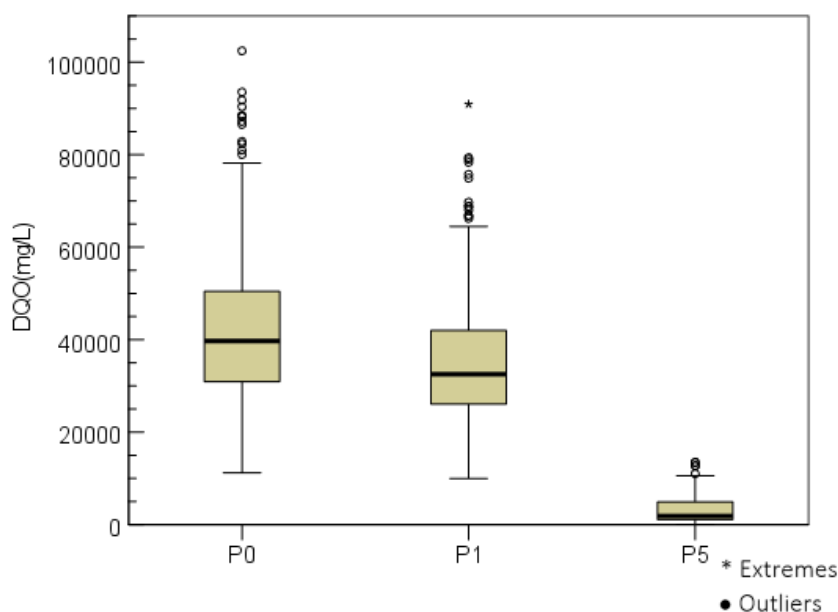
Gráfico 3 - Gráfico boxplot para o pH

Fonte: Autor (2025)

5.1.1.1 DQO

No Gráfico 4 são apresentados os dados do monitoramento da DQO (P0, P1 e P5).

Gráfico 4 - Gráfico boxplot para a DQO



Fonte: Autor (2025).

A eficiência da remoção de DQO do processo foi de 92,6%. A expectativa de projeto inicial média inicial era de 80% da remoção da matéria orgânica, logo o parâmetro apresentou remoção de DQO maior que a esperado. Os pontos P0 e P1 (vinhaça bruta) apresentaram médias equivalentes quando comparados com a os dados da Tabela 1.

O ponto P5 quando comparado aos resultados obtidos por España-Gamboa et al. (2017), na ordem de 4.000 ± 570 mg/L em DQO para vinhaça tratada, mostrou semelhança de valores médios, da ordem de $3106,26 \pm 2734,58$ mg/L e uma ligeira maior eficiência de remoção em DQO.

A eficiência de remoção de DQO do processo foi de 92,6%. A expectativa média estabelecida no projeto inicial era de aproximadamente 80% de remoção da matéria orgânica; portanto, o sistema apresentou desempenho superior ao previsto, com remoção de DQO acima do valor esperado.

Os pontos P0 e P1, correspondentes, apresentaram valores médios equivalentes quando comparados aos dados apresentados na Tabela 1. Já o ponto P5, ao ser comparado aos resultados obtidos por España-Gamboa et al. (2017), que observaram concentrações de DQO em torno de 4.000 ± 570 mg/L para vinhaça

tratada, apresentou valores médios semelhantes, da ordem de $3.106,26 \pm 2.734,58$ mg/L, além de indicar uma maior eficiência de remoção de DQO.

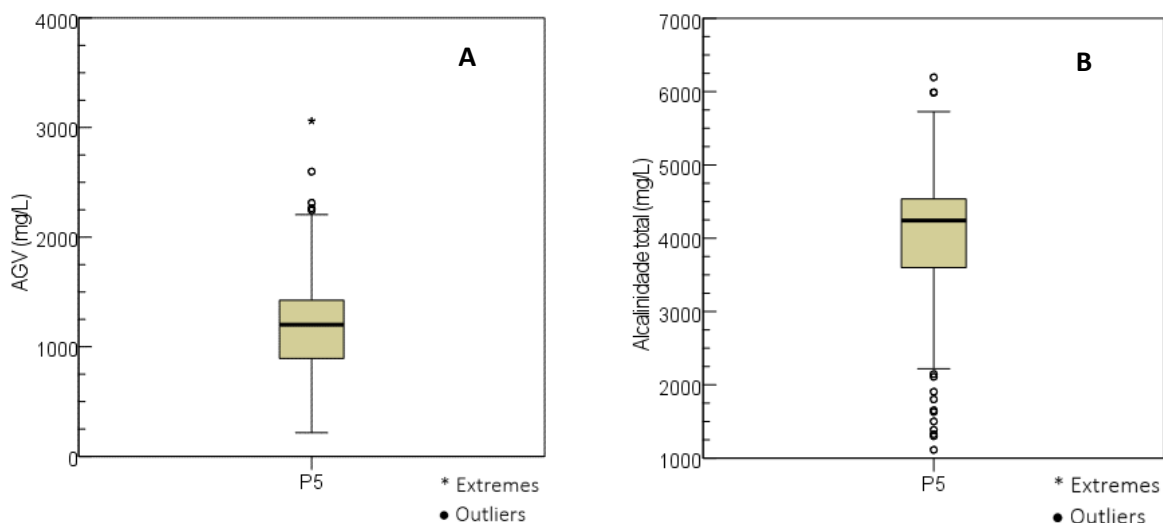
5.1.1.3 Alcalinidade, AGV e relação AT/AGV

Ao contrário do pH, a alcalinidade permite a detecção de alterações na capacidade tampão do processo de digestão anaeróbia (Rozzi, 1991; Malina, Pohland, 1992). Uma vez que a alcalinidade depende da concentração da AGV (ácidos graxos voláteis), deve ser monitorizada a relação AT/AGV, a fim de ter uma visão precisa da estabilidade do digestor (Ahrling; Angelidaki, 1997).

Ambos os parâmetros AGV (ácidos graxos voláteis) e AT (alcalinidade total) oferecem, informação precisa sobre a estabilidade do digestor. Alguns critérios baseados nas relações entre AGV e AT foram propostos para avaliar a estabilidade. Zickefoose; Hayes (1976), por exemplo, sugeriram que a relação AGV/AT deveria ser mantido no intervalo de 0,1-0,35 mmol/l mmol/l, a fim de melhorar a estabilidade do reator, também que a média da relação não ultrapasse valores de 3,5.

Os parâmetros AGV e AT apresentaram valores médios de $1.183,3 \pm 417,9$ mg/L e $4.062,7 \pm 840,4$ mg/L, respectivamente (Gráfico 5A e 5B), resultando em uma relação média AT/AGV de 3,43. Esse valor encontra-se próximo e dentro da faixa recomendada pela literatura, em torno de 3,5, indicando condições favoráveis à estabilidade do processo. Valores da relação AT/AGV superiores a 3,5 indicam tendência à instabilidade do sistema, especialmente no que se refere ao equilíbrio metabólico da digestão anaeróbia.

Gráfico 5 - Gráficos boxplot para AGV (A) e alcalinidade (B)



Fonte: Autor (2025).

5.1.1.4 Sulfato e Sulfetos

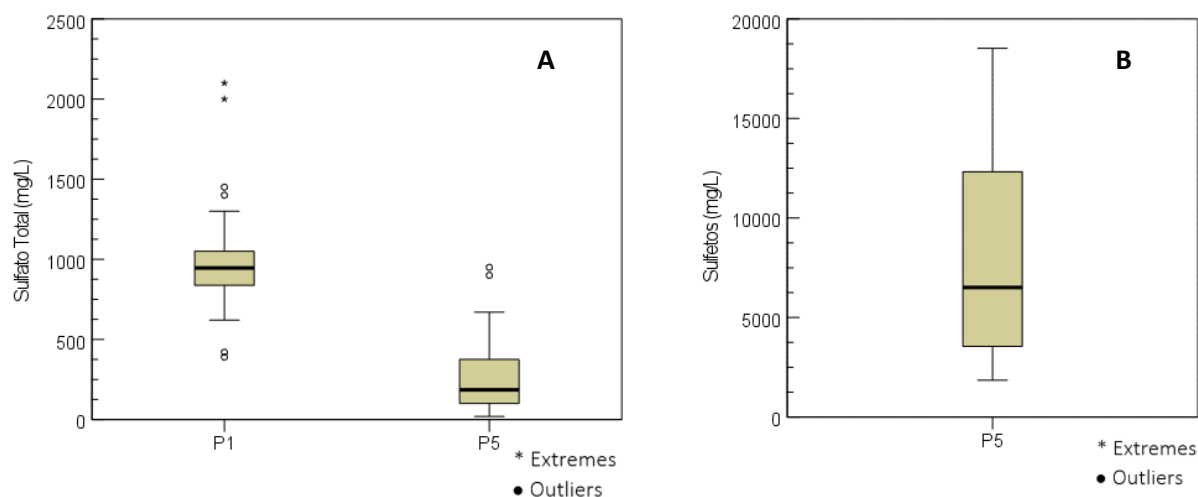
Durante a digestão anaeróbia, os sulfatos são reduzidos a sulfetos pela atividade microbiana no reator anaeróbio; Esses compostos podem ocorrer nas formas SO_4^{2-} , S^{2-} , HS^- e H_2S em solução, além de H_2S na fase gasosa (biogás) e de sulfetos metálicos insolúveis, em função dos equilíbrios químicos e físico-químicos do sistema; A forma predominante do sulfeto em solução é determinada principalmente pelo pH do meio, o qual exerce influência direta sobre a atividade das arqueias metanogênicas, que apresentam faixa ótima de crescimento entre pH 6,5 e 8,2 (LENS et al., 1998).

Para sulfatos foram obtidos resultados médios de $1.017,4 \pm 384,15$ na entrada (P0) e $272,93 \pm 19$ mg/L na saída (P5) (Gráfico 6A). O valor de saída do efluente mostrou-se similar aos valores obtidos por España-Gamboa et al. (2017) que foram de 200 ± 56 mg/L.

Já os sulfetos apresentaram valores médios de $7.682,3 \pm 4.724,6$ mg/L (P5) (Gráfico 6B) assim estando muito acima da média quando comparados com a literatura apresentada por Contreras-Contreras et al. (2020), de $254,7\text{-}248 \pm 84,6$ mg/L. Um dos fatores para os altos teores de enxofre da vinhaça e elevados valores médios encontrados, tende a relação com a natureza da operação na destilaria e

dos tipos diferentes de vinhaça (mosto e caldo). É sabido que sendo uma destilaria anexa, tal empresa proporciona a escolha de se produzir álcool ou açúcar, variando em função do mercado interno ou externo, logo alterando em diversas qualidades de vinhaça.

Gráfico 6 - Gráficos boxplot para sulfato total (A) e sulfetos (B)

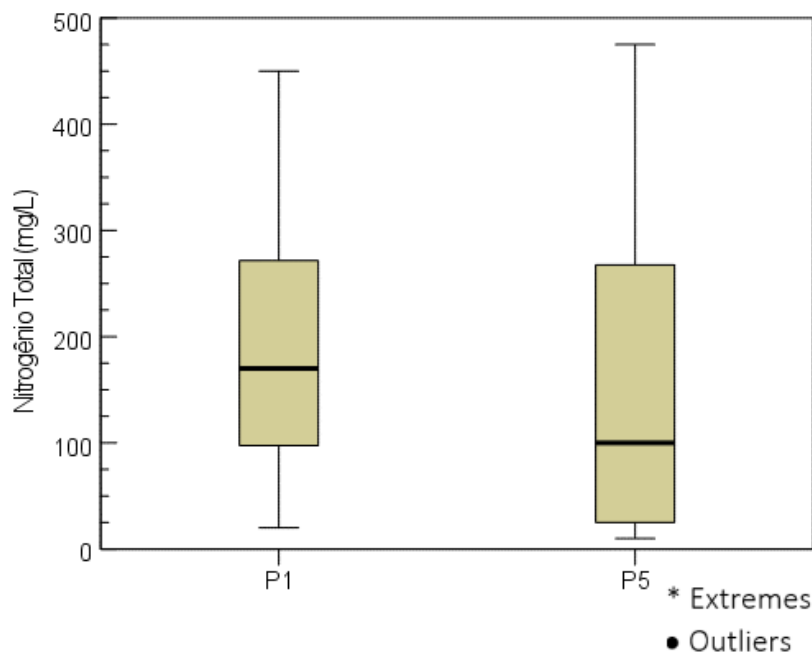


Fonte: Autor (2025).

5.1.1.5 Nitrogênio total

Os efluentes industriais apresentam um alto teor de nitrogênio, ele pode estar presente sob muitas formas, porém as mensuráveis em ensaios são nitrogênio amoniacal, nitrogênio orgânico, nitrito e nitrato, quando somadas as suas concentrações constituem o nitrogênio total (Schutz, 2022; Barbieri *et al.*, 2014).

O parâmetro apresentou valores médios de 194,26 mg/L no ponto P1 e de 148,48 mg/L no ponto P5 (Gráfico 7). Quando comparado aos dados da literatura (Tabela 1), o ponto P1 enquadrou-se na faixa média reportada para vinhaças brutas. Já o ponto P5, ao ser comparado aos valores médios obtidos por España-Gamboa *et al.* (2017), de 408 ± 91 mg/L, apresentou concentrações do nutriente inferiores às observadas por esses autores.

Gráfico 7 - Gráfico boxplot para o nitrogênio total

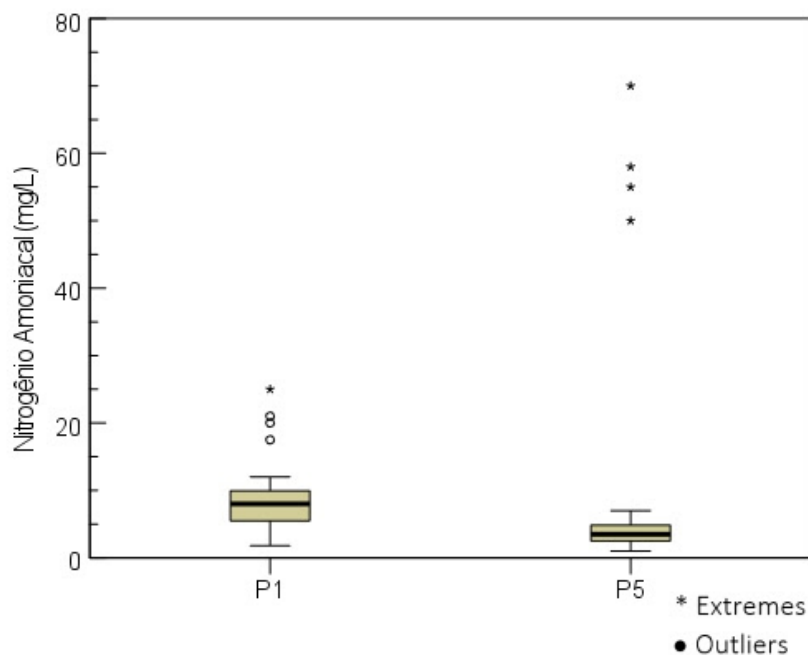
Fonte: Autor (2025).

5.1.1.6 Nitrogênio amoniacal (N-NH₃)

O nitrogênio amoniacal, tem efeitos ambientais nocivos ao promover o crescimento abundante de algas e plantas aquáticas, causando um déficit de oxigênio nos cursos receptores e apresentar toxicidade às formas de vida aquática (Schutz, 2022; Hassuda; Cunha Rebouças; Araújo Cunha, 1990).

O ponto P1, correspondente à vinhaça resfriada, apresentou valores semelhantes aos reportados na literatura (Tabela 1). Em comparação com os resultados obtidos por España-Gamboa et al. (2017), que observaram concentrações de $31\text{--}57 \pm 4$ mg/L de nitrogênio amoniacal em vinhaça tratada, o ponto P5 apresentou valores inferiores, da ordem de $11,46 \pm 20,1$ mg/L. O Gráfico 8 apresenta os dados de monitoramento do nitrogênio amoniacal observados ao longo do período avaliado

Gráfico 8 - Gráfico boxplot para o nitrogênio amoniacal.

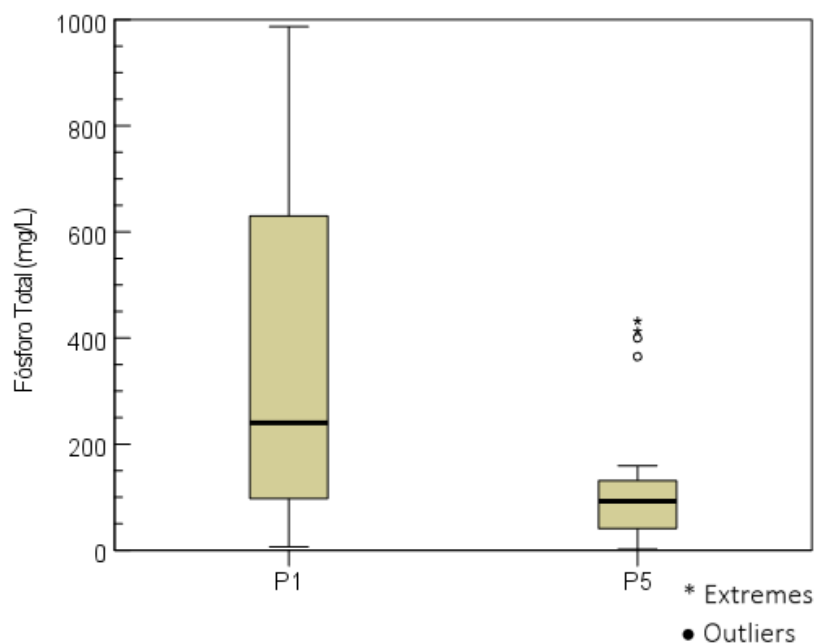


Fonte: Autor (2025).

5.1.1.7 Fósforo total

O fósforo tem diversas fontes, como solos e rochas, efluentes domésticos e industriais, atividades agrícolas e a decomposição de matéria orgânica; Altas concentrações desse nutriente prejudicam o desempenho do solo e podem causar impactos ambientais significativos, como eutrofização, crescimento excessivo de plantas e redução do oxigênio dissolvido, comprometendo a qualidade da água e do solo (Farias, 2025; Filho *et al.*, 1999).

O parâmetro apresentou valores médios de $354,5 \pm 347,2$ mg/L no ponto P1 e de $152,42 \pm 128,4$ mg/L no ponto P5 (Gráfico 9). Observou-se que o ponto P1 apresentou valores médios compatíveis com aqueles reportados na literatura (Tabela 1). Em contrapartida, o ponto P5 apresentou concentrações médias significativamente inferiores às relatadas por España-Gamboa *et al.* (2017), que reportaram valores de 415 ± 67 mg/L de fósforo para vinhaça tratada.

Gráficos 9 - Gráficos boxplot para o fosforo total

Fonte: Autor (2025).

5.1.2 Eficiência de remoção

Foram calculadas as eficiências de remoção de alguns parâmetros baseados na Equação 1 e dados médios do monitoramento obtidos da Tabela 7 (pontos P0 a P5).

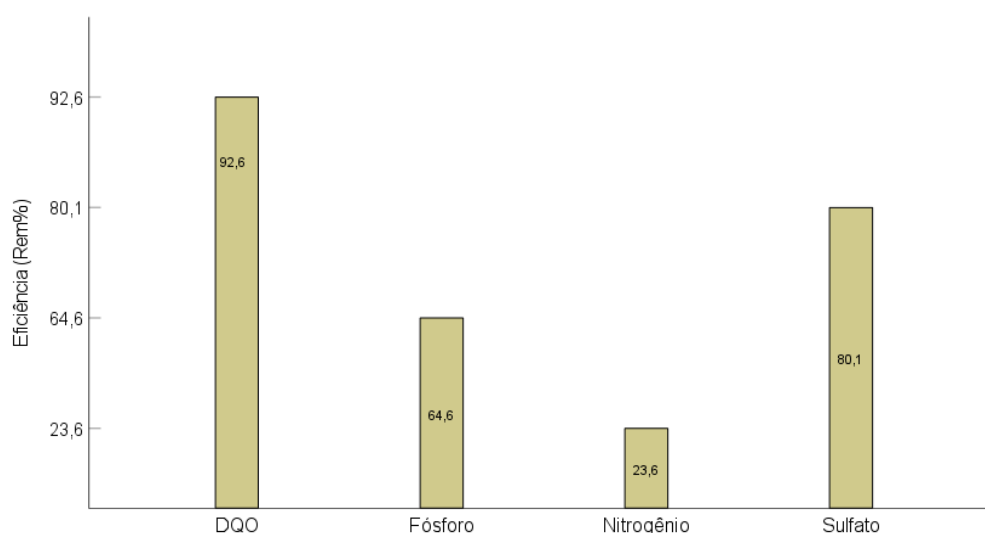
$$Rem \% = \left(\frac{(P5 - P0)}{P5} \right) \times 100 \quad (Eq.1)$$

Os resultados das médias de remoção dos principais parâmetros operacionais são apresentados na Tabela 8 e na Gráfico 10.

Tabela 8 - Eficiências globais de remoção de matéria orgânica, sólidos e nutrientes

PARÂMETROS	Eficiência média de remoção (%)
DQO (mg.L ⁻¹ .O ₂)	92,6 %
Sólidos Sedimentáveis (mg.L ⁻¹)	99,6 %
Sulfato Total (mg.L ⁻¹)	80,1 %
Nitrogênio Total (mg.L ⁻¹)	23,6 %
Fósforo Total (mg.L ⁻¹)	64,6 %

Fonte: Autor (2025).

Gráfico 10 – Comportamento médio das eficiências de remoção de DQO, fósforo, nitrogênio e sulfato

Fonte: Autor (2025).

Os parâmetros obtiveram ótimos resultados de eficiência de remoção, principalmente a DQO, pois apresentou remoção acima da média prevista.

Os parâmetros (temperatura, DQO, pH, fósforo total, nitrogênio amoniacal, sulfato total, AGV e AT) apresentaram alguns valores atípicos (outliers) e/ou extremos, esses valores não devem ser considerados em futuros estudos, pois não se encaixa na normalidade do processo.

Pode-se considerar umas das consequências para essa anormalidade de alguns valores os diferentes tipos de vinhaças utilizados (mosto e/ou caldo) e a adição de hidróxido 40% para a estabilização do pH do processo.

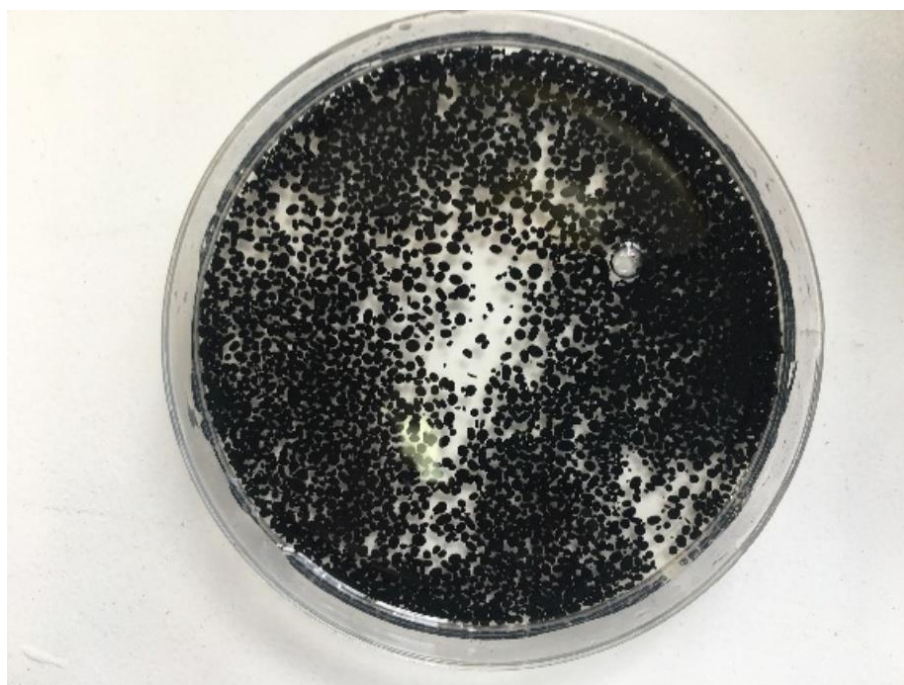
5.1.3 Avaliação das características físico-químicas do lodo anaeróbio obtido do reator UASB

Para avaliação das características físico-químicas do lodo anaeróbio gerado pelo reator UASB da unidade de tratamento de vinhaça, foi coletada uma amostra de 1L de lodo anaeróbio fresco, obtido da válvula de descarga de lodo mais baixa do reator, de onde a concentração da manta de lodo é mais elevada.

Na Figura 13 observa-se a características morfológicas do lodo (elutriado). Verifica-se granulometria elevada (0,5-0,8mm) e cor negra dos grânulos, caracterizada pela presença de sulfetos no meio líquido.

Na Tabela 9 apresentam-se os dados compilados das características do lodo anaeróbio granular obtido do reator UASB. As características do lodo indicam sua elevada propensão para utilização como biofertilizante tendo em vistas os elevados percentuais de STV e Carbono (C). A elevada relação C/N também favorece seu uso como fertilizante e corretor de solos.

Figura 13 - Aspecto do lodo granular obtido do reator UASB



Fonte: Autor (2025).

Tabela 9 – Características físico-químicas do lodo anaeróbio granular obtido do reator UASB

Parâmetros	Média	Desvio-padrão	CV (%)
pH	7,73	0,004	0,06
STV (%)	79,68	0,255	0,32
STF (%)	20,32	0,255	1,26
N (%)	6,75	-	-
C (%)	37,1	-	-
S (%)	2,45	-	-
H (%)	2,27	-	-
C/N	5,5	-	-

Fonte: Autor (2025).

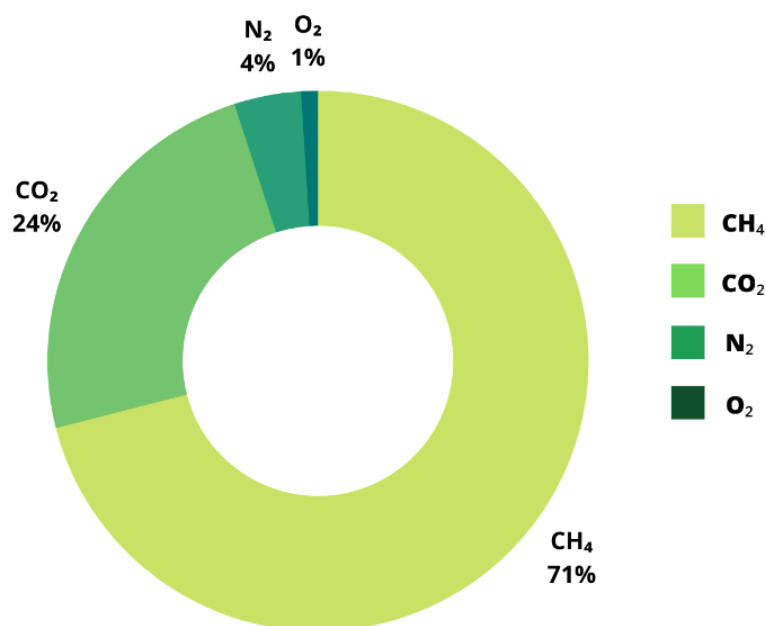
5.1.4 Avaliação das características do biogás gerado e suas potencialidades de aproveitamento energético

O Gráfico 11 e apresenta a caracterização média do biogás gerado na unidade de tratamento de vinhaça, a partir de três amostras coletadas no reator UASB. Observou-se que os teores de metano (CH_4) se encontram dentro da faixa comumente reportada para processos anaeróbios, entre 50 e 70%, o que confere ao biogás gerado elevado potencial de aproveitamento energético.

Esse biogás pode ser utilizado tanto para geração de energia, por meio de sua queima em caldeiras, motogeradores ou microturbinas, quanto para a produção de gás natural veicular (GNV), após etapas adicionais de purificação e concentração.

Na unidade estudada, o biogás era anteriormente utilizado para a geração de energia elétrica, com injeção na rede de distribuição. Atualmente, a unidade não realiza mais a produção de energia, uma vez que o motogerador foi desmobilizado, sendo o biogás direcionado para queima em sistema de *flare*, com o objetivo de reduzir o impacto ambiental associado à emissão direta de metano na atmosfera.

Gráfico 11 - Característica média do biogás gerado na unidade de tratamento de vinhaça estudada (reator UASB).



Fonte: Autor (2025).

5.2 MONITORAMENTO DA PERFORMANCE OPERACIONAL DE UM REATOR IC (*INTERNAL CIRCULATION*), EM ESCALA REAL, APLICADO AO TRATAMENTO DE EFLUENTE DE UMA INDÚSTRIA DE BEBIDAS DE GRANDE PORTE.

5.2.1 Avaliação da performance do sistema em termos de eficiência, estabilidade, vazões e cálculo de cargas

5.2.1.1 Eficiência da remoção de DQO e BDO

Os dados médios dos parâmetros de eficiência referentes aos meses dos três anos consecutivos da análise do automonitoramento, encontram-se nas Tabelas 10, 11 e 12. Foi-se usado a equação 2 e 3 para quantificar a remoção de DQO e DBO do sistema.

$$Rd_{qo} = 100 \times (Entrada - Saída \div Entrada) \quad (\text{Eq. 2})$$

$$Rd_{bo} = 100 \times (Entrada - Saída \div Entrada) \quad (\text{Eq. 3})$$

Tabela 10 - Médias mensais de remoção de DQO e DBO anual (2007)

2007		
Mês	% DQO	% DBO
Janeiro	70,98	67,5
Fevereiro	89,55	-
Março	-	-
Abril	79,09	86,99
Maio	81,99	82,47
Junho	89,55	-
Julho	83,2	92,44
Agosto	83,2	92,05
Setembro	88,4	91,16
Outubro	85,6	91,05
Novembro	86,4	90,74
Dezembro	88,4	90,54
MÉDIA GLOBAL ANUAL	84,2	87,2

Fonte: Autor (2025).

Tabela 11 - Médias mensais de remoção de DQO e DBO anual (2008)

Mês	% DQO	% DBO
Janeiro	86,5	91,5
Fevereiro	90,7	90,9
Março	90,4	92,9
Abril	91,9	93
Maio	90,7	93,2
Junho	90	90,2
Julho	87,1	89,9
Agosto	84	87,1
Setembro	87,7	89
Outubro	83,1	82,5
Novembro	77,7	74,4
Dezembro	70,4	76,1
MÉDIA GLOBAL ANUAL	85,9	87,6

Fonte: Autor (2025).

Tabela 12 - Médias mensais de remoção de DQO e DBO anual (2009)

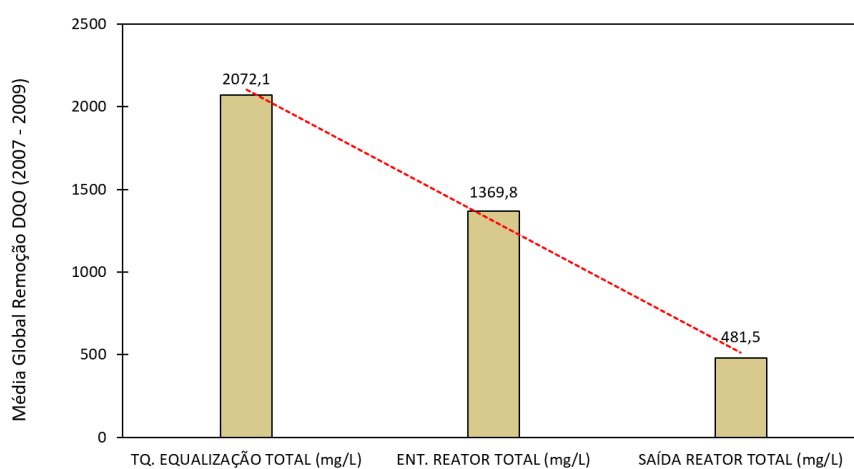
Mês	% DQO	% DBO
Janeiro	72,4	76,2
Fevereiro	74,9	78,8
Março	74,0	77,4
MÉDIA GLOBAL ANUAL	73,7	77,5

Fonte: Autor (2025).

A eficiência referente ao automonitoramento do ano de 2009 está relacionada aos três primeiros meses do ano (janeiro – março).

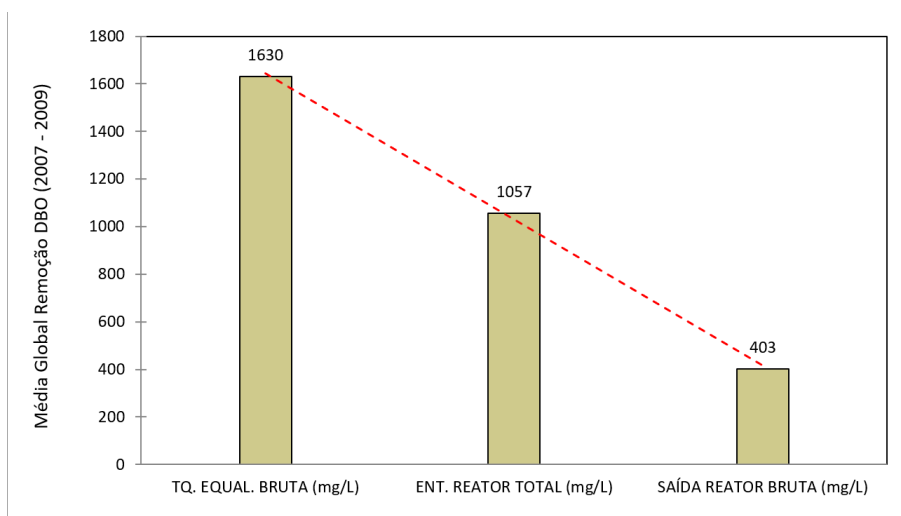
As eficiências médias de remoção de DQO e DBO (globais), apresentaram valores na ordem de 81,2 e 84,2% respectivamente (Gráfico 12 e 13). Os valores encontrados tanto para DQO e DBO atendem aos padrões ambientais do órgão ambiental local (PE) - CPRH e apresentam semelhança com as literaturas analisadas.

Gráfico 12 - Médias global de remoção de DQO



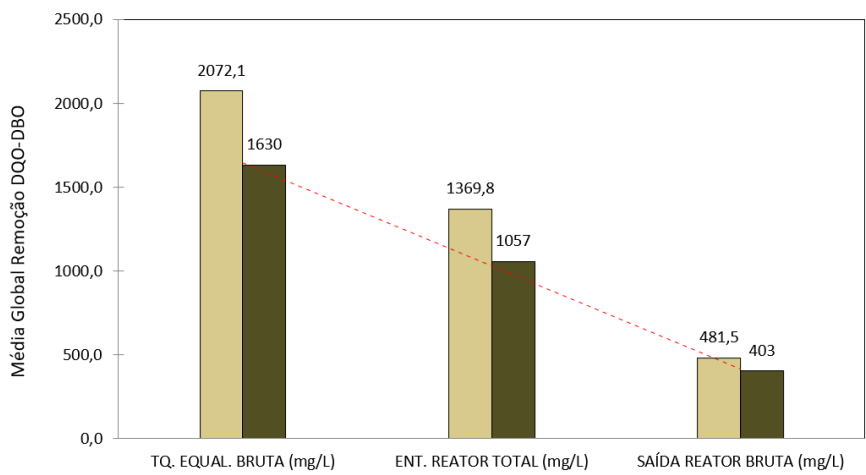
Fonte: Autor (2025).

Gráfico 13 - Médias global de remoção de DBO



Fonte: Autor (2025).

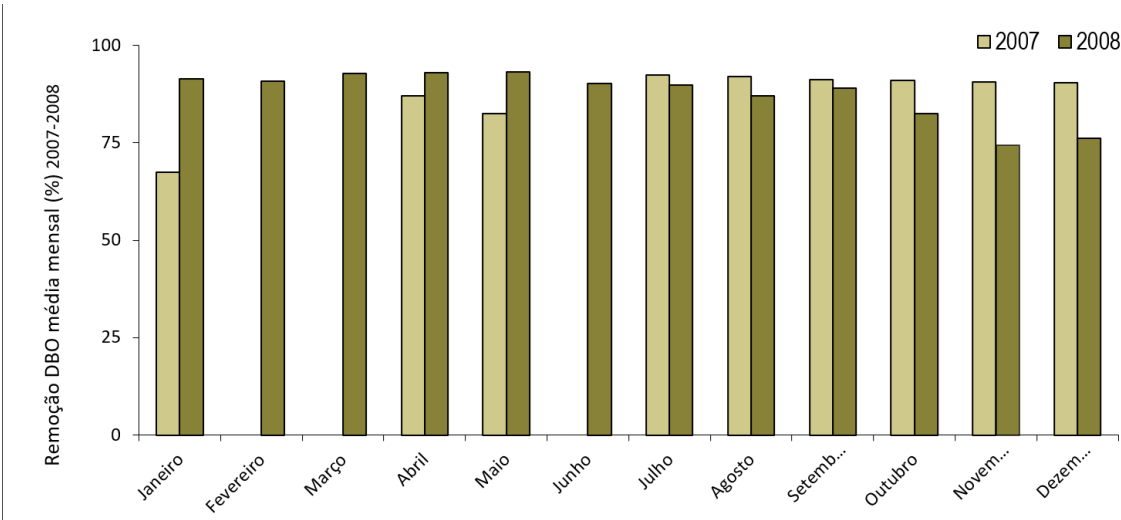
Gráfico 14 – Médias global de remoção de DQO e DBO



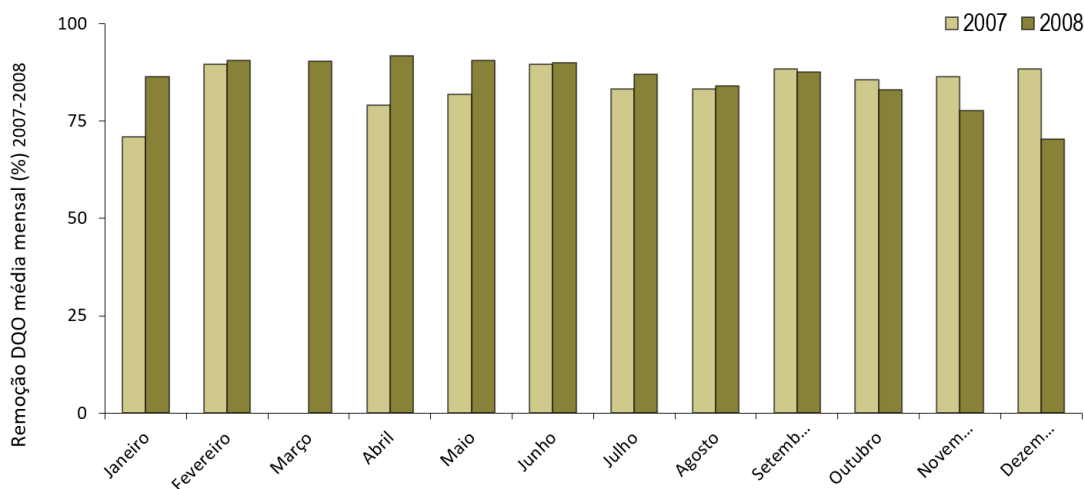
Fonte: Autor (2025).

Nos Gráfico 15 e 16 encontram-se os gráficos de barras das remoções (mensal) referente a DQO e DBO mensal.

Gráfico 15 - Médias mensais de remoção de DQO (2007-2008)



Fonte: Autor (2025).

Gráfico 16 - Médias mensais de remoção de DBO (2007-2008)

Fonte: Autor (2025).

Percebe-se que a média de remoção de DQO no primeiro ano de automonitoramento (2007) obtém forma crescente entre (janeiro – julho) nos valores de remoção comparados ao ano posterior de 2008, que apresenta forma decrescentes nos valores de remoção entre (julho – dezembro).

Apresentou remoção mínima de 70,4% (dezembro-2008) e máxima de 91,9% (abril-2008). Com isso os valores mínimos e máximos se encontram dentro da margem de eficiência média de reatores anaeróbios que é da ordem de 60% - 80%, assim evidenciando a ótima performance do reator IC estudado.

Essa presença de variação nos valores de remoção tanto para DQO e DBO encontrados, não desqualifica a ótima eficiência encontrada na operação do reator. Podendo ser motivo para esse acontecimento, variações da qualidade do efluente, vazões operacionais ou problemas ligados a manutenção que provocam oscilações.

5.2.1.2 Relação DQO/DBO

A relação DQO/DBO dá uma ideia de como as frações total e biodegradável da matéria orgânica se comportam ao longo do tratamento de efluentes. Há uma tendência dessa relação crescer em sistemas de tratamento biológico para efluentes preponderantemente orgânicos, visto que a fração biodegradável da matéria orgânica é removida pelos microrganismos em seus processos metabólicos vitais,

restando ainda uma fração recalcitrante orgânica complexa no efluente final (Von Sperling, 2014).

A relação DQO/DBO média foi calculada ao longo do sistema de tratamento. Na Tabela 13 encontram-se as médias globais dos três anos de monitoramento pesquisados.

Tabela 13 - Média global da DQO, DBO e relação DQO/DBO ao longo do tratamento no período da pesquisa

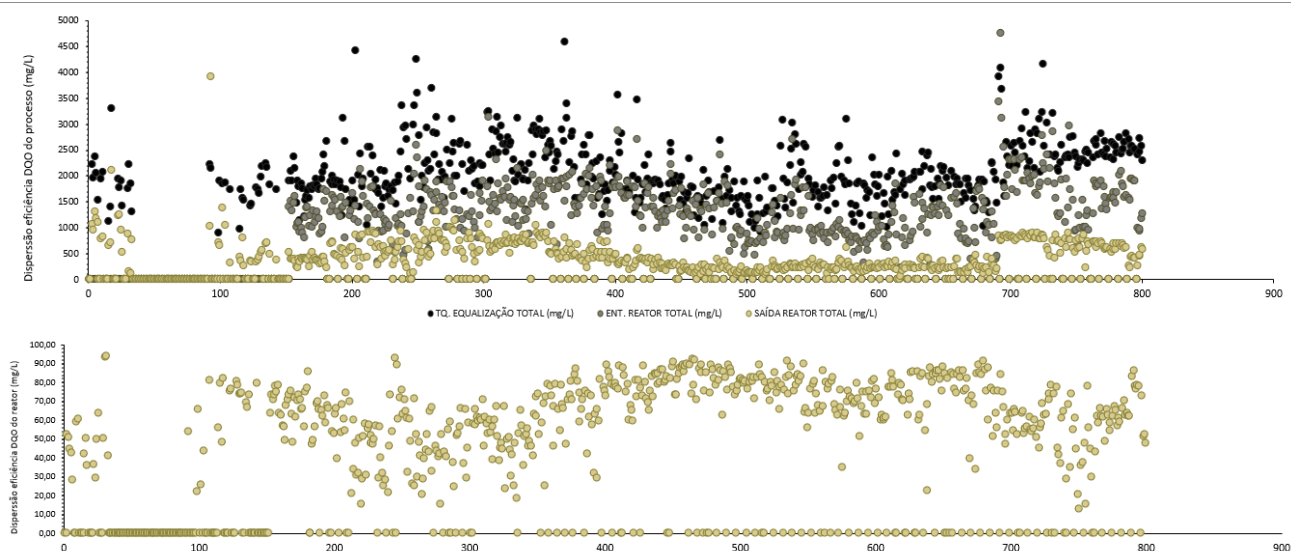
PONTOS	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	DQO/DBO
TANQUE DE EQUALIZAÇÃO	2062,5	1616,4	1,3
ENTRADA DO REATOR IC	1336,8	1029,0	1,3
SAÍDA REATOR IC	477,1	433,9	1,1

Fonte: Autor (2025).

5.2.1.3 Dispersão e boxplot dos valores de eficiência de DQO e DBO

Os gráficos de dispersão dos pontos tanque de equalização; entrada do reator IC; saída reator IC e eficiência estão presentes no Gráfico 17.

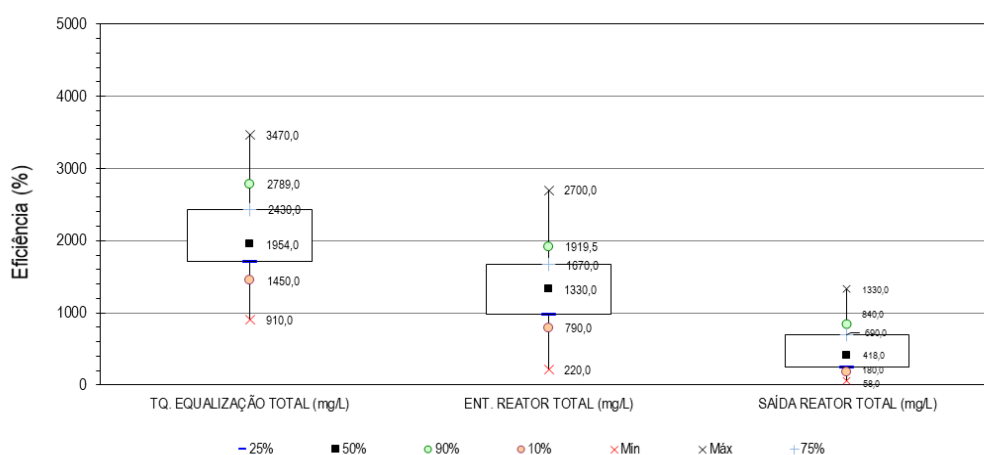
Gráfico 17 - Gráfico de dispersão da eficiência do processo (A) e eficiência do reator (B)



Fonte: Autor (2025).

Já o gráfico boxplot que compacta todos os dados do automonitoramento utilizados em quartis (10%; 25%, 50% e 90%). Também apresentam os valores máximos e mínimos e com esses dados calculam os outliers (valores discrepantes). Outliers não devem entrar nos dados dos projetos, como o nome já fala são valores discrepantes, atípicos e que devem ser desconsiderados para uma boa análise e performance. O Gráfico 18 apresenta o gráfico boxplot e todas as informações citadas.

Gráfico 18 - Gráfico boxplot eficiência do processo



Fonte: Autor (2025).

5.2.1.4 Vazão do efluente Reator IC e biogás gerado

As vazões de afluente do Reator IC, vazão do sistema e biogás gerado encontram-se na tabela 14 e 15 e nos gráficos 19 e 20. Todos os dados são referentes aos automonitoramentos dos anos de 2007, 2008 e 2009.

Tabela 14 - Vazão mensal de biogás, efluente tratado e relação biogás/efluente

2007			
Mês	Vazão diária biogás (m³/dia)	Vazão diária efluente (m³/dia)	Relação Biogás/Efluente
Fevereiro	1239,5	262,9	0,21
Março	1686,8	1122,1	0,67
Abril	1912,0	1101,5	0,58
Maio	1881,5	1200,0	0,64
Junho	2017,9	1036,4	0,51
Julho	1762,3	735,7	0,42
Agosto	1407,8	211,7	0,15
Setembro	1235,0	475,0	0,38
Outubro	1207,7	479,8	0,40
Novembro	1382,4	643,5	0,47
Dezembro	1207,7	479,8	0,40
2008			
Mês	Vazão diária biogás (m³/dia)	Vazão diária efluente (m³/dia)	Relação Biogás/Efluente
Janeiro	1043,5	3168,7	0,59
Fevereiro	1037,3	3400,1	0,31
Março	855,1	2283	0,37
Abril	1296,6	2570,9	0,5
Maio	960,3	2440,4	0,39
Junho	440,2	3765,3	0,12
Julho	469,6	2272,9	0,21
Agosto	259,8	2132,9	0,12
Setembro	355,1	2709	0,13
Outubro	339,5	2432,5	0,14
Novembro	589,9	2684,3	0,22
Dezembro	13,5	2638,4	0,01
2009			
Mês	Vazão diária biogás (m³/dia)	Vazão diária efluente (m³/dia)	Relação Biogás/Efluente
Janeiro	31,6	1207,5	0,03
Fevereiro	52,1	723,6	0,07
Março	96,3	-	-
Abril	-	-	-
Maio	-	-	-

Fonte: Autor (2025).

Segundo Granato (2003), a produção de metano é diretamente proporcional à demanda química de oxigênio (DQO). Logo os efluentes industriais com alto teor de matéria orgânica, tem uma alta conversão em biogás na digestão anaeróbia, por ser um efluente com altos valores em DQO por g/L. Com isso pode-se observa que a

relação de biogás produzido por efluente tratado do sistema está na faixa do esperado e com valores significativos para aproveitamento energético (tabela 14).

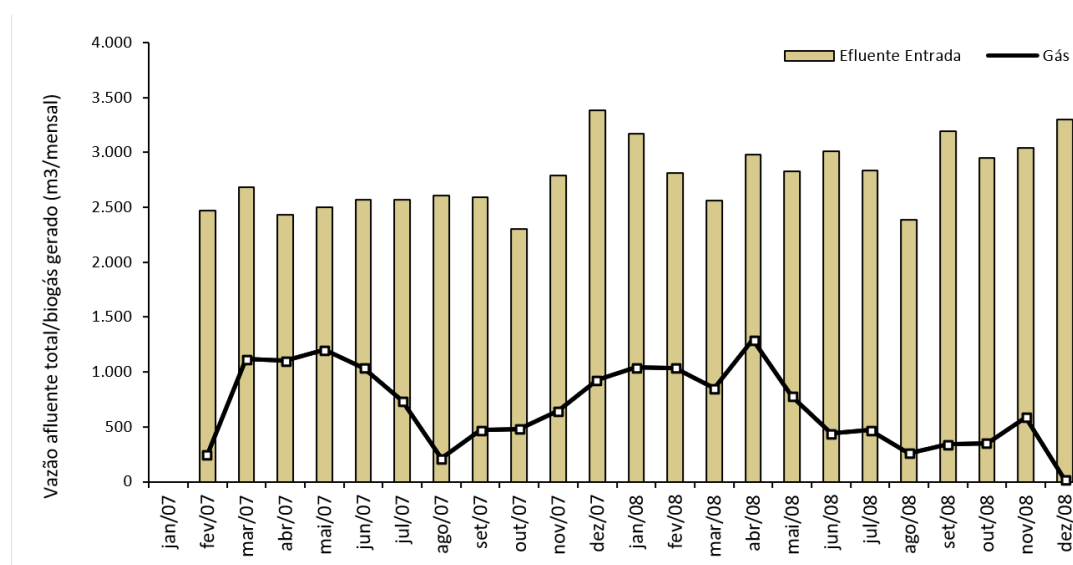
Tabela 15 - Relação biogás gerado (m^3) / efluente tratado (m^3) Global

Ano	Biogás gerado/efluente tratado (m^3/m^3)
2007	0,50
2008	0,42
2009	0,06

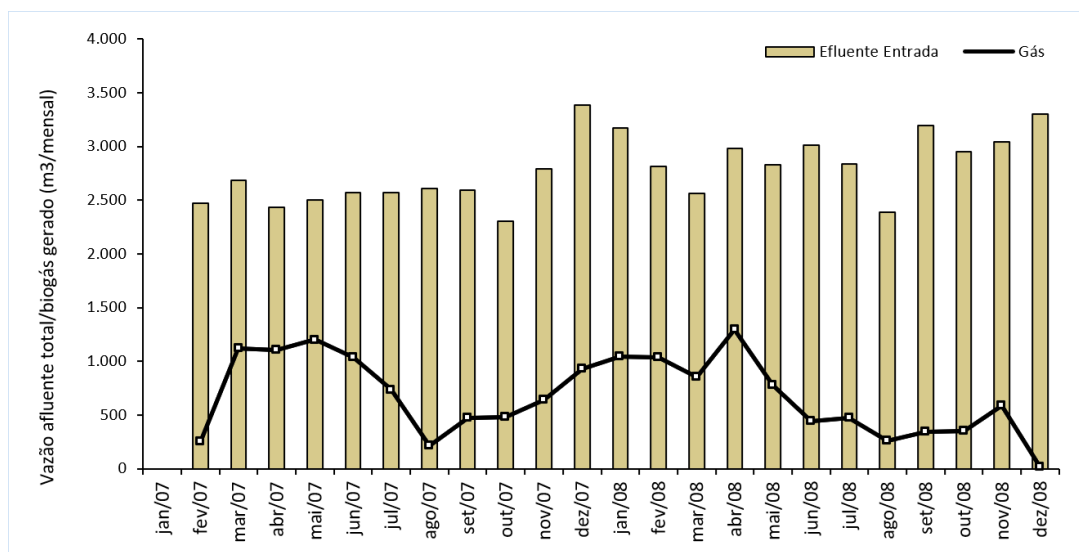
Fonte: Autor (2025).

As figuras 35 e 36, apresentam a proporção mensal de biogás produzido por efluente tratado. Pode-se perceber nos gráficos a linearidade da produção por efluente tratado, evidenciando que enquanto o reator estava em operação apresentou uma eficiência considerável de geração de biogás no sistema. O biogás produzido no sistema era aproveitado nas cadeiras na usina (como forma de calor).

Gráfico 19 - Vazão afluyente do Reator IC/biogás gerado por m^3 mensal (2007-2008)



Fonte: Autor (2025).

Gráfico 20 - Vazão afluyente do sistema/biogás gerado por m³ mensal (2007-2008)

Fonte: Autor (2025).

Os dados do automonitoramento de 2009 não foram incrementados nos gráficos pelo fato de existirem apenas dados dos três primeiros meses anuais (janeiro – março). Portanto, foi decidido estrategicamente não acrescentá-los, pois todos os dados fecham um ciclo do reator IC para uma melhor análise.

5.2.1.5 Avaliar as características físico-químicas do efluente industrial bruto e tratado pelo reator IC

Temperatura, pH, acidez, DQO, DBO, entre outros, são parâmetros que interfere diretamente no processo de digestão anaeróbia, afetando a velocidade das reações químicas e bioquímicas envolvidas no processo, influenciando no processo de degradação biológica, no volume de biogás produzido e na qualidade do biofertilizante produzidos (López; Borzacconi; Passeggi, 2018; Westermann e Ahning, 1987).

Os valores médios dos parâmetros físico-químicos obtidos em três pontos diferentes (tanque de equalização; entrada do reator; saída do reator) estão presentes na tabela 16.

Tabela 16 - Parâmetros físico-químicos do efluente

TQ. DE EQUALIZAÇÃO	
PH	4,69
TEMPERATURA	37
ALCALINIDADE	59,5
ACIDEZ	233
ENTRADA DO REATOR	
PH	7,32
TEMPERATURA	35,25
ALCALINIDADE	251,5
ACIDEZ	191
SAÍDA DO REATOR	
PH	8,51
TEMPERATURA	30

Fonte: Autor (2025).

Segundo Manonmani et al. (2017), o valor do pH e temperatura favoráveis para uma boa digestão anaeróbia e de temperatura na ordem de 30 – 40 °C e pH devem estar na faixa de 7 a 8, sendo pH na faixa de neutralidade ou levemente alcalino favorável à produção de biogás. Portanto os valores obtidos estão dentro da média esperada.

5.3 MONITORAMENTO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS (ETE) DO PARQUE ESTADUAL DE DOIS IRMÃOS.

5.3.1 Avaliação de cargas orgânicas aplicadas, removidas e residuais, eficiência de tratamento por unidade, nível de tratamento global da ETE

5.3.1.1 Eficiências da remoção de DQO e BDO

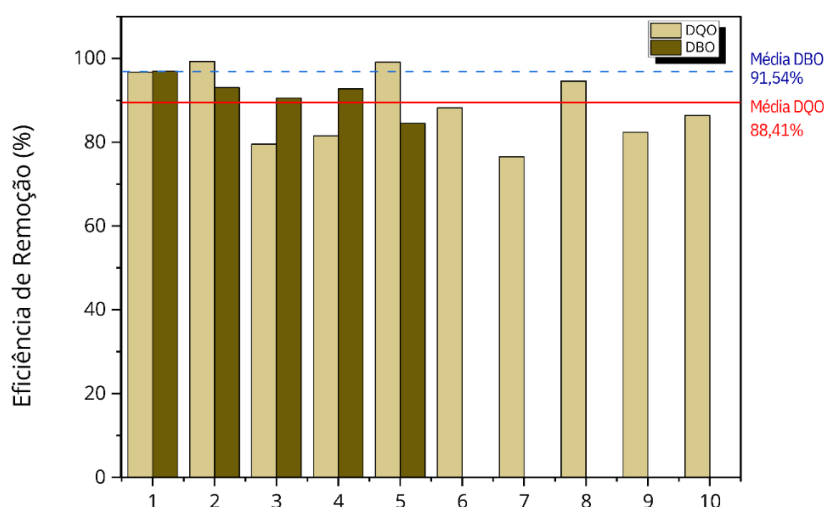
Foram feitas 10 análises para o parâmetro DQO e 5 para DBO. Os dados das eficiências referentes à remoção global de material orgânico em termos de DQO e DBO, encontram-se na Tabela 17.

Tabela 17. Médias da eficiência de remoção global de DQO e DBO da ETE Dois Irmãos

Determinações	% DQO	% DBO
Primeira coleta	96,72	96,95
Segunda coleta	99,26	93,05
Terceira coleta	79,53	90,53
Quarta coleta	81,48	92,71
Quinta coleta	99,10	84,49
Sexta coleta	88,16	-
Sétima coleta	76,54	-
Oitava coleta	94,58	-
Nona coleta	82,36	-
Decima coleta	86,39	-
TOTAL	88,41	91,54

Fonte: Autor (2024)

A eficiência da remoção média global de DQO e DBO apresentou resultados dentro da expectativa para a tecnologia de reatores MBBR, conforme os dados esperados pelo projeto, que estimava uma retirada da fração entre 80-90%. Os resultados obtidos apresentaram média de 88,41% e 91,54% (Gráfico 21), respectivamente.

Gráfico 21 - Eficiência de remoção DQO e DBO (%)

Fonte: Autor (2025).

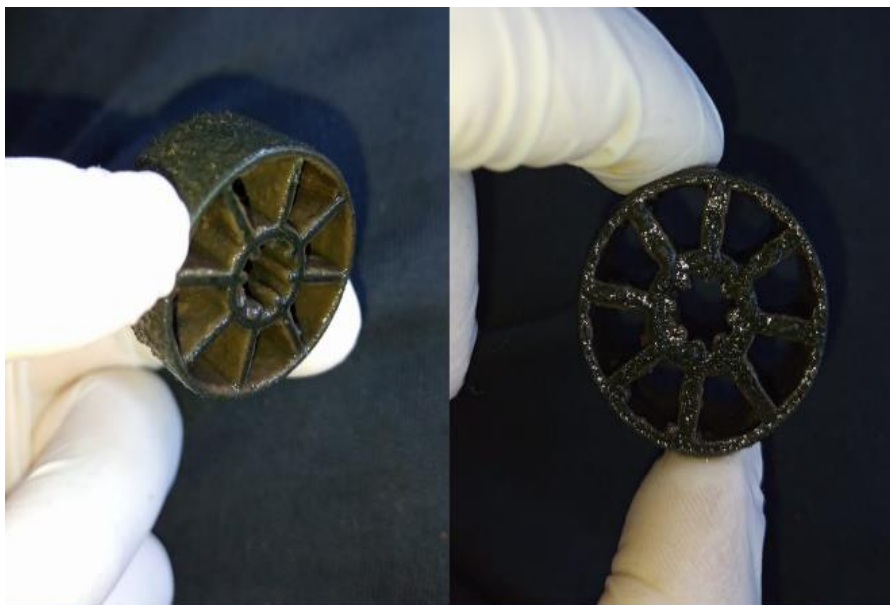
5.3.1.2 Eficiências das biomídias

As biomídias apresentam versatilidade em sua variedade de tipos, formatos e materiais, com diversos fabricantes competindo no mercado. Entre as opções mais tradicionais, destacam-se aquelas fabricadas a partir de polietileno de alta densidade (PEAD) que obtém peso específico semelhante com o da água ($0,95\text{g/cm}^3$). Em sua maioria obtém formato de pequenos cilindros que apresentam uma cruz no meio e arestas nas laterais. Com dimensões que variam de aproximadamente 7mm a 10mm de comprimento e 10mm a 15mm de diâmetro (Montenegro, 2022; Odegaard, 1999).

As biomídias são estruturadas para aumentar a superfície de contato com o efluente, facilitando a adesão dos microrganismos e a formação de colônias, o que aumenta a concentração de microrganismos e prolonga o tempo de retenção celular. Elas desempenham um papel crucial nos sistemas de tratamento de água e efluentes, fornecendo uma plataforma para o desenvolvimento de microrganismos e a formação de uma biopelícula que remove poluentes. No entanto, a eficácia desse processo pode variar devido a fatores como o tipo de biomídia, condições operacionais e natureza dos poluentes (Montenegro, 2022).

Nas Figuras 14 e 15 e na Tabela 18 apresentam a estrutura da biomídia utilizada no MBBR do projeto e seus parâmetros de eficiência.

Figura 14 - Vista frontal da biomídia e formação da biopelícula



Fonte: Autor (2025).

Figura 15 - Biomídia utilizadas no MBBR



Fonte: Autor (2025).

Tabela 18 - Parâmetros de eficiência da biomídia

PARÂMETROS	VALORES	UNIDADE DE MEDIDA
Modelo	-	-
Dimensões	32	mm
Buraco nos	9	Nº
Material	PEAD	-
Área de Superfície Efetiva	>800	m ² /m ³
Porosidade	>85	%
Tempo de formação de membrana	3-15	dias
Eficiência de nitrificação	400-1200	gNH ₄ -N/m ³ .d
Temperatura aplicável	5-60	°C
Eficiência de oxidação de DBO ₅	2.000-10.000	(gDBO ₅ /m ³ .d)
Eficiência de oxidação de DQO	2.000-15.000	(gDQO/m ³ .d)
Vida útil	>15	Ano

Fonte: Autor (2025).

5.3.2 Avaliação das características físico-químicas do efluente bruto e tratado

Os dados médios, desvios padrões, máximos e mínimos dos resultados analíticos dos pontos P0, P1, P2 e P3 estão apresentados nas Tabelas 19, 20, 21 e 22.

Tabela 19 - Características físico-químicas efluente entrada da estação (P0)

PARÂMETROS	Média e desvio padrão	Máximo	Mínimo	Nº de amostras
pH	7,23 ± 0,27	7,6	6,9	10
Temperatura (°C)	29,21 ± 0,42	29,8	28,9	4
DQO (mg.L ⁻¹ .O ₂)	164,05 ± 102,62	430,44	81,34	10
DBO ₅ (mg.L)	53,93 ± 43,36	118	24	5
Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	113,93 ± 58,18	234	36,67	10
Cloreto (mg.L ⁻¹)	0,35 ± 0,1	0,67	0,1	10
Sólidos Sedimentáveis	0,36 ± 0,16	0,67	0,1	10

(mg.L ⁻¹)				
Turbidez (NTU)	35,16 ± 22,39	79,3	13,7	10
Condutividade (µS/cm)	9,16 ± 0,13	9,3	9,05	3

Fonte: Autor (2025).

Tabela 20 - Características físico-químicas efluente entrada do reator (P1)

PARÂMETROS	Média e desvio padrão	Máximo	Mínimo	Nº de amostras
pH	7,07 ± 0,40	7,8	6,5	10
Temperatura (°C)	29,43 ± 0,29	29,6	29	4
DQO (mg.L ⁻¹ .O ₂)	129,18 ± 37,41	184,65	55,62	10
DBO ₅ (mg.L ⁻¹)	63,48 ± 35,01	118	28	5
Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	102,74 ± 47,33	172	30	10
Sólidos Sedimentáveis (mg.L ⁻¹)	1,32 ± 0,77	3	0,3	10
Turbidez (mg.L ⁻¹)	54,32 ± 31,70	116,33	20,17	10
Condutividade (µS)	9,21 ± 0,60	9,98	8,54	3
Nitrogênio Total (mg.L ⁻¹)	37,50 ± 32,6	83,30	10,0	3
Fósforo Total (mg.L ⁻¹)	2,53 ± 0,2	2,80	2,40	3

Fonte: Autor (2025).

Tabela 21 - Características físico-químicas saída do reator (P2)

PARÂMETROS	Média e desvio padrão	Máximo	Mínimo	Nº de amostras
pH	7,13 ± 0,46	7,9	6,30	10
Temperatura (°C)	30,15 ± 0,42	30,6	29,6	4
DQO (mg.L ⁻¹ .O ₂)	82,46 ± 31,93	137,87	36,31	10
DBO ₅ (mg.L)	36,84 ± 33,95	94,4	11,30	5
Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	85,74 ± 42,81	162,7	31	10
Sólidos Sedimentáveis (mg.L ⁻¹)	0,43 ± 0,39	1,4	0,1	10
Turbidez (mg.L ⁻¹)	29,72 ± 23,82	74,8	7,0	10
Condutividade (µS)	9,21 ± 0,60	9,98	8,54	3

Fonte: Autor (2025)

Tabela 22 - Características físico-químicas efluente saída do tanque de contato (P3)

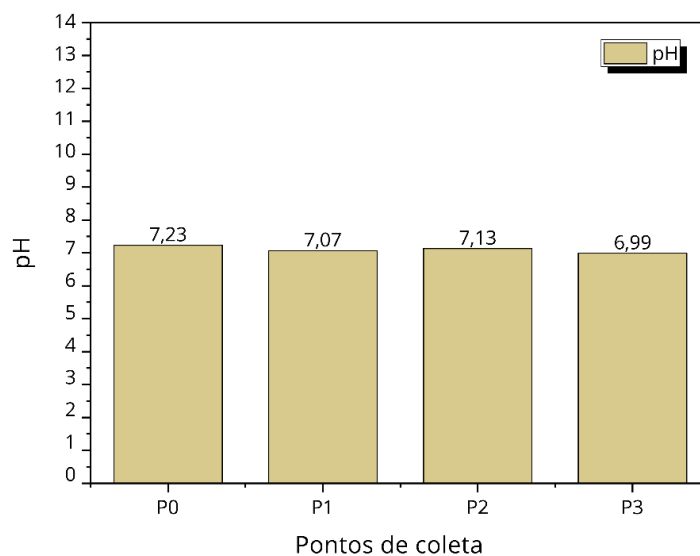
PARÂMETROS	Média e desvio padrão	Máximo	Mínimo	Nº de amostras
pH	6,99 ± 0,42	7,51	6,25	10
Temperatura (°C)	31,36 ± 0,56	32	30,7	4
DQO (mg.L ⁻¹ .O ₂)	18,37 ± 14,18	41,87	1	10
DBO ₅ (mg.L)	7,0 ± 6,34	18,30	3,6	5
Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	64,22 ± 41,21	144,7	20,7	10
Cloreto(mg.L ⁻¹)	0,45 ± 0,24	1,06	0,17	10
Sólidos Sedimentáveis (mg.L ⁻¹)	0,14 ± 0,08	0,3	>0,1	10
Turbidez (mg.L ⁻¹)	10,85 ± 5,71	20,7	1,33	10
Condutividade (µS)	9,16 ± 0,16	9,28	8,98	3
Nitrogênio Total (mg.L ⁻¹)	43,6 ± 31,0	87,50	22,50	3
Fósforo Total (mg.L ⁻¹)	1,97 ± 0,8	2,90	1,0	3

Fonte: Autor (2025).

Nos gráficos são apresentados o comportamento médio e as tendências dos principais parâmetros físico-químicos e biológicos analisados, sendo: Comportamento do pH médio, Comportamento da Turbidez média, Comportamento da Temperatura média, Comportamento dos SD (sólidos decantáveis) médio, Comportamento da DQO média, (Comportamento da DBO média, Comportamento da alcalinidade total e Comportamento da Condutividade elétrica (CE).

5.3.2.1 pH

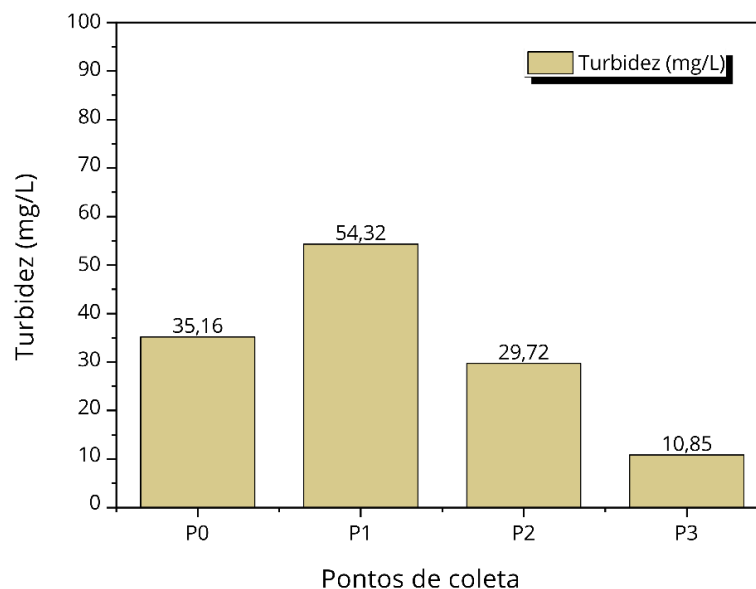
Em relação ao pH (Gráfico 22), conforme estipulado pelo CONAMA nº 430, o pH para o descarte final deve situar-se na faixa entre 5 e 9 (ligeiramente ácido – alcalino) indicando adequado tratamento dos efluentes. A medição do pH na saída do tratamento indicou uma faixa próxima de neutralidade, com uma média de 6,99, estando conformidade com as diretrizes da norma. É importante notar que os organismos apresentam uma eficiência superior na faixa de pH entre 5 a 8 (GRANATO, 2003). Portanto, a faixa apresentada no biorreator (P2) oferece condições ótimas para o parâmetro em questão.

Gráfico 22 - Gráfico de barra pH

Autor (2025).

5.3.2.2 Turbidez

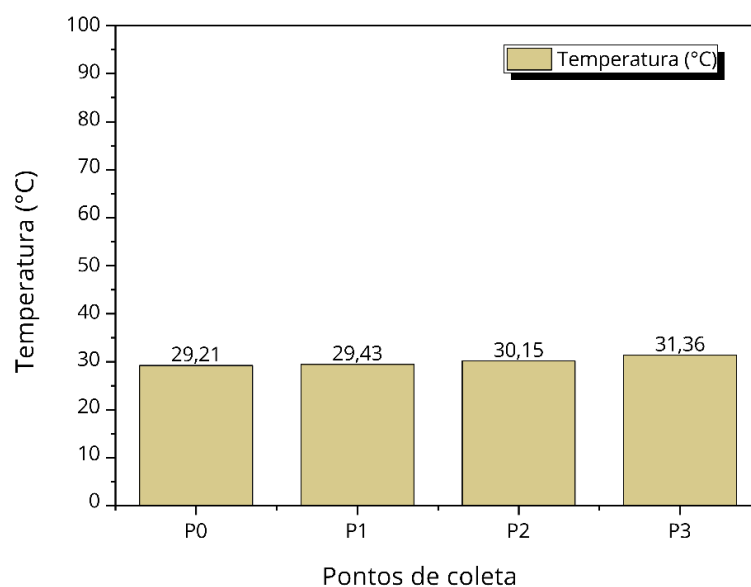
Nota-se uma elevação de turbidez do ponto P0 para o ponto P1. Isso ocorre porque o ponto P1, estão presentes as caixas de gordura, onde o efluente se torna mais concentrado, contendo maior presença de sólidos suspensos (óleos e graxa) e dissolvidos. A Turbidez (Gráfico 23) apresentou queda ao longo do tratamento (P1= 54,35 mg/L e P3= 10,85), assim demonstrando uma redução significativa das partículas suspensas, também evidenciando a degradação da matéria orgânica presente no efluente.

Gráfico 23 - Gráfico de barra turbidez

Fonte: Autor (2025).

5.3.2.3 Temperatura

A temperatura se manteve na faixa ideal para a eficiência do processo aeróbio (P2 = 30,15°C), onde esperasse uma faixa mesofílica - 20 a 45°C. Para valores de lançamento a legislação exige (Temperatura inferior a 40°C), assim o parâmetro está dentro do preconizado (P3 = 31,36 °C). Nota-se uma variação de temperatura, apresentando um aumento de 2º graus ao longo de todo o processo.

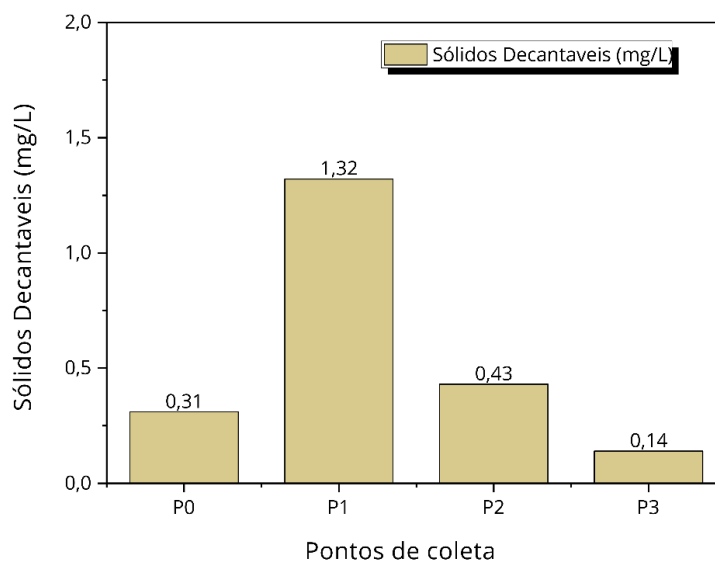
Gráfico 24 - Gráfico de barra temperatura

Fonte: Autor (2025).

5.3.2.4 Sólidos sedimentáveis

Sólidos sedimentáveis correspondem à fração de material que se deposita por ação da gravidade; De acordo com a Resolução CONAMA nº 430, o efluente tratado deve apresentar aproximadamente 1 mg/L de sólidos sedimentáveis, os quais incluem materiais originalmente em suspensão em águas e efluentes domésticos e industriais, passíveis de remoção por sedimentação após um período de decantação (Junior, 2024; APHA, 1995).

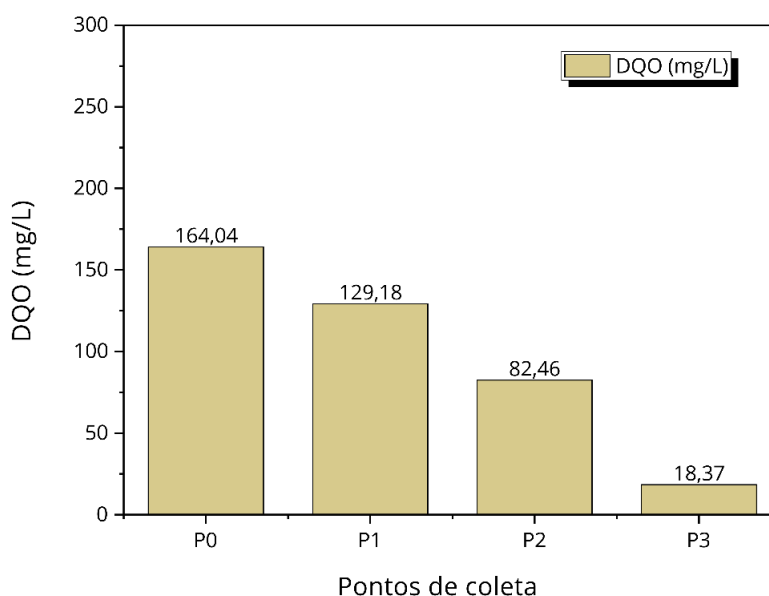
Neste caso específico, esse critério foi atendido, já que na saída do afluente (P3), a média observada é inferior, registrando apenas 0,14 mg/L.

Gráfico 25 - Gráfico de barra temperatura

Fonte: Autor (2025).

5.3.2.5 DQO

Braga et al. (2012) ressalta que a análise dos valores de DQO em efluentes é uma das mais expressivas análises para determinação do seu grau de poluição. A DQO (Gráfico 26) apresentou um comportamento de declínio ao longo dos pontos do Processo (P1 a P3), evidenciando a eficiência da degradação da matéria orgânica. Obteve-se eficiência média de 88,10%.

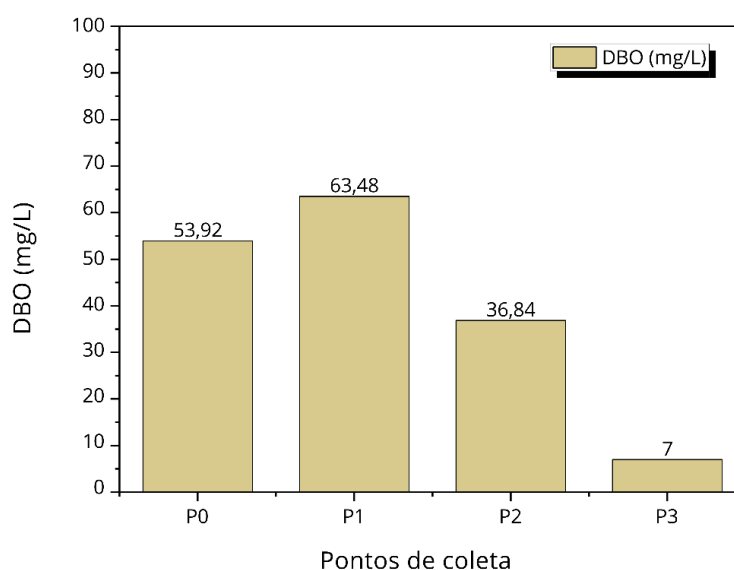
Gráfico 26 - Gráfico de barra DQO

Fonte: Autor (2025).

5.3.2.6 DBO

Em contrapartida a DBO representa a quantidade de oxigênio necessário para decompor a matéria orgânica presente biologicamente; No entanto, ela não é capaz de detectar outros compostos orgânicos que não sejam degradados nas condições do teste, e também não é capaz de identificar ou quantificar efeitos tóxicos ou materiais que possam inibir a atividade microbiana durante a análise Sendo o principal parâmetro para avaliar a eficiência da biodegradabilidade dos efluentes em reatores (Braga et al. (2012; Mcneely *et al.*, 1979).

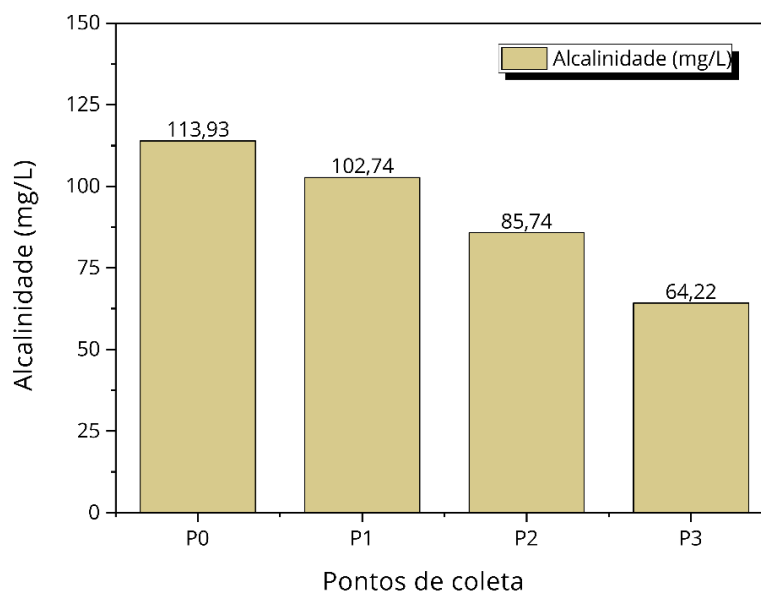
A DBO (Gráfico 27) também mostrou um comportamento de declínio ao longo dos pontos do Processo, obtendo uma eficiência média 91,54%, estando dentro do recomendado pela Resolução CONAMA nº 430, superior a 60% ou abaixo de 60 mg/L.

Gráfico 27 - Gráfico de barra DBO

Fonte: Autor (2025).

5.3.2.7 Alcalinidade

A diminuição da alcalinidade (Gráfico 28) ao longo do tratamento aeróbio ocorre devido à conversão de compostos nitrogenados. Durante o processo, a amônia (NH_3) é oxidada a nitrito (NO_2^-) e depois a nitrato (NO_3^-) por bactérias nitrificantes. Esse processo, chamado de nitrificação (forte de MBBR), consome alcalinidade, pois os íons de hidrogênio (H^+) são produzidos, diminuindo o pH (figura 41) e, conseqüentemente, a alcalinidade do sistema (Goldenstein, 2025).

Gráfico 28 - Gráfico de barra alcalinidade.

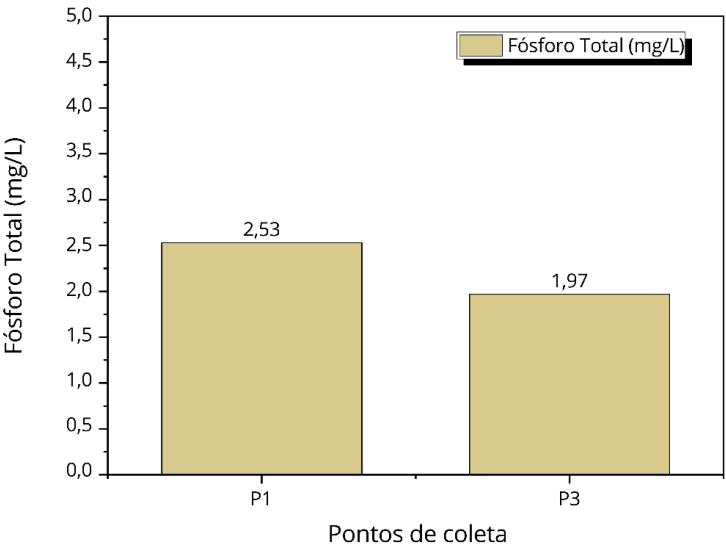
Fonte: Autor (2025).

5.3.2.8 Nitrogênio e fósforo

O sistema MBBR apresenta alta eficiência na remoção de nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo. A remoção de nitrogênio em MBBRs envolve os processos de nitrificação (conversão de amônia em nitrato), e desnitrificação (redução de nitrato a gás nitrogênio). Já a remoção de fósforo é realizada por processos biológicos conhecidos como remoção biológica de fósforo (Madan; Madan; Hussain, 2022).

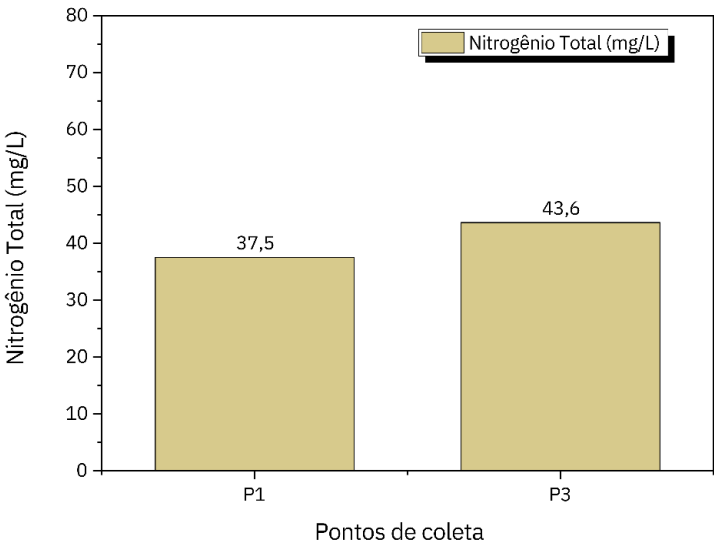
Apesar da alta eficiência teórica do sistema, as médias de remoção de nutrientes observadas (Gráficos 29 e 30) foram insatisfatórias. Uma das razões para esse desempenho, é a operação do MBBR com uma carga orgânica menor do que a capacidade máxima suportada. Isso pode ser evidenciado pela formação insuficiente de biofilme nas biomédias.

Gráfico 29 - Gráfico de barra fósforo total



Fonte: Autor (2025).

Gráfico 30 - Gráfico de barra nitrogênio total



Fonte: Autor (2025).

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os três estudos de caso analisados demonstram a elevada eficiência e a robustez de diferentes tecnologias de tratamento de efluentes, tanto anaeróbias quanto aeróbias, quando corretamente dimensionadas e operadas conforme as características do afluente.

No primeiro estudo, o reator UASB operando com vinhaça apresentou desempenho superior ao esperado, com eficiência média global de remoção de DQO de 92,6%. Os parâmetros físico-químicos monitorados indicaram estabilidade operacional e condições adequadas à digestão anaeróbia, confirmadas pela relação AT/AGV próxima aos valores recomendados na literatura. O lodo anaeróbio formado apresentou boa granulação, elevada concentração de sólidos voláteis e relação C/N favorável, evidenciando potencial para reaproveitamento agrícola como biofertilizante, desde que atendidos os requisitos ambientais. Além disso, a composição do biogás, com teores de metano entre 50 e 70%, destacou o significativo potencial energético do processo.

O segundo estudo, referente ao reator IC, também evidenciou elevada eficiência na remoção de matéria orgânica, com médias de 81,2% para DQO e 84,2% para DBO. Observou-se a correção natural do pH ácido do afluente para valores próximos à neutralidade ou levemente alcalinos na saída do reator, indicando equilíbrio do processo anaeróbio. A produção de biogás foi expressiva, com média de 0,48 m³ por metro cúbico de efluente tratado, além de baixa geração de lodo, cuja qualidade permite uso agrícola ou reaproveitamento como inóculo.

No terceiro estudo, o monitoramento da ETE do Parque Estadual de Dois Irmãos mostrou que o sistema apresentou desempenho acima do esperado para seu porte, atendendo integralmente aos padrões legais de lançamento. A tecnologia MBBR destacou-se pela alta eficiência na remoção de DBO e DQO, embora a remoção de nutrientes tenha sido limitada, indicando a necessidade de ajustes operacionais.

Os resultados indicam que tecnologias anaeróbias e aeróbias são eficientes no tratamento de efluentes industriais e sanitários quando bem dimensionadas. A digestão anaeróbia destaca-se pelo potencial energético e de reaproveitamento de subprodutos, enquanto os sistemas aeróbios garantem confiabilidade no atendimento às exigências legais, sendo a escolha da tecnologia dependente das

características do efluente e dos objetivos do tratamento.

7 REFERÊNCIAS

ABRHA, Birhanu Hayelom; CHEN, Yingjun. Analysis of physico-chemical characteristics of effluents from beverage industry in Ethiopia. *Journal of Geoscience and Environment Protection*, v. 5, n. 6, p. 172–182, 2017.

ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. (org.). *Lodo de esgotos: tratamento e disposição final*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG; Curitiba: SANEPAR, 2001.

APPELS, Lise et al. Anaerobic digestion in global bio-energy production: potential and research challenges. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 15, n. 9, p. 4295–4301, 2011.

BALDACIN, A. C. S.; PINTO, G. M. F. Biodigestão anaeróbia da vinhaça: aproveitamento energético do biogás. *Revista Eletrônica FACP*, ano III, n. 7, 2015.

BARBOSA, Raira Silva et al. Efeito das variáveis composicionais e operacionais na produção de hidrogênio a partir da digestão anaeróbia de resíduos agroindustriais. 2025.

BASSIN, João Paulo; DEZOTTI, Márcia. Moving bed biofilm reactor (MBBR). In: *Advanced biological processes for wastewater treatment: Emerging, consolidated technologies and introduction to molecular techniques*. Cham: Springer International Publishing, 2017. p. 37–74.

BONOMI, A. et al. *The Virtual Sugarcane Biorefinery (VSB)*. Campinas: Laboratório Nacional de Ciência e Tecnologia do Bioetanol, 2012.

BRAGA, Alysson Keven et al. *Melhoria do tratamento de efluentes de uma indústria de bebidas em Maceió–AL*. 2020.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução n. 2, de 5 de junho de 1984. *Diário Oficial da União*, Brasília, 5 jun. 1984.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução n. 1, de 23 de janeiro de 1986. *Diário Oficial da União*, Brasília, 23 jan. 1986.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução n. 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento. *Diário Oficial da União*, Brasília, 17 mar. 2005.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução n. 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre condições, parâmetros, padrões e diretrizes para lançamento de efluentes. *Diário Oficial da União*, Brasília, 13 maio 2011.

BRASIL. Ministério do Interior (MINTER). Portaria n. 323, de 1978. *Diário Oficial da União*, Brasília, 1978.

CALIJURI, Maria Lúcia et al. Tratamento de esgotos sanitários em sistemas reatores UASB/wetlands construídas de fluxo horizontal: eficiência e estabilidade de remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e coliformes. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 14, p. 421–430, 2009.

CAMPEROS, E. R.; NACHEVA, P. M.; TAPIA, E. D. *Waste Water Reclamation and Reuse IV*. London: IWA Publishing, 2004.

CARVALHO, Rhayane Moreira et al. Caracterização do processo de fermentação da cana de açúcar destinada a produção de etanol em indústria sucroalcooleira. *Observatório de la Economía Latinoamericana*, v. 23, n. 12, p. e12693–e12693, 2025.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Norma Técnica P4.231: Vinhaça – critérios e procedimentos para aplicação no solo agrícola. São Paulo: CETESB, s.d.

CHERNICHARO, C. A. L.; ARAÚJO, J. C.; GONÇALVES, R. F. *Reatores biológicos aplicados ao tratamento de águas residuárias*. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 1996.

CHERNICHARO, Carlos Augusto de Lemos. *Anaerobic reactors*. London: IWA Publishing, 2007. (Biological Wastewater Treatment Series, v. 4).

CONTRERAS-CONTRERAS, L. et al. Anaerobic treatment of vinasse: performance and methane production. *Journal of Environmental Management*, v. 262, 2020.

CORTEZ, L. A. B. et al. Caracterização da vinhaça de cana-de-açúcar. *STAB – Açúcar, Alcool e Subprodutos*, v. 14, n. 6, 1996.

DE MATOS, Isabelli Vitória Basílio et al. Digestão anaeróbia de vinhaça: uma abordagem para a valorização de resíduos agroindustriais. *Simpósio de Tecnologia Fatec Jaboticabal*, v. 5, n. 1, 2025.

DO NASCIMENTO BERUTH, William. *Análise de desempenho do reator anaeróbio de circulação interna no tratamento de efluentes em uma indústria de bebidas*. 2023.

ESPINOZA ESCALANTE, F. M. et al. Anaerobic digestion of vinasse for the production of methane in UASB reactor. *Bioresource Technology*, v. 100, p. 2432–2437, 2009.

ESPAÑA-GAMBOA, E. I. et al. Vinasses: characterization and treatments. *Waste Management*, v. 61, p. 38–49, 2017.

FARIAS, Ingrid Lima de. *Avaliação de procedimentos analíticos para a determinação de fósforo total em efluentes industriais*. 2025.

FILHO, J. A. S.; LEME, E. J. A. *Caracterização físico-química da vinhaça*. Boletim Técnico Copersucar, 1984.

FULLER, R. Buckminster Fuller. *Operating Manual for Spaceship Earth*. New York: E. P. Dutton & Co., 1969.

GODOI, Leandro Augusto Gouvêa de. Interferência da sulfetogênese na produção de metano a partir de águas residuárias ricas em carboidratos. 2014. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2014.

GOLDENSTEIN, João Pedro Neves. Avaliação do efeito da carga nitrogenada nos processos de conversão de carbono, nitrogênio e fósforo em reator de lodo granular aeróbio. 2025. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro.

GRANATO, D. Caracterização de sistemas biológicos de tratamento de efluentes. São Paulo: Edgard Blücher, 2003.

HABETS, L. H. A.; ENGELAAR, A. J. H. H.; GROENEVELD, N. Anaerobic treatment of inuline effluent in an internal circulation reactor. *Water Science and Technology*, v. 35, n. 10, p. 189–197, 1997.

HOLLAS, Camila Ester et al. Tecnologias de tratamento de resíduos agropecuários como indutoras à economia circular no agronegócio. 2022.

JÚNIOR, Clavijo et al. Determinação e avaliação de parâmetros do efluente tratado na Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) do IFRS Campus Bento Gonçalves. 2024.

KOUGIAS, Panagiotis G.; ANGELIDAKI, Irini. Biogas and its opportunities — A review. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, v. 12, n. 3, 2018.

LETTINGA, G. et al. Use of the upflow sludge blanket reactor concept for biological wastewater treatment. *Biotechnology and Bioengineering*, v. 22, p. 699–734, 1980.

LI, Jun et al. Enhanced moving bed biofilm reactor (MBBR) and an upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor for landfill leachate treatment. *Journal of Water Process Engineering*, v. 73, p. 107688, 2025.

LIMA, Juan Pablo Pereira; AGUIAR, André. Evaluating the performance of sewage treatment plants containing up-flow anaerobic sludge blanket reactors followed or not by post-treatments. *Environments*, v. 12, n. 5, p. 146, 2025.

LINS, Ana Laura Araujo Lima et al. Avaliação do potencial técnico e econômico de reúso para fins não potáveis de efluente líquido de uma ETE. 2024.

LÓPEZ, I.; BORZACCONI, L.; PASSEGGI, M. Anaerobic digestion of vinasse. *Renewable Energy*, v. 122, 2018.

MADAN, Sangeeta; MADAN, Richa; HUSSAIN, Athar. Advancement in biological wastewater treatment using hybrid MBBR. *Applied Water Science*, v. 12, n. 6, p. 141, 2022.

MANSANO, Tatiane Chitolina. Tratamento de efluentes industriais e domésticos através da digestão anaeróbia por reator UASB. 2016. Dissertação (Mestrado) – Instituto Politécnico de Bragança, 2016.

MANONMANI, S. et al. Effect of pH and temperature on anaerobic digestion. *International Journal of Environmental Science and Technology*, v. 14, 2017.

METCALF & EDDY. *Wastewater engineering: treatment and resource recovery*. 5. ed. New York: McGraw-Hill, 2016.

MONTENEGRO, A. A. A. Tecnologias de tratamento biológico de efluentes. Recife: UFPE, 2022.

MONTENEGRO, L. A. Avanços tecnológicos em biomédias aplicadas a reatores MBBR. 2022.

NASCIMENTO, Analyce Galdino et al. Da vinhaça ao biogás: avaliação do seu potencial energético em três níveis de diluição. 2025.

NICOLELLA, C.; VAN LOOSDRECHT, M.; HEIJNEN, J. J. Wastewater treatment with particulate biofilm reactors. *Journal of Biotechnology*, v. 80, 2000.

ØDEGAARD, H. The moving bed biofilm reactor. *Water Science and Technology*, v. 29, n. 10–11, p. 157–165, 1999.

ØDEGAARD, H. Innovations in wastewater treatment: the moving bed biofilm process. *Water Science and Technology*, v. 53, n. 9, p. 17–33, 2006.

OLIVEIRA, Thiago Escardovelli de. O setor sucroalcooleiro e a transição energética no Brasil. 2025.

PALETTA, Carlos Eduardo Machado. As implicações dos aspectos legais, econômicos e financeiros na implementação de projetos de geração de energia a partir de biomassa no Brasil. 2004. Tese (Doutorado) – USP, 2004.

PEREBOOM, J. H. F. Internal circulation anaerobic reactor. *Water Science and Technology*, v. 30, n. 12, 1994.

RAMOS, Sergiana. A utilização da vinhaça de alambique como biofertilizante. *Revista Processando o Saber*, v. 17, p. 279–295, 2025.

RODRIGUES, Luciano S. et al. Avaliação de desempenho de reator UASB no tratamento de águas residuárias de suinocultura. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 14, p. 94–100, 2010.

RUSTEN, B. et al. Design and operations of the moving bed biofilm reactors. *Aquacultural Engineering*, v. 34, p. 322–331, 2006.

SALAZAR, R. F. Tratamento anaeróbio de efluentes industriais. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 19, 2014.

SANTOS, Renan de Assis dos. Monitoramento de processos químicos durante startup de reator anaeróbico UASB. 2023.

SANTOS, R.; RIBEIRO, R. Tratamento anaeróbio de efluentes industriais. *Revista DAE*, v. 53, 2005.

SANTOS, R.; SOBRINHO, P.; VAN HAANDEL, A. C. Reatores anaeróbios de alta taxa. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 19, 2014.

SERENO FILHO, A. Reatores anaeróbios industriais. São Paulo: Blucher, 2013.

SHOW, K. Y. et al. Anaerobic treatment of industrial wastewater. *Water Research*, v. 38, 2004.

SILVA, M. A.; GRIEBELER, N. P.; BORGES, L. C. Fertirrigação com vinhaça. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 11, n. 1, 2007.

UNIÃO DA INDÚSTRIA DE CANA-DE-AÇÚCAR E BIOENERGIA (UNICA). Etanol. Disponível em: <https://unica.com.br/setor-sucroenergetico/etanol/>. Acesso em: 13 dez. 2025.

VLYSSIDES, A. et al. Anaerobic digestion of agro-industrial wastewaters. *Bioresource Technology*, v. 99, 2008.

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

WANG, K. M. et al. Evaluation of a modified internal circulation (MIC) anaerobic reactor. *Journal of Water Process Engineering*, v. 48, p. 102914, 2022.

WARD, A. J. et al. Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources. *Bioresource Technology*, v. 99, n. 17, p. 7928–7940, 2008.

WATER ENVIRONMENT FEDERATION. Biological Nutrient Removal (BNR) Operation in Wastewater Treatment Plants. Alexandria, VA, 2010.

WESTERMANN, P.; AHRING, B. K. Dynamics of methane production in anaerobic digestion. *Biotechnology and Bioengineering*, v. 30, 1987.

YAN, Su et al. Biological treatment of selenite laden wastewater by a high-rate internal circulation (IC) reactor. *Separation and Purification Technology*, v. 368, p. 132944, 2025.

YSPERT, P. et al. Design of internal circulation anaerobic reactors. Water Science and Technology, v. 32, 1995.