



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE BIOQUÍMICA E BIOLOGIA MOLECULAR
BACHARELADO EM BIOTECNOLOGIA

LARISSA XAVIER DO NASCIMENTO

**AVALIAÇÃO DO DIMENSIONAMENTO DE UM REATOR UASB DE ESTAÇÃO DE
TRATAMENTO DE ESGOTO EM FORTALEZA-CE**

FORTALEZA

2022

LARISSA XAVIER DO NASCIMENTO

AVALIAÇÃO DO DIMENSIONAMENTO DE UM REATOR UASB DE ESTAÇÃO DE
TRATAMENTO DE ESGOTOS EM FORTALEZA-CE

Monografia apresentada ao Curso de
Biotecnologia da Universidade Federal do
Ceará, como requisito parcial à obtenção do
título de Bacharel em Biotecnologia

Orientador: Prof. Dr. William Magalhães
Barcello

FORTALEZA

2022

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Sistema de Bibliotecas
Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

N196a Nascimento, Larissa Xavier do.
Avaliação do dimensionamento de um reator UASB de estação de tratamento de esgoto em Fortaleza-CE /
Larissa Xavier do Nascimento. – 2022.
68 f. : il. color.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências,
Curso de Biotecnologia, Fortaleza, 2022.
Orientação: Prof. Dr. William Magalhães Barcello.

1. Saneamento. 2. Tratamento anaeróbio. 3. Geração de biogás. I. Título.

CDD 661

LARISSA XAVIER DO NASCIMENTO

AVALIAÇÃO DO DIMENSIONAMENTO DE UM REATOR UASB DE ESTAÇÃO DE
TRATAMENTO DE ESGOTOS EM FORTALEZA-CE

Monografia apresentada ao Curso de
Biotecnologia do Departamento de Bioquímica
e Biologia Molecular da Universidade Federal
do Ceará, como requisito parcial à obtenção do
título de Bacharel em Biotecnologia

Aprovada em: 12/12/2022.

BANCA EXAMINADORA

Prof^o Dr. William Magalhães Barcello (Orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof^a Dra. Marjory Lima Holanda Araújo
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Dr. Renato Carrhá Leitão
Embrapa Agroindústria Tropical

Aos meus pais e minha irmã.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço aos meus pais, Rizelia e Tarciso, pelo amor incondicional. Por nunca medir esforços para me ajudar e por encorajar as minhas decisões. Por me motivar a sonhar alto e querer mais. E por me ensinarem o valor de uma família que te ama. Eu não poderia ter pais melhores. A Bia, minha irmã e minha pessoa preferida. Tenho muito orgulho da pessoa linda que você está se tornando. Conte comigo pra tudo, e sempre.

Aos meus amigos "do ensino médio pra vida", Amanda, Lara, Milena, Matheus Sampaio e Luana. Obrigada por todos os momentos que passamos juntos e por terem me ajudado, cada um da sua forma, nessa jornada em busca de um diploma. Amo vocês demais!

A minha grande amiga Ris, pela nossa conexão incrível e por estar sempre comigo, mesmo de tão longe. O tempo e a distância foram cruéis com a nossa amizade, mas pra mim ela é a prova de que isso é meramente um detalhe pra quem ama.

Ao meu melhor amigo e namorado, Ricardo. Por acalmar as minhas tempestades. Obrigada por me encorajar e motivar todas as (muitas) vezes que eu pensei que não conseguiria.

Aos meus amigos da biotecnologia, Sâmia, Samuel, Leo, Nilton, João Pedro e Victor Lucas. Obrigada pelas risadas, almoços e perrengues que compartilhamos nesses bons anos de UFC. Vocês sempre terão um lugar especial no meu coração. Também agradeço aos membros do Biotecnologia nas Empresas e do NIDE Biotec, projetos de extensão que estiveram presentes na minha trajetória na biotecnologia.

A todos do Laboratório de Combustão e Energias Renováveis (LACER) pelo apoio durante o ano que passei no laboratório e por estarem sempre dispostos a ajudar. Deixo um agradecimento especial a Carol Dantas, minha líder e tutora desse trabalho, e a Jéssyca Christine, minha duplinha e parceira de estágio. Vocês são pessoas incríveis e sou muito feliz pelos nossos caminhos terem se cruzado. Obrigada por todo o apoio que me deram nessa jornada. Esse trabalho não teria sido possível sem vocês. Serei pra sempre grata. Também agradeço ao professor Dr. William Barcellos, por ter me recebido tão bem no LACER e por ser o orientador deste trabalho.

À Companhia de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE), principalmente a Gerência de Pesquisa e Desenvolvimento (GEPED) pela oportunidade de estágio e desenvolvimento deste trabalho. Um agradecimento especial ao Me. Thiago Martins pelo grande suporte ao longo deste ano na CAGECE e no LACER, e pela disponibilidade em ajudar e ensinar sempre.

Ao Banco Nacional do Desenvolvimento (BNDES) pelo financiamento do projeto.

À Universidade Federal do Ceará, pela oportunidade de estudar em uma das melhores universidades públicas do país e por proporcionar as condições adequadas para minha formação.

Aos professores do corpo docente do Bacharelado em Biotecnologia.

À Professora Dr. Marjory Holanda, pela paciência em ensinar e por todo conhecimento que compartilhou comigo como professora e como orientadora no Biotecnologia nas Empresas. Também agradeço ao Dr. Renato Leitão, pelas valiosas colaborações e sugestões para o desenvolvimento deste trabalho. Por fim, agradeço ambos pela disponibilidade para participar da banca avaliadora desta monografia.

If you know what you want to be, then you inevitably become it - that is your punishment. But if you never know, then you can be anything. We are not nouns, we are verbs.

Oscar Wilde

RESUMO

Existe, atualmente, uma grande preocupação em relação ao tratamento e ao destino final do esgoto doméstico, no que diz respeito a questões de saúde pública, mas também sobre as consequências da liberação de rejeitos líquidos e sólidos no meio ambiente. As Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) são unidades desenvolvidas para tratar esses efluentes, geralmente, via processos biológicos. Hoje, os sistemas biológicos anaeróbios para digestão da matéria orgânica do esgoto e geração de energia já possuem seu uso estabilizado. Contudo, a manutenção e avaliação dos parâmetros operacionais dos reatores biológicos são de fundamental importância para garantir seu bom funcionamento. Sob essa perspectiva, o objetivo do presente trabalho foi realizar um estudo sobre parâmetros operacionais do reator UASB da Estação de Tratamento de Esgoto Alameda das Palmeiras, em Fortaleza-CE. Para isso, foi realizado um ensaio de Atividade Metanogênica Específica (AME) do lodo proveniente do reator UASB. Além disso, foram analisados o tempo de detenção hidráulica e as cargas orgânicas e hidráulicas aplicadas no reator, com base nas vazões e demanda química de oxigênio (DQO) de entrada. A taxa de produção de CH_4 por massa de lodo (AME) foi de 0,385 gDQO- CH_4 /g STV.d, valor correspondente às faixas estabelecidas para digestores avaliados em escala laboratorial e ainda se mostraram mais altos do que outros trabalhos semelhantes. Além disso, considerando as médias mensais de vazão e as médias mensais de DQO afluentes ao sistema e os parâmetros operacionais do reator estudados neste trabalho, pôde-se verificar que houveram diferenças significativas entre os valores médios dos parâmetros avaliados definidos no projeto do reator UASB e os valores reais, mensurados na ETE, permitindo afirmar que o reator esteve superdimensionado durante o período avaliado.

Palavras-chave: saneamento; tratamento anaeróbio; geração de biogás.

ABSTRACT

Nowadays, there is a great concern regarding the treatment and final destination of sewage, due to problems related to human health and the environment. Sewage Treatment Plants (STPs) are systems developed to treat these sanitary effluents, generally, based on anaerobic or aerobic biological processes. Today, anaerobic systems for digestion of organic matter and energy production already have their use stabilized. However, the maintenance and evaluation of the operating parameters of biological reactors are very important to ensure their proper functioning. In this perspective, the aim of the present study was to analyze operational parameters of the UASB reactor of the Sewage Treatment Station Alameda das Palmeiras, in Fortaleza-Ceará. For this, the Specific Methanogenic Activity (SMA test) of the sludge from the UASB reactor was determined. In addition, the hydraulic retention time and the organic and hydraulic loads applied in the reactor were analyzed, based on the sewage flows and on the Chemical Oxygen Demand (COD). The CH₄ production rate per sludge mass (SMA) was 0.385gDQO-CH₄/g STV.d, a value corresponding to the ranges recorded for digesters assessed on a laboratory scale and even higher than other similar studies. Considering the average monthly flows, the COD values affluent to the system and the operational parameters studied in this work, it could be verified that there were significant differences between the average values of the evaluated parameters defined in the UASB reactor project and the real values, measured in the STP. This allows us to state that the reactor was oversized during the analyzed period.

Keywords: sanitation; anaerobic treatment; biogas production.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Proliferação de algas em lago devido a grande quantidade de matéria orgânica disponível.....	23
Figura 2 – Processos de hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese	27
Figura 3 – Representação esquemática de um reator UASB.....	30
Figura 4 – Mapa de localização da ETE - Alameda das Palmeiras.....	35
Figura 5 – Esquema gráfico simplificado das unidades de tratamento da ETE - Alameda das Palmeiras.....	36
Figura 6 – Coleta de amostras na ETE Alameda das Palmeiras.....	37
Figura 7 – Esquema do aparato experimental para lavagem do biogás e medição do volume de metano produzido.....	41
Figura 8 – Sistema adaptado para determinação volumétrica de metano produzido no ensaio AME.....	42

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 – Volume cumulativo de metano em função do tempo de digestão para os três lodos estudados.....	47
Gráfico 2 – Comparativo entre as vazões médias observadas na ETE no ano de 2020 e as vazões média e mínima previstas no projeto.....	50
Gráfico 3 – Comparativo entre a DQO média observadas na ETE no ano de 2020 e a DQO prevista no projeto.....	52
Gráfico 4 – Comparativo entre os valores médios de TDH observados na ETE no ano de 2020 e o valor previsto no projeto.....	55
Gráfico 5 – Comparativo entre os valores médios de COV observados na ETE no ano de 2020 e o valor previsto no projeto.....	57
Gráfico 6 – Comparativo entre os valores médios de CHV observados na ETE no ano de 2020 e o valor previsto no projeto.....	59

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Doenças relacionadas ao saneamento ambiental inadequado.....	19
Tabela 2 – Descrição e percentual das substâncias presentes na porção sólida orgânica do esgoto doméstico.....	21
Tabela 3 – Organismos utilizados como indicadores de poluição.....	25
Tabela 4 – Composição das soluções de macro e micronutrientes.....	40
Tabela 5 – Concentrações de sólidos totais, fixos e voláteis nas amostras de lodo do reator UASB	45
Tabela 6 – Volume de metano produzido (em mL) a cada 24 de medição.....	46
Tabela 7 – Vazões médias e máximas de entrada na ETE no ano de 2020.....	49
Tabela 8 – Valores de DQO de entrada na ETE no ano de 2020.....	51
Tabela 9 – Valores de calculados de TDH no reator UASB no ano de 2020.....	53
Tabela 10 – Tempos de detenção hidráulica para projetos de reatores UASB.....	54
Tabela 11 – Valores de calculados de COV no reator UASB no ano de 2020.....	55
Tabela 12 – Valores de calculados de CHV no reator UASB no ano de 2020.....	58

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AME	Atividade Metanogênica Específica
ANA	Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico
BNH	Banco Nacional da Habitação
CAGECE	Companhia de Água e Esgoto do Ceará
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CHV	Carga Hidráulica Volumétrica
CNTP	Condições padrão de temperatura e pressão
COEMA	Conselho Estadual de Meio Ambiente
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COV	Carga Orgânica Volumétrica
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
FUNASA	Fundação Nacional de Saúde
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
OMS	Organização Mundial da Saúde
PAC	Programa de Aceleração do Crescimento
PLANASA	Plano Nacional de Saneamento
ST	Sólidos Totais
STF	Sólidos Totais Fixos
STV	Sólidos Totais Voláteis
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket
v	Velocidade Superficial do Fluxo

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	17
1.1	Conceito e importância do saneamento básico.....	17
1.2	Saneamento básico no Brasil.....	18
1.3	Saneamento básico e saúde humana.....	19
1.4	Esgotos domésticos.....	20
<i>1.4.1</i>	<i>Características físicas.....</i>	<i>20</i>
<i>1.4.2</i>	<i>Características químicas.....</i>	<i>21</i>
<i>1.4.2.1</i>	<i>Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO).....</i>	<i>22</i>
<i>1.4.2.2</i>	<i>Demanda Química de Oxigênio (DQO).....</i>	<i>23</i>
<i>1.4.3</i>	<i>Características biológicas.....</i>	<i>24</i>
<i>1.4.3.2</i>	<i>Indicadores de poluição.....</i>	<i>25</i>
1.5	Estações de Tratamento de Esgoto e Proteção Ambiental.....	26
<i>1.5.1</i>	<i>Fundamentos da digestão anaeróbica.....</i>	<i>27</i>
<i>1.5.1.1</i>	<i>Biogás e energia.....</i>	<i>28</i>
<i>1.5.1.2</i>	<i>Reatores de manta de lodo.....</i>	<i>29</i>
<i>1.5.1.2.2</i>	<i>Potencial de produção de biogás.....</i>	<i>31</i>
<i>1.5.1.2.2</i>	<i>Parâmetros do dimensionamento de reatores UASB</i>	<i>32</i>
2	OBJETIVOS.....	34
2.1	Objetivo geral.....	34
2.2	Objetivos específicos.....	34
3	ÁREA DE ESTUDO E METODOLOGIA.....	35
3.1	Área de estudo.....	35
3.2	Coleta de amostra.....	36
3.3	Análise de sólidos por gravimetria.....	38
<i>3.3.1</i>	<i>Determinação de sólidos totais.....</i>	<i>38</i>
<i>3.3.2</i>	<i>Determinação de sólidos totais fixos e voláteis.....</i>	<i>38</i>
3.4	Atividade Metanogênica Específica.....	39
3.5	Parâmetros de dimensionamento do reator UASB.....	42

3.5.1	<i>Tempo de Detenção Hidráulica</i>	43
3.5.2	<i>Carga Hidráulica Volumétrica</i>	43
3.5.3	<i>Carga Orgânica Volumétrica</i>	43
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	45
4.1	Determinação de sólidos.....	45
4.2	Potencial metanogênico do lodo anaeróbio.....	46
4.3	Parâmetros de entrada no sistema.....	49
4.3.1	Vazões de esgoto.....	49
4.3.2	Demanda Química de Oxigênio.....	51
4.4	Tempo de Detenção Hidráulica.....	53
4.5	Cargas orgânicas e hidráulicas aplicadas no reator.....	55
5	CONCLUSÃO	61
6	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	63

1 INTRODUÇÃO

1.1 Conceito e importância do saneamento básico

O saneamento vem se desenvolvendo juntamente com a evolução humana, uma vez que desde as culturas mais antigas existe o reconhecimento de sua importância e sua associação com a promoção da saúde (FUNASA, 2019). No princípio das civilizações, é provável que as ações de saneamento realizadas tenham sido relativas ao suprimento de água para consumo e a irrigação de plantações. Contudo, na sociedade moderna, a urbanização e o aumento populacional intensificou a geração de rejeitos, o que ampliou o foco para além das questões de saúde pública mas também para os riscos ambientais (SANTOS et al., 2018).

Dessa forma, o saneamento vem sendo construído em diferentes contextos sociais ao longo da história, existindo vários conceitos possíveis para ele (SOUSA; COSTA 2016). A Organização Mundial da Saúde (OMS), por exemplo, define o saneamento como “o controle de todos os fatores do meio físico do homem, que exercem ou podem exercer efeitos deletérios sobre seu estado de bem-estar físico, mental ou social” (OMS, 2018).

Sob o aspecto sanitário, o destino adequado dos dejetos humanos visa, fundamentalmente, ao controle e prevenção de doenças relacionadas. Além disso, o tratamento das águas residuais evita a poluição do solo e dos mananciais de abastecimento; previne o contato de vetores com as fezes; proporciona a promoção de novos hábitos higiênicos na população e promove o conforto (FUNASA, 2019).

O acesso ao saneamento apropriado também impacta fatores econômicos, contribuindo para o aumento na expectativa de vida da população e consequente redução da mortalidade; diminuição das despesas com o tratamento de doenças evitáveis; redução do custo do tratamento da água de abastecimento; controle da poluição das praias e dos locais de recreação com o objetivo de promover o turismo e a preservação da fauna aquática, especialmente os criadouros de peixes (FUNASA, 2019).

1.2 Saneamento básico no Brasil

Até a segunda metade do século XX, o saneamento no Brasil ainda se apresentava de forma embrionária e o atraso no setor era evidente quando comparado aos países desenvolvidos. Entre os problemas enfrentados pela população da época, estavam a má qualidade da água, devido a ausência de tratamentos químicos, operações defeituosas e

ausência de fiscalização nas cidades que possuíam instrumentos de purificação da água (TUROLLA, 2002).

No início dos anos 2000, ainda não existia um marco regulatório que organizasse estruturalmente o setor de saneamento no país. Nesse período, a população atendida por rede de abastecimento de água era de 76,1% e o percentual atendido por rede geral de esgoto era de 40% (IBGE, 2002). Somente em 2007, foi criada a Lei do Saneamento n. 11. 445/2007, com o objetivo de atuar no setor de saneamento básico, mas também realizar investimentos em outras obras de infraestrutura do Brasil. Além disso, foi fundado o Programa de Aceleração do Crescimento (PAC), o qual também elevou os investimentos para o setor de saneamento (SANTOS et al., 2018).

No ano de 2008, se iniciou a elaboração do PLANSAB, o Plano Nacional de Saneamento Básico, que consiste no planejamento integrado do saneamento básico considerando seus quatro componentes: abastecimento de água potável, esgotamento sanitário, coleta de lixo e manejo de resíduos sólidos e drenagem e manejo das águas pluviais urbanas (BRASIL, 2022). O PLANSAB possui o horizonte de 20 anos (2014 a 2033) e busca alcançar a universalização dos serviços de saneamento no país dentro desse período, garantindo acesso à água potável a 99% da população e coleta e tratamento de esgoto para 90% dos brasileiros. O plano foi revisado pela última vez em 2018 e estabeleceu 29 metas para o período de 2023 a 2033 (PLANSAB, 2019).

Dados mais recentes mostram que, em 2017, 99,6% dos municípios brasileiros tinham acesso à rede de abastecimento de água. Entretanto, apenas 60,2% da população brasileira urbana era atendida por rede coletora de esgoto. Dessa porcentagem, somente 73,7% dos esgotos eram, de fato, coletados e tratados antes da disposição final em corpos receptores. Esse percentual corresponde a aproximadamente 44,0% dos esgotos totais gerados no país (BRASIL, 2019; MORAES et al., 2020).

Em 2020, ainda houve a implementação do Novo Marco Regulatório do Saneamento, com a aprovação da Lei nº 14.026/2020. A lei atualizou o marco legal do saneamento básico, e ainda modificou aspectos regulatórios entre a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) e o setor de saneamento do país (BRASIL, 2020).

1.3 Saneamento básico e saúde humana

Saúde é o completo bem-estar físico, mental e social e não apenas a ausência de doenças (OMS, 1946). Essa definição da Organização Mundial da Saúde demonstra que uma

sociedade formada em um ambiente insalubre, por conta das condições deficientes de saneamento básico, é uma sociedade doente (SANTOS et al., 2018).

O acesso a água de qualidade e condições adequadas de saneamento são vitais para a saúde e bem-estar individual. Ainda segundo a OMS, a disponibilidade desses recursos básicos pode evitar a propagação de doenças infecciosas e parasitárias (Tabela 1) e evitar a morte de 297.000 crianças por ano (OMS, 2018). Além disso, a garantia de saneamento de qualidade para a população, contribui para a redução dos gastos públicos, visto que cada R\$ 1,00 investido em saneamento equivale a uma economia de R\$ 4,00 na área da saúde (FERREIRA; GARCIA, 2017), destacando o quanto o saneamento é importante para a prevenção de doenças.

Tabela 1 – Doenças relacionadas ao saneamento ambiental inadequado

Categoria	Doenças
Doença de transmissão feco-oral	Diarreias
	Febres entéricas
	Hepatite A
	Salmonelose
	Doenças intestinais causadas por protozoários (Balantídiase, Giardíase, Criptosporídiase)
	Infecções intestinais bacterianas (<i>Escherichia coli</i> , <i>Yersinia enterocolitica</i> , <i>Clostridium difficile</i>)
Doenças transmitidas por inseto vetor	Dengue
	Febre Amarela
	Leishmanioses (tegumentar e visceral)
	Filariose linfática
	Malária
	Doença de Chagas
Doenças transmitidas através do contato com a água	Esquistossomose
	Leptospirose
Doenças relacionadas com a higiene	Doenças dos olhos (Tracoma e Conjuntivites)
	Doenças da pele

Fonte: Adaptado de IBGE (2015).

Apesar da fundamental importância do acesso da população ao saneamento básico, o Brasil ainda demonstra um grande atraso na universalização desses serviços. O déficit nesse setor atinge principalmente as populações periféricas e rurais (SANTOS et al., 2018). Logo, essa ausência de serviços de saneamento prejudica a saúde e a qualidade de vida da população. Um investimento ineficiente interfere de forma negativa no sistema econômico, com gastos elevados para combater as doenças propagadas devido às condições sanitárias inadequadas. Nessa perspectiva, faz-se necessário um investimento não somente na oferta de abastecimento de água, esgotamento sanitário e gerenciamento de resíduos, assim como no tratamento correto e eficiente dos efluentes (BORJA, 2014).

1.4 Esgotos domésticos

Os esgotos domésticos são caracterizados como aqueles provenientes de residências, estabelecimentos comerciais, instituições ou qualquer tipo de edificação que possua instalações de banheiros, lavanderias e cozinhas. O esgoto doméstico, ou também chamado de efluente sanitário, compõe essencialmente de água de banho, excretas, papel higiênico, restos de comida, sabões e detergentes e águas de lavagem (FUNASA, 2019).

1.4.1 Características físicas

As principais características físicas ligadas aos esgotos domésticos são: matéria sólida, temperatura, odor, cor e turbidez e variação de vazão (NARCIZO, 2018).

- A. **Matéria sólida:** os esgotos domésticos contêm aproximadamente 99,9% de água, e apenas 0,1% de sólidos. É devido a esse percentual de 0,1% de sólidos que ocorrem os problemas de poluição das águas, trazendo a necessidade de se tratar os esgotos;
- B. **Temperatura:** a temperatura do esgoto é, em geral, pouco superior a das águas de abastecimento. A velocidade de decomposição do esgoto é proporcional ao aumento da temperatura;
- C. **Odor:** os odores característicos do esgoto são causados pelos gases formados no processo de decomposição. Durante esse processo, pode ocorrer a formação do gás sulfídrico, responsável por um cheiro muito forte e característico do esgoto;
- D. **Cor e turbidez:** a cor e turbidez indicam de imediato o estado de decomposição do esgoto. A tonalidade acinzentada acompanhada de alguma turbidez é típica do esgoto fresco e a cor preta é típica do esgoto velho;

E. **Variação de vazão:** a variação de vazão do efluente de um sistema de esgoto doméstico varia em função dos costumes dos habitantes. A vazão doméstica do esgoto é calculada em função do consumo médio diário de água de um indivíduo.

1.4.2 Características químicas

As principais características químicas dos esgotos domésticos são: matéria orgânica e matéria inorgânica. A porção orgânica corresponde a cerca de 70% dos sólidos presentes no esgoto. Essa matéria orgânica é, geralmente, uma combinação de carbono, hidrogênio, oxigênio e nitrogênio (VENKATESH; RAJENDRAN; MURUGAPPAN, 2009). Os principais grupos de substâncias presentes na parte orgânica do esgoto estão descritos na Tabela 2.

Tabela 2 – Descrição e percentual das substâncias presentes na porção sólida orgânica do esgoto doméstico.

Composto	Percentual	Descrição
Proteínas	40 a 60%	Moléculas formadas por nitrogênio, carbono, hidrogênio, oxigênio, algumas vezes fósforos, enxofre e ferro. São os constituintes principais dos organismos vivos.
Carboidratos	25 a 50%	Contêm carbono, hidrogênio e oxigênio. São as principais substâncias a serem destruídas pelas bactérias, com a produção de ácidos orgânicos.
Gordura	10%	Matéria formada por graxa e óleos, proveniente de diversas fontes do esgoto doméstico.
Surfactantes	-	Moléculas orgânicas com a propriedade de formar espuma no corpo receptor ou na estação de tratamento de esgoto.
Fenóis	-	Compostos orgânicos provenientes de efluentes industriais

Fonte: Adaptado de FUNASA, 2019

Em contrapartida, 30% da porção sólida do esgoto doméstico, é formada por matéria inorgânica. Essa fração é caracterizada principalmente pela presença de areia e de substâncias minerais dissolvidas.

1.4.2.1 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

A Demanda Bioquímica de Oxigênio é o método utilizado para medir a quantidade de oxigênio necessária para estabilizar a matéria orgânica em uma forma inorgânica estável, por decomposição microbiana aeróbia. A DBO permite medir o potencial de poluição de um determinado despejo pelo consumo de oxigênio necessário para estabilizá-lo, uma quantificação indireta da potencialidade da geração de um impacto e não a medição direta do impacto. Com isso, quanto maior o grau de poluição orgânica maior será o seu valor (AUGUSTO; SPERLING, 2005). A DBO dos esgotos domésticos costuma variar entre 100 e 300 mg/L, onde o valor em miligramas indica a quantidade de oxigênio necessária para estabilizar bioquimicamente a matéria orgânica presente em um litro de esgoto. Esse valor reduz gradativamente durante o tratamento do esgoto até a matéria orgânica estar totalmente estabilizada (SEZERINO et al., 2014).

As análises de DBO consideram a quantidade de oxigênio consumido durante um intervalo de tempo e com uma temperatura específica, variando de acordo com o tipo de teste escolhido. Entretanto, a análise $DBO_{5,20}$ é a mais utilizada para a medição, sendo uma das indicações de teste da Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (BAIRD et al., 2017). Nessa análise, a amostra é incubada por um período de 5 dias a uma temperatura de 20°C. Contudo, o valor da $DBO_{5,20}$ não é capaz de indicar a presença de matéria não biodegradável, nem leva em consideração o efeito tóxico ou inibidor de substâncias sobre a atividade microbiana (CETESB, 2020). Outro fator limitante do método é o período prolongado, o qual impossibilita a DBO de ser uma técnica útil para efeito de controle operacional de uma estação de tratamento de esgoto (AUGUSTO; SPERLING, 2005).

A presença de um alto teor de matéria orgânica (alta DBO) pode induzir ao completo esgotamento do oxigênio na água, provocando o desaparecimento de peixes e outras formas de vida aquática. Esse cenário está associado à eutrofização, processo de poluição de corpos d'água, caracterizado pelo aumento de nutrientes, o que provoca surgimento excessivo de organismos como algas e cianobactérias. Um ambiente eutrofizado possui uma coloração turva e níveis baixos de oxigênio dissolvido na água, o que causa a morte de várias espécies. A eutrofização é uma das causas mais comuns de deterioração da qualidade da água, e é capaz de gerar sérias perturbações nos ecossistemas aquáticos, com impactos nos bens e serviços relacionados à saúde humana e a atividades econômicas (LE MOAL et al., 2019).

Figura 1 – Proliferação de algas em lago devido a grande quantidade de matéria orgânica disponível.



Fonte: WURTSBAUGH et al., 2019

Por essa razão, a DBO é um parâmetro importante no controle da eficiência em estações de tratamento. Na legislação do Estado do Ceará, na Resolução COEMA Nº 2 DE 02/02/2017, a $DBO_{5,20}$ máxima de 120 mg/L é padrão de emissão de efluentes sanitários diretamente em corpos hídricos (CEARÁ, 2017).

1.4.2.2 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A Demanda Química de Oxigênio (DQO) é um parâmetro indispensável nos estudos de caracterização de esgotos sanitários e de efluentes industriais. A DQO corresponde a quantidade de oxigênio necessária para oxidação química da matéria orgânica de uma amostra por meio de um agente como o permanganato ou dicromato de potássio em solução ácida. O valor obtido é, portanto, uma indicação indireta do teor de matéria orgânica presente (AUGUSTO; SPERLING, 2005). Normalmente, a DQO dos esgotos domésticos varia entre 200 e 800 mg/L, mas pode atingir concentrações muitas vezes maiores em esgotos industriais (JORDÃO; PESSOA, 2017).

O poder de oxidação do dicromato de potássio é maior do que mediante a ação de microrganismos e por isso os valores de DQO são maiores que os da $DBO_{5,20}$ (CETESB, 2020). Uma das principais vantagens desse método, quando comparado com a DBO, é um tempo de análise mais curto, cerca de duas horas (método do dicromato), ou em minutos em aparelhos específicos (JORDÃO; PESSOA, 2017).

Entretanto, a DQO é muito útil quando utilizada conjuntamente com a DBO para observar a biodegradabilidade de despejos. Dessa forma, conforme o valor de DBO se aproxima do valor de DQO significa que o efluente é mais biodegradável. Com isso pode-se inferir uma relação entre os dois valores, sendo possível uma melhor análise da amostra. Para esgotos domésticos brutos, por exemplo, essa relação varia em torno de 1,7 a 2,4. A relação $DQO/DBO_{5,20}$ também é comumente utilizada para a definição do tipo de tratamento aplicado ao efluente. Tratamentos biológicos geralmente são aplicados para uma relação de até 3/1. (AUGUSTO; SPERLING, 2005). Valores muito elevados desta relação indicam, portanto, que a fração biodegradável é pequena. Por essa razão, o tratamento biológico pode ser prejudicado pelo efeito tóxico exercido pela fração não biodegradável sobre os microrganismos.

A relação $DQO/DBO_{5,20}$ varia também à medida que o esgoto passa pelas unidades da estação de tratamento. A tendência da relação é aumentar, uma vez que há a redução gradativa da fração biodegradável. Dessa forma, a DQO é um parâmetro bastante eficiente no controle de sistemas de tratamentos anaeróbios não apenas para esgotos sanitários, mas também para efluentes industriais (SAMUDRO; MANGKOEDIHARDJO, 2010; LEE; NICRAZ, 2015).

A legislação do Estado do Ceará, na Resolução COEMA N° 2 de 02/02/2017, determina uma DQO máxima de 200 mg/L para lançamento de efluentes sanitários efetuados por meio de emissário submarino. Esse valor também é válido para lançamento de efluentes não sanitários (inclui efluentes industriais) diretamente no corpo hídrico (CEARÁ, 2017). Já a legislação federal Resolução CONAMA N° 357 de 17/03/2005 não relaciona a DQO como um parâmetro de controle nos corpos de água (JORDÃO; PESSOA, 2017), mas também dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências (BRASIL, 2005).

1.4.3 Características biológicas

Os principais organismos encontrados nos esgotos são bactérias, fungos, protozoários, vírus e as algas. As bactérias, tanto aeróbias quanto anaeróbias, constituem o elemento mais importante deste grupo de organismos responsáveis pela decomposição e estabilização da matéria orgânica, tanto na natureza como nas unidades de tratamento biológico do esgoto (JORDÃO; PESSOA, 2017).

1.4.3.1 Indicadores de poluição

Existem vários organismos cuja presença num corpo d'água indica poluição. No entanto, para indicar poluição de origem fecal, geralmente são utilizados os organismos do grupo coliforme. Esses microrganismos são representados principalmente pela *E. coli* e por bactérias dos gêneros *Klebsiella*, *Enterobacter* e *Citrobacter*, sendo típicos do intestino humano e capazes de fermentar a lactose a 44-45°C. Por esse motivo, também são chamados de coliformes termotolerantes. Dentre esses microrganismos, somente a *E. coli* é de origem exclusivamente fecal, estando sempre presente, em densidades elevadas, nas fezes de humanos, mamíferos e pássaros, sendo raramente encontrada na água ou solo que não tenham recebido contaminação fecal. Por esta razão, e por possuírem uma determinação simples, os coliformes são adotados como referência para indicar e medir a grandeza da poluição. (CETESB, 2020).

Os indicadores de poluição são muito importantes para medir a qualidade de efluentes, tendo em vista que realizar análises para determinar a presença de patogênicos no esgoto é laborioso e antieconômico. Ao invés disto, se determina a presença de organismos indicadores específicos e, por segurança, se age como se os patogênicos também estivessem presentes (FUNASA, 2019). Não apenas os coliformes termotolerantes podem ser utilizados como indicadores, mas também existem outros organismos usualmente investigados, aceitos como bons indicadores (Tabela 3).

Tabela 3 – Organismos utilizados como indicadores de poluição

Organismo	Valor de referência (esgoto bruto)
Coliformes Fecais (CF)	10 ⁵ a 10 ⁸ NMP/100 mL
<i>Escherichia coli</i> (EC)	10 ⁹ EC/g.fezes
<i>Enterococcus faecalis</i> (EnF)	Não há valores de referência
Estreptococos fecais (EsF)	Não há valores de referência
Helmintos	10 ⁶ ovos/hab.d
Protozoários	10 ⁶ cistos/hab.d
Cianobactérias	Não há valores de referência

Fonte: Adaptado de JORDÃO; PESSOA, 2017

1.5 Estações de Tratamento de Esgoto e Proteção Ambiental

Hoje, existe uma grande preocupação em relação à destinação final do esgoto, no que diz respeito a questões de saúde pública, mas também sobre as consequências da liberação de rejeitos, sem tratamento adequado, no meio ambiente. Com a popularização da pauta ambiental ao longo dos anos, esse assunto chama a atenção não somente de engenheiros e especialistas em saneamento, como também das organizações ambientais e da sociedade. O lançamento indiscriminado de esgotos sem tratamento em corpos d'água está associado a alterações profundas em características físicas, químicas e biológicas da água (CHAVES; SCHNEIDER, 2017; SOUSA; COSTA, 2016).

Sob essa perspectiva, a ciência do tratamento de esgotos sanitários vem se desenvolvendo para que esses efluentes possam retornar para os corpos hídricos sem prejudicar o ecossistema ali existente. Essa preocupação com questões ambientais também encontra respaldo nas legislações, federal e estaduais, as quais atualmente contam com descrições precisas sobre o padrão de qualidade exigido para o lançamento de efluentes em corpos hídricos. Alguns dos principais textos legais, de natureza federal, contendo esses parâmetros são as Resoluções CONAMA 357/2005 e 430/2011, as quais definem padrões a se manter nos corpos d'água e padrões para o lançamento de efluentes; a Resolução CONAMA 274/2000, a qual define os padrões de balneabilidade em corpos d'água e a Portaria 2914/2012 do Ministério da Saúde define o padrão de potabilidade para águas de consumo humano.

As Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) são unidades desenvolvidas para tratar efluentes. O tratamento aplicado é, geralmente, baseado em processos químicos e biológicos, associados a operações físico-químicas de concentração e separação de sólidos. O tratamento biológico costuma ser o principal em ETEs e pode ser subdividido em dois grandes grupos, os tratamentos aeróbios e anaeróbios. Até o início dos anos 2000, a utilização dos processos anaeróbios para o tratamento de efluentes líquidos era considerada antieconômica e problemática, devido à taxa reduzida de crescimento de biomassa anaeróbia, principalmente das arqueas metanogênicas, o que fazia com que o controle do processo fosse delicado (CHERNICHARO, 2007).

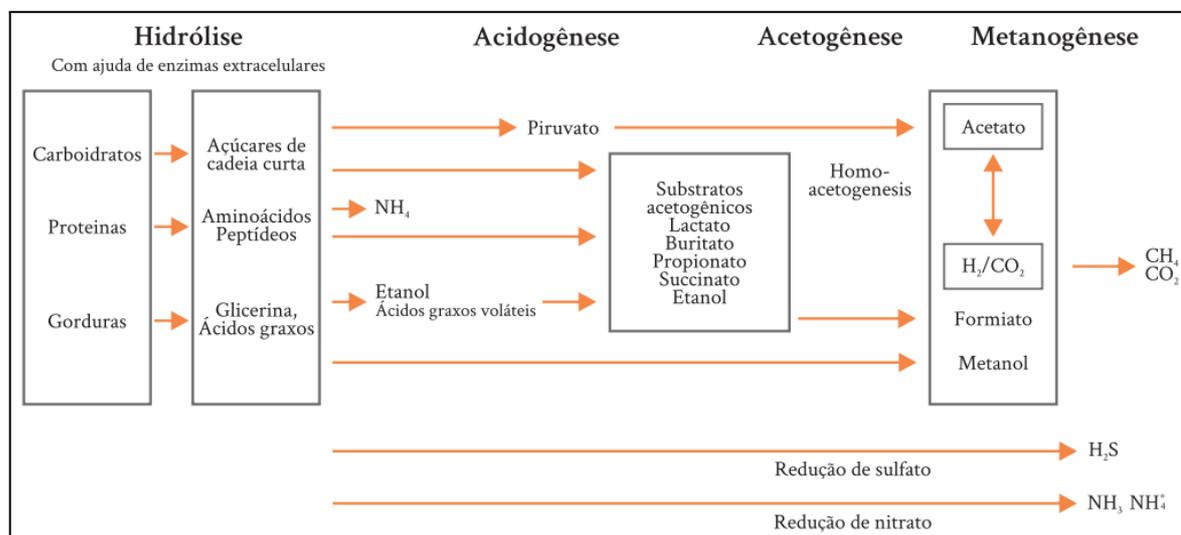
Porém, com o incremento de pesquisas na área de tratamento aeróbio, foram desenvolvidos sistemas de alta taxa, resultando em reatores compactos e com boas performances de redução de matéria orgânica. Isso permitiu a estabilização do uso desses sistemas em estações de tratamento de efluentes sanitários no Brasil e em outras partes do mundo.

1.5.1 Fundamentos da digestão anaeróbica

Na oxidação de matéria orgânica em ambientes anaeróbios ocorrem os processos metabólicos de fermentação e respiração. Nessas condições, o processo de fermentação é feito na ausência de um aceptor final e na respiração são utilizados aceptores de elétrons inorgânicos. A digestão anaeróbica é um processo metabólico complexo realizado por um sistema ecológico altamente balanceado, o qual requer condições anaeróbias ideais para o consórcio atuar na transformação da matéria orgânica em dióxido de carbono e metano.

O processo ocorre em quatro etapas principais e sequenciais: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (Figura 2). Cada uma dessas fases apresenta um conjunto bacteriano específico responsável pela degradação de cada composto (KUNZ et al., 2019). Dessa forma, para a realização da digestão anaeróbica, são necessários, pelo menos, três grupos fisiológicos de microrganismos: bactérias fermentativas (hidrolíticas e acidogênicas), bactérias acetogênicas (sintróficas) e microrganismos metanogênicos. Esses grupos realizam as principais etapas sequenciais responsáveis pela metabolização da matéria orgânica de maneira interativa, convertendo a matéria orgânica complexa em outros compostos mais simples, tais como metano, gás carbônico, água, gás sulfídrico e amônia, além de novas células bacterianas (CHERNICHARO, 2007).

Figura 2 – Processos de hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese.



Fonte: KUNZ et al., 2019.

Durante a hidrólise os compostos de alta massa molecular, como os lipídios polissacarídeos e proteínas, presentes nos substratos são degradados em meio aquoso e convertidos em moléculas menores por meio de enzimas excretadas pelas bactérias hidrolíticas. Ou seja, a degradação neste estágio inicial ocorre fora das células dos microrganismos e ao final dessa etapa, os metabólitos intermediários gerados tornam-se solúveis em água sendo possível que estes ultrapassem a parede celular e sejam absorvidos pelos microrganismos para serem metabolizados internamente.

Na acidogênese, os produtos hidrolisados são utilizados como substratos por diferentes bactérias anaeróbias. Os monômeros são metabolizados no interior destas, sendo excretados ao final da etapa como compostos mais simples, principalmente dióxido de carbono (CO_2), hidrogênio (H_2), álcoois e ácidos orgânicos.

Na acetogênese, a maioria dos ácidos e álcoois, por exemplo o ácido butírico, ácido propiônico e etanol, produzidos durante a acidogênese são degradados em acetato, através da oxidação feita pelas bactérias acetogênicas, geralmente com reações endotérmicas. Essas bactérias acetogênicas estabelecem relação de simbiose com as arqueas metanogênicas, possibilitando um crescimento mútuo e a viabilização da produção de acetato. Nessa etapa, pelo menos 50% da DQO biodegradável já foi metabolizada.

Na metanogênese, etapa final no processo de degradação anaeróbia, as bactérias metanogênicas utilizam principalmente o acetato, o CO_2 e o H_2 para produzirem metano e H_2O . De acordo com a afinidade por cada substrato, as arqueas são divididas em dois grupos principais, as metanogênicas acetoclásticas, que formam metano a partir de ácido acético ou metanol e as metanogênicas hidrogenotróficas, as quais produzem metano a partir de hidrogênio e dióxido de carbono.

Para que a digestão anaeróbia ocorra de maneira satisfatória muitos parâmetros devem ser controlados, como por exemplo temperatura, pressão, pH, além das concentrações de macro e micronutrientes e carbono. Isso ocorre porque este processo metabólico depende diretamente da atividade dos microrganismos, a qual pode variar ou sofrer interferências a depender das condições ambientais.

1.5.1.1 Biogás e energia

Biogás é o nome dado a uma mistura de gases produzida a partir da digestão microbiológica de matéria orgânica na ausência de oxigênio (condições anaeróbias). O biogás,

geralmente, consiste em uma mistura de vários gases, em sua maioria gás metano (de 55 a 65%) e gás carbônico (35 a 45%), nitrogênio (0 a 3%) com pequenas quantidades de gás sulfídrico e umidade (VERMA; DAS; KAUSHIK, 2017).

Inicialmente, esses gases, gerados a partir da degradação anaeróbia da matéria orgânica de esgotos em estações de tratamento, eram lançados diretamente na atmosfera. Contudo, a preocupação com questões ambientais, levou a recomendação de que os gases produzidos fossem queimados, visto que são intensificadores do efeito estufa e potencialmente danosos à camada de ozônio. Nesse contexto, o metano é considerado o mais importante gás de efeito estufa emitido durante o tratamento de efluentes industriais e domésticos, por apresentar um potencial de aquecimento global 21 vezes maior, no horizonte de 100 anos, quando comparado ao dióxido de carbono (SILVEIRA FILHO et al., 2018).

Entretanto, a tecnologia atual já prevê múltiplos usos associados ao biogás. O principal deles é a geração de energia elétrica devido ao seu alto poder calorífico, que pode atender as necessidades da ETE, ou até a venda à concessionária local de energia. No Brasil, ainda são poucos os exemplos dessa utilização, podendo ser destacada a ETE Arrudas, na região metropolitana de Belo Horizonte, que possui enfoque na geração de energia térmica e elétrica (JORDÃO; PESSOA, 2017).

1.5.1.2 Reatores de manta de lodo

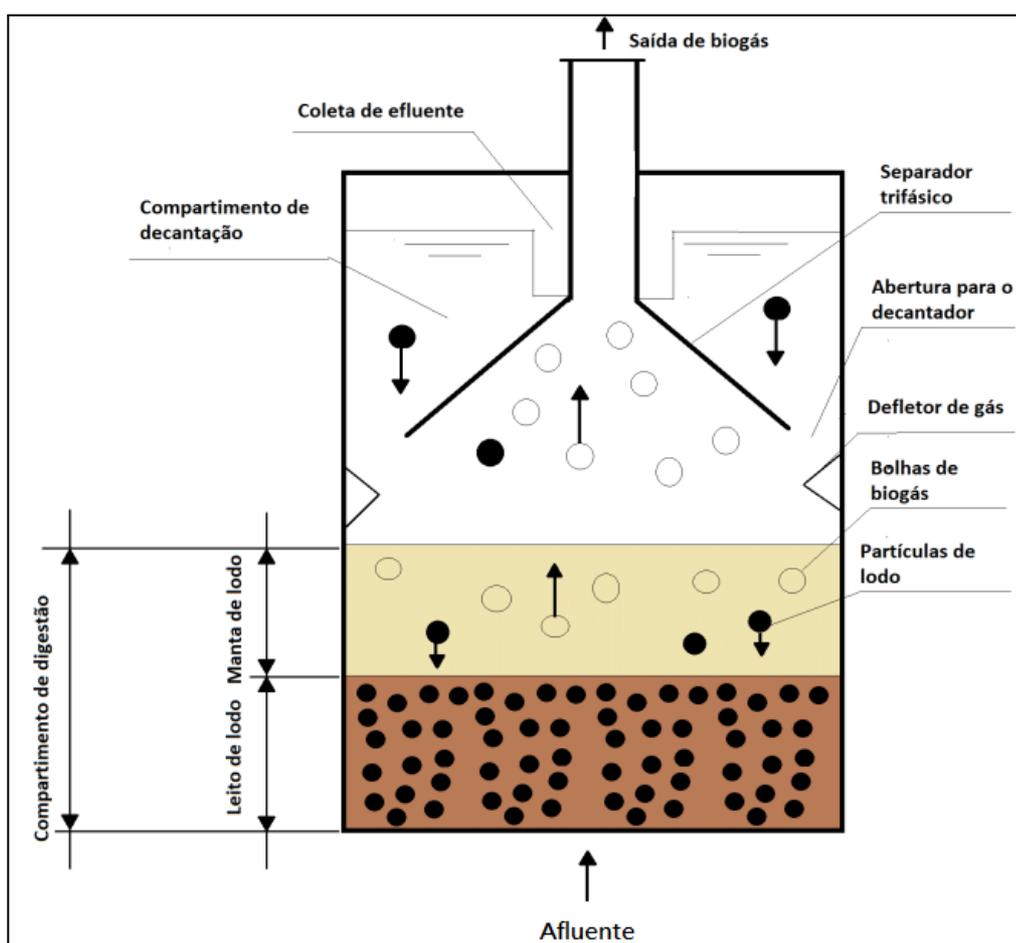
O reator anaeróbio de fluxo ascendente em manta de lodo, cuja sigla mais utilizada é UASB (do inglês *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*), foi desenvolvido na década de 1970, na Holanda e implantado no Brasil na década seguinte, quando os estudos sobre sua utilização para tratamento de esgotos sanitários foram iniciados.

Os reatores UASB são sistemas anaeróbios, nos quais as bactérias do consórcio microbiano presente nele, naturalmente, se agregam em flocos ou biogrânulos, pela agregação de células microbianas, não necessitando de nenhum meio suporte. Esses flocos se separam por diferença de densidade, as camadas mais densas se depositam no fundo do reator formando um leito de lodo. Acima dele, as camadas de menor densidade formam uma manta de lodo (Figura 3). O efluente adentra no fundo do reator UASB, entrando em contato com o leito de lodo, que contém sólidos muito densos, e com partículas granulares de elevada capacidade de sedimentação, onde grande parte da matéria orgânica é adsorvida pela biomassa. Em seguida, o afluente passa pela manta de lodo, que contém um lodo mais

disperso e menos denso e, posteriormente, chega ao separador trifásico (sólidos, líquidos e gases). A matéria orgânica é estabilizada, com produção de biogás, tanto no leito como na manta de lodo, sendo ambas denominadas zonas de reação.

A utilização de reatores UASB para o tratamento de efluentes sanitários já é uma realidade no Brasil e em outros países tropicais (CHERNICHARO, 2016). As principais vantagens que permitiram o amplo uso dos sistemas anaeróbios para tratamento de esgotos domésticos, particularmente os reatores UASB, foram, principalmente as baixas demandas operacionais, de energia e de área, o que resulta em um projeto com baixo custo. Além disso, também apresenta altas taxas de tratamento e produção de metano, possibilidade de preservação da biomassa por longos períodos sem alimentação manual, tolerância a cargas orgânicas elevadas e baixo consumo de nutrientes (AUGUSTO; SPERLING, 2005).

Figura 3 – Representação esquemática de um reator UASB



Fonte: Adaptado de CEMIG, 2016.

Legenda: o compartimento de digestão, onde se localiza o leito e a manta de lodo, é onde se processa a digestão anaeróbia. O esgoto (afluente) penetra o interior do UASB pela parte inferior e atravessa essa zona no sentido ascendente (de baixo para cima). Parte da matéria

orgânica permanece no compartimento de digestão, iniciando sua degradação. O separador trifásico separa as fases sólidas (do compartimento de digestão), da líquida e gasosa. O biogás gerado pelo processo biológico anaeróbio passa por defletores de gás, atinge o separador trifásico e é encaminhado para a saída de gás. A parte líquida gerada no processo (efluente) também passa pelo separador trifásico e atinge o compartimento de decantação. Nesse compartimento, qualquer sólido que ainda esteja presente no líquido é separado e retorna para o compartimento de digestão, evitando que ele saia do sistema. O efluente tratado pode então deixar o sistema transbordando por calhas coletoras presentes no topo do reator.

O processo anaeróbio de degradação de matéria orgânica realizado através desses reatores apresenta vantagens em relação aos processos aeróbios convencionais, principalmente em locais de clima quente. Contudo, entre as possíveis desvantagens associadas ao uso de reatores UASB, pode-se citar a possibilidade de emissão de maus odores, baixa capacidade do sistema em tolerar cargas tóxicas, elevado intervalo de tempo necessário para partida do sistema e necessidade de uma ou mais etapas de pós-tratamento (LOMTE; BOBADE, 2015). Outro ponto de importante destaque é que o esgoto tratado pelo reator UASB, normalmente, ainda apresenta valores de DBO e de sólidos em suspensão acima dos limites definidos pela legislação. Por esta razão, é sugerido aplicar etapas de pós-tratamento, ou tratamento secundário, para elevar a eficiência global do sistema. Além disso, a utilização de mais de uma unidade de tratamento é indicada para adequar os níveis de organismos patogênicos e de nutrientes aos padrões da legislação (CHERNICHARO, 2007).

1.5.1.2.1 Potencial de produção de biogás

Nos últimos anos, com o desenvolvimento dos processos anaeróbios de alta taxa e com o aumento do conhecimento da microbiologia e bioquímica envolvida, tem-se observado uma utilização crescente da digestão anaeróbia para o tratamento de diversos efluentes líquidos. No entanto, o sucesso de qualquer processo anaeróbio depende da manutenção e operação dos reatores, além de uma biomassa adaptada com elevada atividade microbiana (CHERNICHARO, 2007).

Existem, atualmente, muitos métodos para medição e acompanhamento da capacidade de produção de biogás de um sistema anaeróbio. Esses ensaios normalmente utilizam uma amostra do consórcio microbiano do reator e o expõem a condições ideais de crescimento. Nesse contexto, é possível medir a produção de biogás em intervalos determinados previamente, a depender da metodologia escolhida, e determinar a capacidade máxima de

produção. Uma metodologia utilizada para essa finalidade é o ensaio de atividade metanogênica específica (AME).

Nesse sentido, a atividade metanogênica específica pode ser definida como a capacidade máxima de conversão de substratos orgânicos a biogás, em condições ideais, por um consórcio de microrganismos anaeróbios. A determinação da capacidade do lodo anaeróbio em produzir metano é importante porque a remoção de elétrons equivalentes, compostos reduzidos causadores da demanda química de oxigênio (DQO), da água residuária a ser tratada só ocorrerá de fato com a formação do metano (AQUINO et al., 2007).

Para se avaliar a atividade metanogênica de determinado lodo deve-se alimentá-lo com substrato que suporte a atividade metabólica dos microrganismos metanogênicos. A maior parte do metano produzido tem origem da clivagem do acetato durante metabolismo dos microrganismos metanogênicos acetoclásticos. Uma parcela menor do metano produzido advém dos microrganismos hidrogenotróficos a partir da redução do CO_2 . Por esta razão, pesquisadores comumente utilizam sais de acetato ou ácido acético como substrato, ou ainda uma mistura de ácidos graxos voláteis.

Entretanto, existe a defesa de que um teste de atividade do lodo anaeróbio deve avaliar todo consórcio microbiano e para isso o uso de substratos mais complexos, como glicose, seria o recomendado, simulando o que ocorre em um reator em escala real. De fato, o uso de glicose suportaria a atividade metabólica de microrganismos fermentativos (acidogênicos), sintróficos (acetogênicos) e produtores de metano (metanogênicos), permitindo avaliar a atividade do consórcio anaeróbio como um todo (LONGARETTI, 2019).

Não há consenso na literatura em relação à solução nutricional a ser usada no teste de AME, havendo inclusive a sugestão de alguns pesquisadores para a não utilização das soluções minerais e nutricionais, para alguns tipos de lodo, como é o caso do lodo de esgoto sanitário (DOLFING; BLOEMEN, 1985). Entretanto, a tendência na literatura nacional e internacional é a de se adicionar solução nutricional de macro e micronutrientes ao frasco de reação.

1.5.1.2.2 Parâmetros do dimensionamento de reatores UASB

Além da operação e manutenção das instalações e unidades de tratamento das ETEs, um fator que impacta fortemente a eficiência do processo de remoção de matéria orgânica e produção de biogás é o dimensionamento. Ou seja, a determinação das dimensões

do reator, a fim de que ele opere de forma eficiente no contexto determinado. O mau dimensionamento de equipamentos pode acarretar no consumo desnecessário de energia elétrica e produtos químicos utilizados no tratamento do esgoto, assim como mau uso do terreno. Esses fatores além de aumentarem o custo de operação, pode gerar um efluente final que não atende aos padrões legais de lançamento ou às concentrações de mistura.

O bom projeto de um reator UASB costuma obter um efluente com a eficiência média na ordem de 65% de remoção de DQO. Isso corresponde, geralmente, a um efluente com concentração máxima de DQO de 120 mg/L. Estes valores são fortemente influenciados por um parâmetro fundamental do dimensionamento de reatores: o tempo de detenção hidráulico. Esse parâmetro representa o volume total do reator dividido pela vazão de líquido de entrada e descreve o tempo durante o qual um volume de águas residuais se mantém no reator. O tempo de detenção hidráulica (TDH) varia conforme a temperatura do ambiente, sendo mais utilizado na faixa de 8 a 10 horas. Considerando uma temperatura média anual em torno de 23°C o TDH recomendado é de 8 horas. A adoção de tempos de detenção inadequados pode ocasionar a ineficiência do sistema em remover matéria orgânica do esgoto, visto que sua degradação está diretamente relacionada com o tempo que o esgoto permanece dentro do reator.

Outro parâmetro importante é a Carga Orgânica Volumétrica (COV), que é a quantidade de matéria orgânica (massa) aplicada diariamente ao reator, por unidade de volume. A carga orgânica volumétrica depende muito da quantidade de biomassa retida no sistema e da atividade metanogênica e geralmente fica na faixa de até 2,5 kgDQO/m³.d.

A quantidade de esgotos aplicados diariamente no reator, por unidade do volume do mesmo, também é um fator que influencia diretamente a operação do reator UASB e é determinado pela Carga Hidráulica Volumétrica, que também pode ser definida como o inverso do tempo de detenção hidráulica.

Entretanto, apesar de existirem diretrizes, critérios e parâmetros para projeto de reatores UASB, apresentados por Chernicharo por exemplo (CHERNICHARO, 2007), ainda não existe um roteiro claro e acessível aos projetistas, sobre o dimensionamento deste sistema.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

- Realizar um estudo sobre parâmetros operacionais de um reator UASB para avaliar seu dimensionamento e potencial de degradação de matéria orgânica com geração de biogás na Estação de Tratamento de Esgoto Alameda das Palmeiras, em Fortaleza-CE.

2.2 Objetivos Específicos

- Realizar ensaio para quantificação de sólidos totais, fixos e voláteis e determinar a Atividade Metanogênica Específica (AME) do lodo proveniente do reator UASB, sob condições ideais de crescimento;
- Com base nas vazões e DQO de entrada mensurados, avaliar o tempo de detenção hidráulico, carga orgânica volumétrica e a carga hidráulica volumétrica aplicados no reator UASB da ETE estudada;
- Inferir se existem diferenças significativas entre os valores médios dos parâmetros avaliados definidos no projeto do reator UASB e os valores reais, mensurados na ETE.

3 ÁREA DE ESTUDO E METODOLOGIA

3.1 Descrição da área de estudo

A Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) Alameda das Palmeiras está localizada no município de Fortaleza, capital do Estado do Ceará com uma área de 313,14 km² se posiciona geograficamente nas coordenadas 3° 43' 02" de latitude e 38° 32' 35" de longitude. A ETE é parte integrante do Projeto de Pesquisa/Engenharia chamado Conversão de Águas Residuais em Biogás e Lodo em Estação de Tratamento de Esgoto para a Geração de Energia Ambientalmente Sustentável e possui seu Sistema de Esgotamento Sanitário operado pela Companhia de Água e Esgoto do Estado do Ceará (CAGECE). Seu objetivo é realizar o tratamento biológico do esgoto doméstico oriundo do Condomínio Alameda das Palmeiras, projetado para uma população total de 22.569 habitantes, buscando eficiência na remoção da matéria orgânica e na produção de biogás para geração de energia elétrica.

Figura 4 – Mapa de localização da ETE - Alameda das Palmeiras



Fonte: Adaptado do Google Maps.

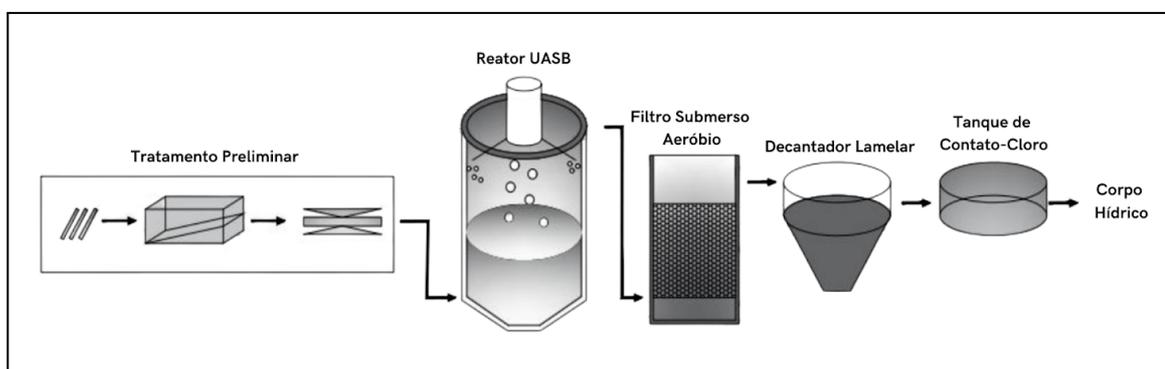
O esgoto gerado no Condomínio Alameda das Palmeiras é conduzido por rede coletora para a Estação de Tratamento de Esgoto. O sistema de tratamento atual é composto inicialmente por um pré-tratamento, que possui o objetivo de remover areia e sólidos grosseiros, para que o efluente seja repassado para os outros pontos do tratamento na estação, evitando danos e entupimentos a bombas e tubulações da estação. O pré-tratamento conta com os equipamentos de gradeamento e desarenador, os quais retêm sólidos grosseiros e removem

a areia por decantação, respectivamente. Além disso, ainda no pré-tratamento, o esgoto é conduzido para a Calha Parshall, um instrumento clássico utilizado para a medição da vazão afluente à ETE.

Após passar pelo tratamento preliminar, o esgoto segue para o tratamento anaeróbio, composto por reator UASB. Em seguida, o efluente segue para um biofiltro aerado submerso (BF), no qual a matéria orgânica restante é processada. No BF, o tratamento do efluente é realizado por microrganismos aeróbios aderidos a um meio suporte (material sólido inerte) e completamente submerso. Posteriormente, o efluente é direcionado para os decantadores lamelares (ou decantadores secundários), cuja principal função é retirar sólidos formados durante o processo de tratamento de esgoto, já que estes não podem ser lançados no ambiente. Ele se baseia em uma separação dinâmica, que utiliza a força da gravidade para separar partículas mais densas que a água.

A etapa de desinfecção final do esgoto é realizada no tanque de contato-cloro. Visto que o cloro é uma substância capaz de penetrar nas células e reagir com suas estruturas, essa etapa promove a morte celular de possíveis microrganismos patogênicos e a desinfecção da água. A estrutura do tanque permite homogeneizar a ação do cloro na água e com isso é possível manter o efluente dentro dos parâmetros estabelecidos pela legislação ambiental vigente para ser lançado no corpo hídrico.

Figura 5 – Esquema gráfico simplificado das unidades de tratamento da ETE - Alameda das Palmeiras



Fonte: Adaptado de FURTADO, 2017

3.2 Coleta de amostras

Com o objetivo de realizar ensaios com o lodo presente no reator UASB da ETE, foi realizada uma coleta de amostra na estação. A coleta foi realizada no período da manhã do

dia 8 de novembro de 2022. Devido ao risco biológico associado à estação de tratamento e a liberação de fortes odores, a coleta foi realizada com a utilização de equipamentos de proteção individual indicados, sendo jaleco, luvas de nitrila e máscaras respiratória facial com filtro de gases.

Para se obter uma amostra final que refletisse o estado e a qualidade do lodo presente no reator, primeiramente, foram coletadas amostras de oito litros de lodo de três saídas diferentes do reator. Cada saída do reator possui uma altura diferente, dessa forma, foi garantido que a amostra final iria conter lodo da manta e do leito de lodo. As três amostras de oito litros foram coletadas em balde de polietileno e transferidas para outro balde de polietileno de trinta litros. As três amostras foram homogeneizadas com o auxílio de um bastão de madeira, formando a amostra final. Posteriormente, cinco litros da mistura resultante foram armazenados em uma garrafa de polietilenotereftalato, a qual foi diretamente transportada para para refrigeração em 5° C.

Figura 6 - Coleta de amostras na ETE Alameda das Palmeiras



Fonte: Elaborada pela autora

O lodo coletado serviu como amostra para os ensaios de análise de sólidos totais, fixos e voláteis, e para de Atividade Metanogênica Específica (AME). Ambos os experimentos foram realizados no Laboratório de Tecnologia de Biomassa na Embrapa Agroindústria Tropical (Fortaleza - CE).

3.3 Análise de sólidos por gravimetria

3.3.1 Determinação de sólidos totais

Primeiramente, para realizar a determinação dos sólidos totais, os cadinhos utilizados foram calcinados em uma mufla a 550°C até atingir massa constante (cerca de 30 minutos). A mufla foi aberta após atingir a temperatura de segurança (300°C) e os cadinhos foram transferidos, com o auxílio de uma tenaz, para estufa a 105°C, onde permaneceram por mais 30 minutos para estabilização da temperatura. Posteriormente, os cadinhos calcinados foram transferidos para um dessecador de sílica anidra para atingir a temperatura ambiente.

Cada cadinho teve sua massa (M_1) determinada em balança analítica (precisão $\pm 0,0001$ g) e anotada, utilizando uma pinça para mover-lô do dessecador para a balança para evitar contaminação das mãos. O mesmo foi realizado para três cadinhos diferentes uma vez que o experimento foi realizado em triplicata.

A amostra de lodo do reator foi homogeneizada por agitação manual e 200 mL foram separados em um becker. Dessa amostra, 20 mL (V_1) foram transferidos, com o auxílio de uma pipeta manual, para cada cadinho. As amostras foram então secas em estufa a 105°C por 48° horas e a massa resultante (M_2) foi determinada após resfriamento em dessecador. A concentração de sólidos totais (ST), em g/L, foi calculada utilizando a seguinte equação:

$$ST = \frac{(M_2 - M_1)}{V_1} \times 1000 \quad \text{Equação 1}$$

3.3.2 Determinação de sólidos totais fixos e voláteis

Após a determinação da concentração de sólidos totais, os cadinhos com a amostra seca foram calcinados novamente na mufla a 550°C, por 30 minutos. Após o resfriamento da mufla até 300°C, os cadinhos foram transferidos, com auxílio de uma tenaz, para estufa a 105°C por 30 minutos para estabilização da temperatura e, posteriormente,

resfriados em dessecador apenas pelo tempo necessário para atingir a temperatura ambiente. Em seguida, a massa do conjunto (M3) foi determinada em balança analítica. As concentrações, em g/L, de sólidos totais fixos (STF) e dos sólidos totais voláteis (STV) foram determinadas pelas equações 2 e 3, respectivamente.

$$STF = \frac{(M3 - M1)}{V1} \times 1000 \quad \text{Equação 2}$$

$$STV = \frac{(M2 - M3)}{V1} \times 1000 \quad \text{Equação 3}$$

Os percentuais de sólidos totais fixos e de sólidos totais solúveis em relação aos sólidos totais presentes na amostra foram calculados a partir das equações 4 e 5, respectivamente.

$$STF(\%) = \frac{STF}{ST} \times 100 \quad \text{Equação 4}$$

$$STV(\%) = \frac{STV}{ST} \times 100 \quad \text{Equação 5}$$

3.4 Atividade Metanogênica Específica

O ensaio de AME foi dimensionado partindo da determinação de STV do lodo. A concentração do inóculo (lodo) escolhido foi de 5,0 gSTV/L. A relação alimento/microrganismo (A/M) foi de 0,5 gSTVa/gSTV. Portanto, os valores calculados das soluções de entrada foram de 24,597 g de lodo, 0,50 g de NaHCO₃ e 0,47 g de glicose. Além disso, também foram adicionadas 1 mL da solução padrão de micronutrientes e 10 mL da solução padrão de macronutrientes (Tabela 4).

Tabela 4 – Composição das soluções de macro e micronutrientes

Composição (1L)	
Macronutrientes	Micronutrientes

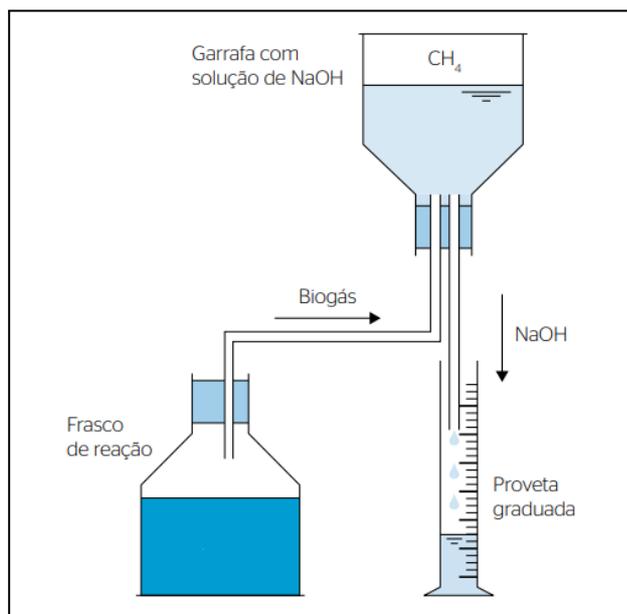
Composto	Quantidade (g)	Composto	Quantidade (mg)
NH ₄ Cl	9,05	FeCl ₃ .6H ₂ O	2,30
K ₂ HPO ₄	4,37	AlCl ₃ .6H ₂ O	0,076
MgSO ₄ .7H ₂ O	2,0	ZnCl ₂	0,079
CaCl ₂ .2H ₂ O	1,35	CaCl ₂ .6H ₂ O	1,542
Levedura	1,125	NiCl ₂ .6H ₂ O	0,146
		(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄ .4H ₂ O	0,088
		MnCl ₂ .4H ₂ O	0,417
		CuCl ₂ .2H ₂ O	0,067
		H ₃ BO ₃	0,063
		NaSeO ₃	0,025

Fonte: Elaborada pela autora

Primeiramente, foram separados três frascos de reação, com volume total de 300 mL, para cada lodo a ser analisado (teste em triplicata). Em cada frasco, foram adicionados os volumes determinados de soluções de nutrientes e de lodo, a fim de se obter as concentrações estabelecidas. O total do volume reacional foi de 200 mL e o restante foi destinado ao headspace. Posteriormente, o oxigênio do interior dos frascos foi removido, através da purga com gás nitrogênio, e eles foram hermeticamente fechados com rolhas de borracha de butila, lacrados com anéis de alumínio e selados com cola de silicone. Depois, as garrafas foram colocadas em incubadora a $\pm 35^{\circ}\text{C}$ com agitação de ± 120 rpm. O volume de metano produzido foi medido a cada 24 horas. O teste foi finalizado após 5 dias, quando a produção de metano foi estabilizada.

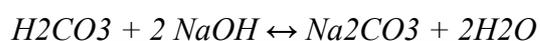
A metodologia utilizada empregou o procedimento volumétrico de medição direta do volume de metano. Nesse sistema, no momento da leitura da produção de metano, o biogás produzido nos frascos reacionais após incubação é transferido por meio de depressurização por um sistema “agulha-mangueira-agulha” para outro frasco contendo uma solução de hidróxido de sódio (15%) com indicador fenolftaleína (Figura 7).

Figura 7 – Esquema do aparato experimental para lavagem do biogás e medição do volume de metano produzido

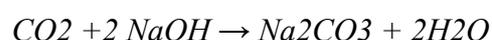


Fonte: Adaptado de AQUINO et al. (2007)

Essa técnica assume que o biogás é formado por dióxido de carbono e metano. Dessa forma, quando o biogás produzido no frasco reacional é transferido para solução de NaOH, a porção correspondente ao CO_2 é absorvida pelo hidróxido de sódio, formando carbonato de sódio e água (Reação 1). Conforme esse processo acontece, a solução de hidróxido de sódio ganha uma coloração rosada, um indicativo do processo de acidificação do meio pela fenolftaleína.

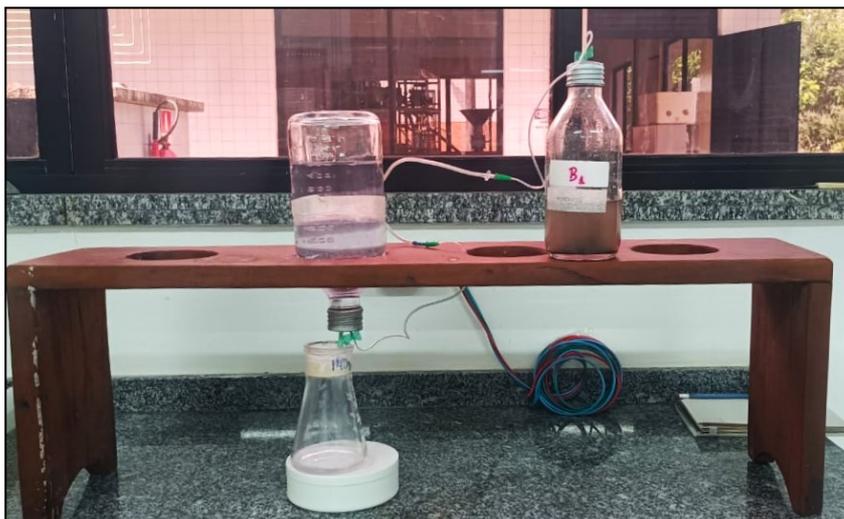


Reação 1



Já a porção gasosa correspondente ao metano irá ocupar um volume no frasco. Um volume correspondente de NaOH será deslocado do frasco. Dessa forma, pode-se medir o volume de metano, indiretamente, através da medição do volume deslocado de hidróxido de sódio.

Figura 8 – Aparato experimental utilizado para determinação volumétrica de metano produzido no ensaio AME.



Fonte: Elaborada pela autora.

A taxa máxima de produção de metano pode ser obtida ao se construir um gráfico temporal da produção acumulada de metano, “volume acumulado de metano” versus “tempo de incubação”, onde a AME corresponde ao coeficiente angular no trecho de maior inclinação. A AME experimental também pode ser calculada pelo método proposto por Aquino e colaboradores (AQUINO et al., 2007). A conversão da taxa de AME para as condições padrão de temperatura e pressão (CNTP) também foi realizada conforme a metodologia descrita por Aquino e colaboradores.

3.5 Parâmetros de dimensionamento do reator UASB

Para calcular o valor teórico dos parâmetros de dimensionamento do reator UASB da unidade de estudo, foram analisados os dados previstos no Memorial de Cálculo da Estação de Tratamento de Esgoto Alameda das Palmeiras. Uma vez obtidos os valores previstos para o funcionamento da estação, pôde-se comparar com os valores reais aplicados diariamente sobre as unidades de tratamento. Tais valores foram calculados com base nos laudos de medição de vazão indireta por bombas da ETE. Esses laudos indicam o período em que as bombas de abastecimento do reator foram ligadas e desligadas, permitindo o cálculo indireto das vazões da estação de tratamento. Além disso, também foram utilizadas as informações dos Relatórios de Análise Geral, os quais contém as medições de DQO realizados pelo método 410.4 do United States Environmental Protection Agency (USEPA), 1993. O período analisado neste trabalho foi o ano de 2020, pois apresentou dados mais padronizados quando comparado com outros anos. Contudo, ressalta-se que os meses de

janeiro e março apresentaram dados insuficientes. Por conta disso, esses meses foram descartados das avaliações realizadas neste trabalho. Os laudos de medição de vazão e os Relatórios de Análise Geral foram fornecidos pela CAGECE.

3.5.1 Tempo de Detenção Hidráulica

O tempo de detenção hidráulica (TDH) descreve o tempo durante o qual um volume de águas residuais se mantém no reator. O tempo de detenção hidráulica pode ser calculado pela seguinte equação:

$$TDH (h) = \frac{V}{Q} \quad \text{Equação 6}$$

Onde:

V = volume total do reator (m³)

Q = vazão (m³/h)

3.5.2 Carga Orgânica Volumétrica

A carga orgânica volumétrica (COV) pode ser definida como a quantidade (massa) de matéria orgânica aplicada diariamente ao reator, por unidade de volume do mesmo. A COV, portanto, é descrita pela seguinte equação:

$$COV (kgDQO/m^3) = \frac{S_0 \times Q}{V} \quad \text{Equação 7}$$

Onde:

S₀ = concentração de substrato afluente (kgDQO/m³)

Q = vazão (m³/d)

V = volume total do reator (m³)

3.5.3 Carga Hidráulica Volumétrica

A carga hidráulica volumétrica (CHV) é a quantidade de esgotos aplicados diariamente no reator, por unidade do volume do mesmo. Dessa maneira, seu valor pode ser estabelecido de acordo com a seguinte equação:

$$CHV (m^3/m^3.d) = \frac{Q}{V} \quad \text{Equação 8}$$

Onde:

V = volume total do reator (m³)

Q = vazão (m³/d)

Sob essa perspectiva, o tempo de detenção hidráulica também pode ser entendido como o inverso da carga hidráulica volumétrica.

$$TDH (d) = \frac{1}{CHV} \quad \text{Equação 9}$$

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Determinação de sólidos

Os testes de teores de sólidos totais, voláteis e fixos permitiram avaliar as características da amostra avaliada e as condições destas para degradação de matéria orgânica e produção de biogás. A tabela 5 indica os teores de sólidos totais, voláteis e fixos verificados em cada uma das replicatas da amostra de lodo do reator UASB da ETE de estudo.

Tabela 5 – Concentrações de sólidos totais, fixos e voláteis nas amostras de lodo do reator UASB.

Amostra	ST (g/L)	STF (g/L)	STV (g/L)
AM1	14,75	4,31	10,44
AM2	16,67	4,85	11,82
AM3	16,58	4,74	11,84

Fonte: Elaborada pela autora.

Os sólidos totais voláteis podem ser considerados o parâmetro principal da análise de sólidos, uma vez que representam a fração orgânica da amostra (matéria orgânica seca). Ou seja, a determinação de STV objetiva identificar a quantidade de matéria biodegradável disponível nos substratos. Essa parcela, portanto, é passível de conversão em biogás e, por isso, é desejável que os seus teores sejam elevados (LABIOGÁS, 2013).

Dessa forma, o teor de sólidos voláteis dos substratos é um fator de suma importância a ser considerado quando se busca um eficiente processo de digestão anaeróbia e geração de biogás (HASAN et al., 2019). Quanto maior a concentração de sólidos voláteis na biomassa que do biodigestor, maior a possibilidade de melhores produções de biogás, com o controle adequado de outros fatores que interferem no processo (OLIVEIRA, 2004).

Materiais com teores de sólidos voláteis acima de 80% apresentam perfil de alta biodegradabilidade e podem ser utilizados com grandes chances de sucesso em sistemas anaeróbios (ANGELIDAKI et al., 2009). Avaliações sobre biogás também observaram uma tendência geral que indica que maiores proporções de STV/ST incidem em maiores quantidades de metano (KARIM et al., 2005).

O percentual de sólidos totais voláteis em relação aos sólidos totais foi, em média, 71,03% na amostra de lodo avaliada neste trabalho. Embora esse valor não alcance os valores ideais previstos por Angelidaki e colaboradores, resultados na faixa de 70% também são considerados como um bom perfil de biodegradabilidade. Hasan e colaboradores, por exemplo, analisaram a produção de biogás obtida a partir da codigestão de resíduos agroindustriais, relacionada aos teores de sólidos totais, voláteis e fixos em amostras pré e pós biodigestão anaeróbia. Embora nem todas as amostras tenham sido caracterizadas com teor de sólidos voláteis acima de 80%, a maior parte delas esteve próxima deste valor (HASAN et al., 2019).

A determinação de sólidos neste trabalho foi realizada fundamentalmente para dimensionar o ensaio de Atividade Metanogênica Específica. Uma vez que é importante saber a concentração do lodo presente em cada frasco do experimento para calcular com precisão a massa inicial de inóculo. Por isso, é indispensável que se faça análise dos sólidos voláteis nas amostras de lodo utilizadas como inóculo (AQUINO et al., 2007).

4.2 Potencial metanogênico do lodo anaeróbio

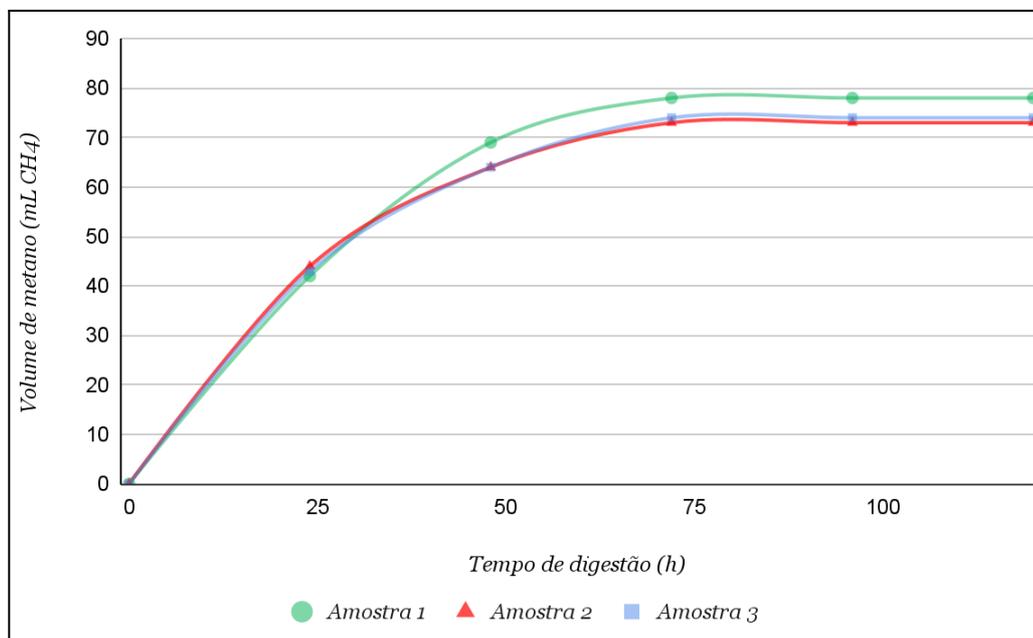
Os resultados dos volumes de gás metano gerados durante as 120 horas de monitoramento para as três amostras de lodo testadas são apresentados na Tabela 6 e no Gráfico 1.

Tabela 6 – Volume de metano produzido (em mL) a cada 24 de medição.

Amostra	Dia 1	Dia 2	Dia 3	Dia 4	Dia 5
1	42	27	9	0	0
2	44	20	9	0	0
3	42	21	10	0	0

Fonte: Elaborada pela autora

Gráfico 1 – Volume cumulativo de metano em função do tempo de digestão para os três lodos estudados



Fonte: Elaborado pela autora

Diante disso, observa-se que a taxa máxima de conversão de metano ocorreu durante as primeiras 24 horas de incubação, obtendo-se uma média para as três replicatas de 0,0430 L CH₄/d. Seguindo os cálculos indicados por Aquino e colaboradores, a AME resultante no ensaio foi de 0,385 gDQO-CH₄/g STV.d. Convertendo para CNTP, a taxa de produção de CH₄ por massa de lodo foi de 0,135 m³CH₄/KgSTV.d. O percentual de DQO transformada em CH₄ foi de 42,86%.

A AME é um importante parâmetro de monitoramento que pode ser utilizado para prever a eficiência de uma população metanogênica presente em um reator biológico. Logo, é uma ferramenta que permite o controle operacional de reatores anaeróbios (FORESTI et al., 1999). A grande vantagem do método volumétrico utilizado no trabalho é que ele dispensa o uso de cromatografia gasosa para determinação da composição do biogás. Por isso, essa técnica tem baixo custo e pode ser implementada em qualquer laboratório de monitoramento, e mesmo em ETEs pequenas sem grande capacidade de infraestrutura.

O conhecimento da AME do lodo de determinado reator permite estabelecer a capacidade máxima de remoção de DQO da fase líquida e estimar a carga orgânica máxima que pode ser aplicada, minimizando o risco de desbalanceamento do processo anaeróbio. Conseqüentemente, o conhecimento da AME possibilitaria a adoção de procedimentos mais racionais para o descarte de lodo de sistemas anaeróbios (LONGARETTI et al., 2019).

Sob essa perspectiva, muitas pesquisas estão sendo realizadas com o objetivo de se avaliar a atividade metanogênica de diferentes grupos de microrganismos e de diferentes fontes. Jawed e Tare, por exemplo, encontraram a faixa de valor para AME entre 0,1 e 1,0 gDQO-CH₄/g STV.d. para digestores em escala laboratorial (JAWED e TARE, 1999).

Em outro estudo realizado, também com lodo proveniente de um reator UASB tratando esgoto sanitário, Bertolino e colaboradores encontraram um valor médio para a AME de 0,0579 gDQO-CH₄/g STV.d. O método utilizou 2 gSSV/L de lodo sem agitação e a relação de substrato/lodo foi de 0,225 gDQO/gSSV, sob temperatura controlada de 35°C (BERTOLINO et al., 2009). O valor encontrado pelos pesquisadores foi menor do que encontrado neste trabalho e uma possível razão foi o fato da metodologia empregada não utilizar agitação. Devido a isso, ocorrem problemas de difusão do substrato por meio do leito de lodo e, conseqüentemente, há uma baixa eficiência na conversão do substrato em biogás (LONGARETTI et al., 2019).

Rocha e colaboradores utilizaram lodo granular proveniente de cervejaria e obtiveram o valor de AME de 1,1 gDQO-CH₄/g STV.d, com 0,25 gSTV/L de lodo e 4,0 gDQO/L de acetato utilizado como substrato (ROCHA et al., 2003). A AME obtida pelos autores foi superior aos valores encontrados neste trabalho, o que, provavelmente, se deve ao fato de que os autores utilizaram acetato como substrato. Na metanogênese, última etapa do processo de digestão anaeróbia, as bactérias metanogênicas acetoclásticas utilizam o acetato como substrato, as quais são responsáveis por 70% de toda a produção de metano. Contudo, utilizar um substrato complexo como a glicose permite avaliar todo consórcio microbiano, simulando com maior precisão o que ocorre em um reator em escala real.

Em um trabalho semelhante, com reator UASB tratando esgotos domésticos, Teixeira e colaboradores também utilizaram acetato de sódio como única fonte de carbono e uma concentração de biomassa de 0,5 g STV/L, resultando numa relação A/M igual a 4. Visando ao bom desenvolvimento da comunidade microbiana do lodo, foi acrescida soluções de macro e micronutrientes. A agitação foi geralmente orbital e contínua, realizada por uma incubadora/agitador, ajustada em 200 rpm e temperatura a 30 °C. Contudo, a comunidade microbiana analisada com melhor resultado, apresentou uma AME de de 0,072 gDQO-CH₄/g STV.d, um resultado bem menor do que o encontrado neste trabalho mesmo com a utilização do acetato como fonte de carbono (TEIXEIRA et al., 2008).

Apesar dos resultados de diferentes trabalhos poderem ser confrontados, a falta de um ensaio padrão para a determinação da AME, dificulta a comparação dos resultados obtidos por diferentes estudos, e limita a aplicabilidade e disseminação do teste de AME como

ferramenta de controle dos processos anaeróbios. Por esta razão, é fundamental o estímulo a novas pesquisas com enfoque na padronização do teste de AME, para garantir uma maior confiabilidade na medição do metano durante o teste (AQUINO et al., 2007).

Além disso, deve-se avaliar criticamente o resultado do teste de AME, uma vez que os reatores anaeróbios em operação nas estações de tratamento ficam submetidos à variação sazonal de temperatura, e raramente trabalham na faixa de temperatura ideal para a atividade metanogênica. Sendo assim, o resultado de AME determinado em laboratório pode superestimar a capacidade de conversão dos microrganismos metanogênicos no reator exposto a condições ambientais diferentes (AQUINO et al., 2007).

4.3 Parâmetros de entrada no sistema

4.3.1 Vazões de esgoto

De acordo com os dados obtidos pelos laudos de funcionamento das bombas, foram estabelecidas as vazões de entrada na ETE para os meses de 2020 (Tabela 7).

Tabela 7 – Vazões médias e máximas de entrada na ETE nos meses avaliados no ano de 2020.

Mês	Vazão média (m³/d)	Vazão máxima (m³/d)
Fevereiro	451,00	1.406,33
Março	1175,94	3777,72
Abril	1579,28	3057,57
Maio	1560,49	2626,93
Junho	1722,94	2368,86
Julho	1278,33	2.067,19
Agosto	1697,13	1943,02
Setembro	1617,84	1966,03
Outubro	1585,01	1976,90
Novembro	1493,8	2060,36
Dezembro	1659,67	2110,33

Fonte: Elaborada pela autora.

Segundo os dados do Memorial de Cálculo da ETE, as vazões de entrada previstas para a ETE seriam de:

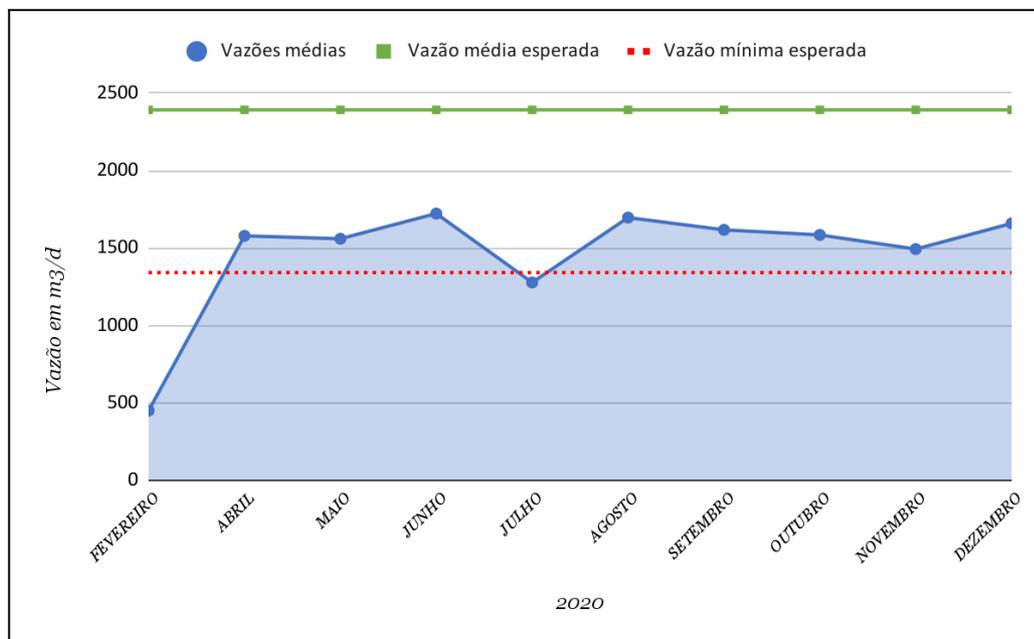
- Vazão média prevista = 2.392,42 m³/d
- Vazão máxima prevista = 4.072,90 m³/d
- Vazão mínima prevista = 1.341,79 m³/d

Em contrapartida, os valores médios encontrados no ano mensurado foram de:

- Vazão média mensurada = 1582,15 m³/d
- Vazão máxima mensurada = 2063,77 m³/d
- Vazão mínima mensurada = 325,0165 m³/d

A vazão média encontrada para o ano de 2020 foi 66,13% da vazão média esperada no projeto. Ou seja, os valores médios das vazões de entrada em 2020 foram menores do que o esperado no projeto da estação, para todos os meses analisados, onde nenhum deles alcançou o valor de vazão média esperado (Gráfico 2).

Gráfico 2 – Comparativo entre as vazões médias observadas na ETE no ano de 2020 e as vazões média e mínima previstas no projeto.



Fonte: Elaborado pela autora

4.4 Demanda Química de Oxigênio

Já os valores de demanda química de oxigênio de entrada na ETE obtidos para os meses analisados de 2020 estão dispostos na Tabela 8.

Tabela 8 – Valores de DQO de entrada na ETE no ano de 2020

Mês	Demanda Química de Oxigênio (mg/L)
Fevereiro	634,91
Abril	742,84
Maio	559,91
Junho	392,34
Julho	927,79
Agosto	644,66
Setembro	583,98
Outubro	515,85
Novembro	145,2
Dezembro	630,93

Fonte: Elaborada pela autora.

Segundo os dados do Memorial de Cálculo da ETE, os valores de DQO de entrada, baseados na quantidade populacional atendida pela ETE e da contribuição *per capita*, previstos para a ETE seriam de:

- DQO prevista = 943,35 mg/L (ou 0,94 kgDQO/m³)

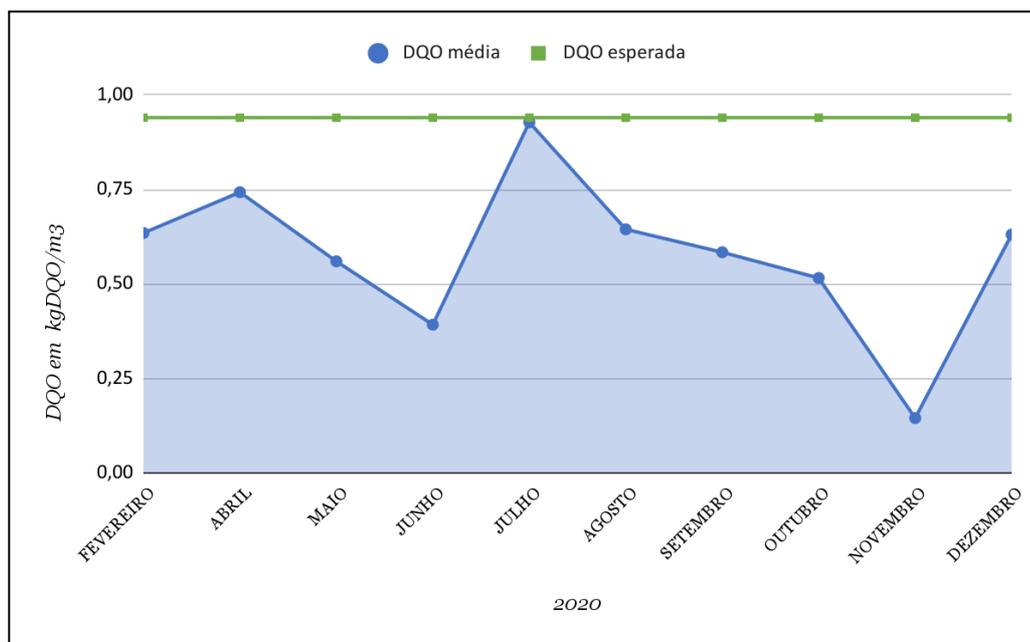
Em contrapartida, os valores médios encontrados no ano mensurado foram de:

- DQO prevista = 607,5 mg/L (ou 0,6075 kgDQO/m³)

A DQO de entrada média encontrada para o ano de 2020 foi 64,39% da DQO de entrada esperada no projeto. Percebe-se também que os valores de DQO de entrada em 2020, com exceção ao mês de julho, são muito menores do que o previsto no projeto (Gráfico 3). Contudo, os resultados observados para DQO de entrada estão dentro do esperado para

esgotos domésticos, os quais possuem uma variação de DQO entre 200 e 800 mg/L (JORDÃO; PESSOA, 2017)

Gráfico 3 – Comparativo entre a DQO média observada na ETE no ano de 2020 e a DQO esperada no projeto.



Fonte: Elaborado pela autora.

A demanda química de oxigênio e a vazão são parâmetros fundamentais para o desenvolvimento de projetos de unidades de tratamento (HAMMER, 1979). Entretanto, no dimensionamento dos sistemas de esgotos sanitários, comumente são aplicados valores de DBO *per capita* reportados na literatura, sem verificar as condições da população local (HANAI, 1997). As vazões de esgotos de determinada comunidade no correr do dia variam de acordo com seus usos e costumes. A vazão média diária também varia nos diferentes dias da semana e nas diferentes estações do ano (METCALF; EDDY, 1991).

Dessa forma, a determinação de parâmetros de projeto de sistemas de coleta, tratamento e disposição de águas residuárias que reflitam as características qualitativas e quantitativas dos esgotos sanitários de cada região estudada é um desafio. Esse fator se agrava, principalmente, em países em desenvolvimento, uma vez que usualmente são adotados parâmetros relatados na literatura clássica e que não condizem com a realidade da comunidade local. Como resultado obtém-se sistemas, unidades ou equipamentos sub ou superdimensionados, o que leva a falhas no processo devido a sobrecargas, perda de recursos

financeiros e riscos de mau funcionamento devido a tempos excessivos de detenção hidráulica (CAMPOS et al., 1996), fator que também foi observado na área de estudo (Tabela 10).

Além disso, o período avaliado corresponde ao período de maior impacto das medidas de enfrentamento da pandemia de COVID-19, onde muitos dos hábitos foram revistos e questões de saneamento, higiene pessoal, consumo de água e geração de esgoto ganharam destaque (SANTOS et al., 2020). Pelo fato do isolamento social ser a principal medida preventiva estabelecida pelas autoridades de saúde, além da higienização das mãos (ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE, 2020), supõe-se que houve um crescimento no consumo de água e geração de esgoto, o que pode influenciar nos parâmetros de projeto de estações de tratamento.

Trabalhos vêm sendo realizados no sentido de avaliar se houve, de fato, aumento na geração de esgotos nesse período. Santos e colaboradores, por exemplo, buscaram estimar e comparar a vazão de esgoto do período de pandemia e após ele. Os pesquisadores chegaram a conclusão que existiu aumento nas vazões observadas para a bacia sanitária analisada (SANTOS et al., 2020).

4.4 Tempo de Detenção Hidráulica

Para fins de cálculo do tempo de retenção hidráulica teórico, foram utilizados os dados presentes no Memorial de Cálculo da ETE Alameda das Palmeiras, o qual adota as vazões já descritas. Sendo o volume total (V) do reator de 810,0 m³, o tempo de retenção hidráulica médio e mínimo seriam:

- TDH previsto para vazão média = 8,13 h
- TDH previsto para vazão máxima = 4,77 h

Utilizando os valores de vazão médias e máximas de cada mês, foram calculados os tempos de detenção hidráulica do ano de 2020 (Tabela 9):

Tabela 9 – Valores de calculados de TDH no reator UASB no ano de 2020

Mês	TDH méd (h)	TDH máx (h)
Fevereiro	43,10	13,82
Abril	12,31	6,36

Maio	12,46	7,40
Junho	11,28	8,21
Julho	15,21	9,40
Agosto	11,45	10,01
Setembro	12,02	9,89
Outubro	12,26	9,83
Novembro	13,01	9,44
Dezembro	11,71	9,21

Fonte: Elaborada pela autora

Dessa maneira, os valores médios encontrados no ano mensurado foram de:

- TDH mensurado para vazão média = 12,29 h
- TDH mensurado para vazão máxima = 9,35 h

O tempo de detenção hidráulico é um parâmetro necessário para garantir a digestão correta da matéria orgânica, mas suas faixas recomendadas variam de acordo com a temperatura. Na Tabela 10, são apresentadas diretrizes para o estabelecimento dos tempos de detenção hidráulica em projetos de reatores UASB tratando efluentes sanitários.

Tabela 10 – Tempos de detenção hidráulica para projetos de reatores UASB

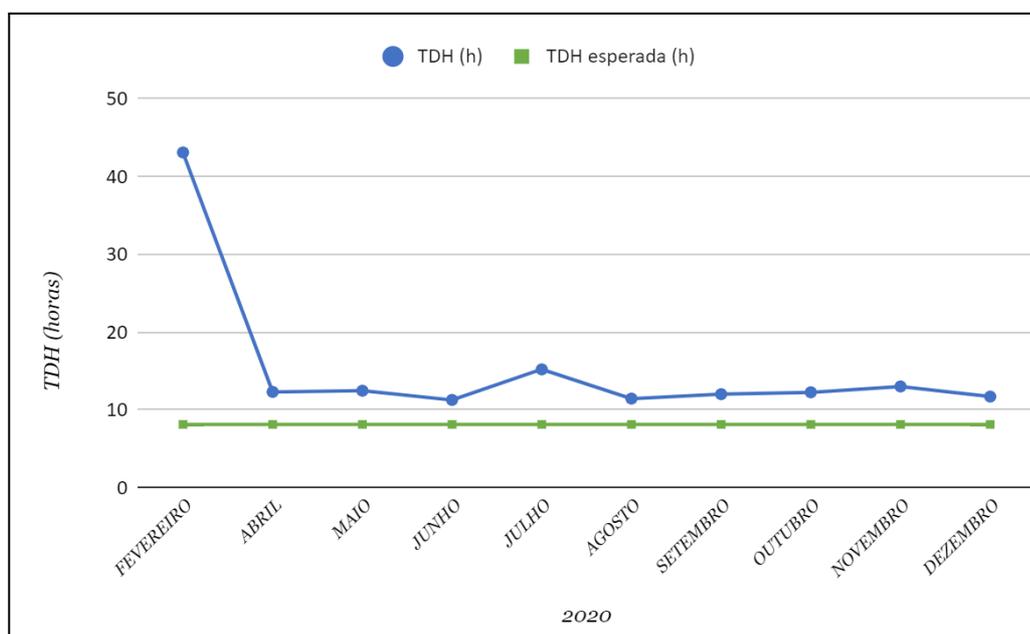
Temperatura do esgoto (°C)	Tempo de detenção hidráulica (h)	
	Para $Q_{méd}$	Para $Q_{máx}$
15 a 18	≥ 10	$\geq 7,0$
18 a 22	$\geq 8,0$	$\geq 5,5$
22 a 25	$\geq 7,0$	$\geq 4,5$
> 25	$\geq 6,0$	$\geq 4,0$

Fonte: CHERNICHARO, 2007

Considerando que o estado do Ceará possui um clima caracterizado por médias térmicas elevadas acima de 26°C (IPECE, 2009), infere-se a necessidade de tempos de detenção hidráulica mais curtos. A média do TDHs observados no ano de 2020 para vazão

média foi de 12,29 horas, um tempo cerca de duas vezes maior do que o esperado em uma ETE em um ambiente com tais condições. Portanto, os valores observados para TDH em 2020, estão bastante fora do esperado (Gráfico 4), tanto em relação aos valores teóricos previstos no projeto do reator, quanto em relação aos valores descritos na literatura.

Gráfico 4 – Comparativo entre os valores médios de TDH observados na ETE no ano de 2020 e o valor previsto no projeto.



Fonte: Elaborado pela autora.

4.5 Cargas orgânicas e hidráulicas aplicadas no reator

Os valores calculados de carga orgânica volumétrica aplicada no ano de 2020 na reator UASB estão descritos na tabela 11:

Tabela 11 - Valores de calculados de COV (em kgDQO/m³.d) no reator UASB no ano de 2020

Mês	COV vazão média	COV vazão máxima
Fevereiro	0,35	1,10
Abril	1,45	2,80
Maio	1,08	1,82
Junho	0,83	1,15

Julho	1,46	2,37
Agosto	1,35	1,55
Setembro	1,17	1,42
Outubro	1,01	1,26
Novembro	0,27	0,37
Dezembro	1,29	1,64

Fonte: Elaborada pela autora

Segundo os dados do Memorial de Cálculo da ETE, os valores teóricos de carga orgânica volumétrica seriam de:

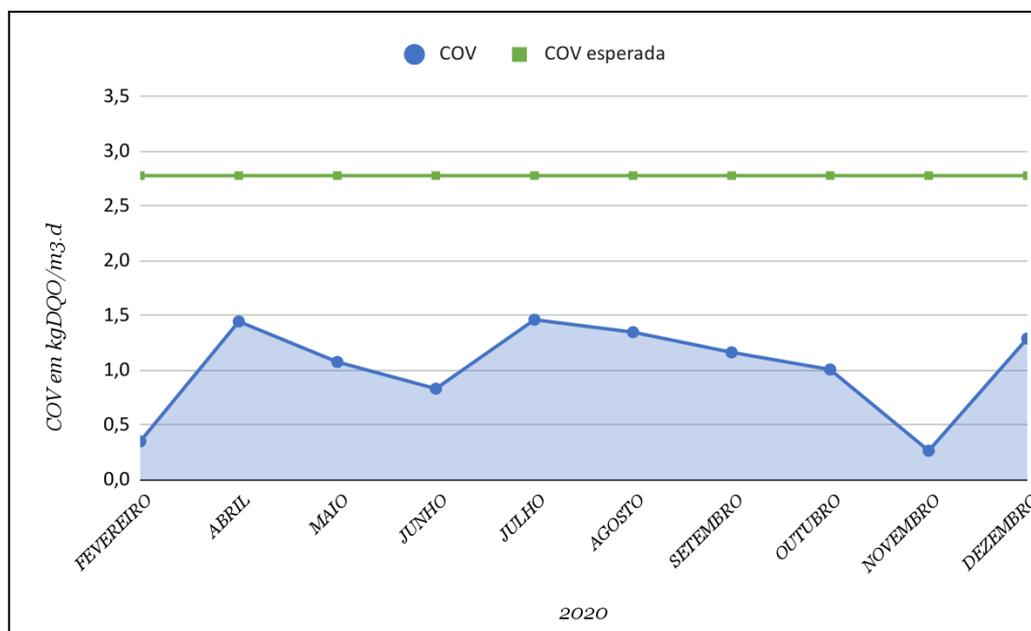
- COV previsto para vazão média = 2,78 kgDQO/m³.d
- COV previsto para vazão máxima = 4,72 kgDQO/m³.d

Já os valores médios de carga hidráulica volumétrica encontrados no ano mensurado foram de:

- COV mensurada para vazão média = 1,12 kgDQO/m³.d
- COV mensurada para vazão máxima = 2,78 kgDQO/m³.d

A COV de entrada média encontrada para o ano de 2020 foi 40,28% da COV de entrada esperada no projeto. Logo, a carga orgânica volumétrica média aplicada no reator UASB nos meses de 2020 obteve um valor muito inferior ao esperado no projeto do reator, como pode ser observado no gráfico 5:

Gráfico 5 - Comparativo entre os valores médios de COV observados na ETE no ano de 2020 e o valor previsto no projeto.



Fonte: Elaborado pela autora.

Para esgotos domésticos, a carga orgânica volumétrica aplicada ao reator costuma ser próxima a 2,5 kgDQO/m³.d, para vazão média. Silveira Filho e colaboradores, por exemplo, realizaram o dimensionamento de um reator UASB para tratamento de efluentes domésticos e recuperação do biogás e estabeleceram uma COV próxima do projeto da ETE Alameda das Palmeiras, com 2,528 m³/m³.dia para a vazão média de entrada de esgoto (SILVEIRA FILHO et al., 2018).

Quanto maior o TDH dos reatores UASB, menor é a COV, para uma concentração de matéria orgânica compatível com a qualidade média dos esgotos domésticos no Brasil (MORAES, 2020). Valores apresentados por Costa e Jordão e Pessoa para COV em reatores UASB também apresentam valores semelhantes, situando-se na faixa entre 2,5 e 3,0 kgDQO/m³.d (COSTA, 2009; JORDÃO; PESSOA, 2017).

A carga hidráulica volumétrica teórica do reator UASB da ETE Alameda das Palmeiras também foi calculada utilizando os valores de vazões médias e máximas estabelecidos:

- CHV prevista para vazão média = 2,95 m³/m³.d
- CHV prevista para vazão máxima = 5,03 m³/m³.d

Uma vez estabelecido os valores teóricos, também foram calculadas CHV aplicadas no reator no ano de 2020 (Tabela 12):

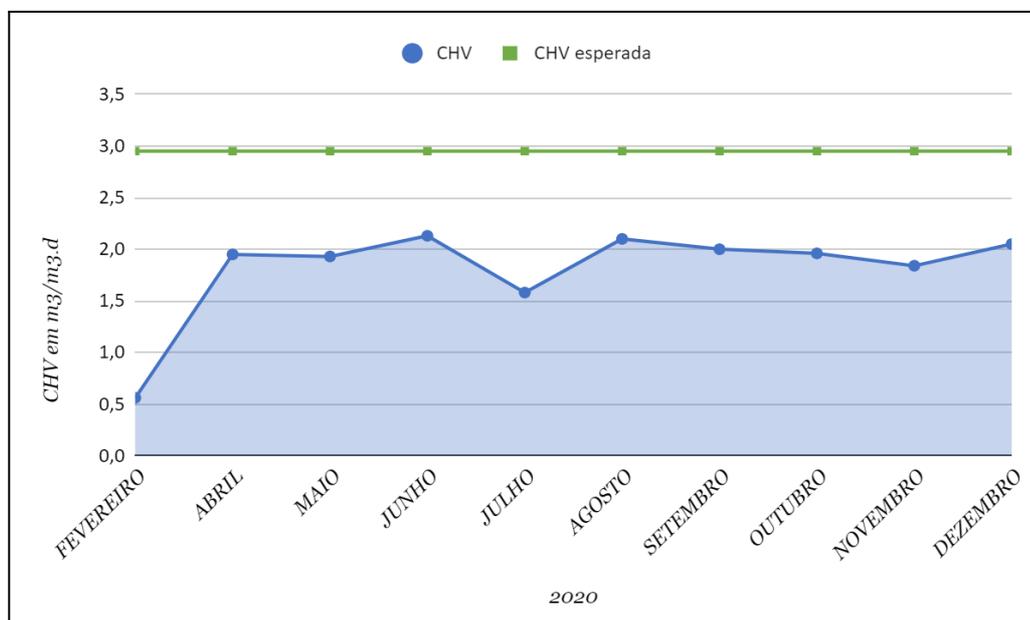
Tabela 12 - Valores de calculados de CHV (em $\text{m}^3/\text{m}^3.\text{d}$) aplicada no reator UASB no ano de 2020

Mês	CHV vazão média	CHV vazão máxima
Fevereiro	0,56	1,74
Abril	1,95	3,77
Maio	1,93	3,24
Junho	2,13	2,92
Julho	1,58	2,55
Agosto	2,10	2,40
Setembro	2,00	2,43
Outubro	1,96	2,44
Novembro	1,84	2,54
Dezembro	2,05	2,61

Fonte: Elaborada pela autora.

Assim como para os outros parâmetros, foi constatado que os valores de CHV observados no período de 2020 foram menores do que os previstos no projeto do reator (Gráfico 6), tanto para as vazões médias de entrada na ETE, quando para as vazões máximas encontradas no ano de 2020.

Gráfico 6 - Comparativo entre os valores médios de CHV observados na ETE no ano de 2020 e o valor previsto no projeto.



Fonte: Elaborado pela autora.

Segundo Chernicharo, estudos experimentais demonstraram que a carga hidráulica volumétrica não deve ultrapassar o valor de $5,0 \text{ m}^3/\text{m}^3.\text{d}$, o que equivale a um tempo de detenção hidráulica de 4,8 horas (CHERNICHARO, 2007). Ainda segundo estudos realizados, é de suma importância que os reatores UASB apresentem um tempo de retenção superior a 4,8 horas pois essa condição evita o arraste de lodo do sistema e aumenta a residência celular dentro dessa unidade (VERSIANI, 2005; CAMPOS, 1999).

Contudo, uma situação onde a CHV é muito menor do que o projetado está associada a perda de recursos financeiros e riscos de mau funcionamento devido a tempos excessivos de detenção hidráulica, problemas comuns em equipamentos superdimensionados, ou seja, com cargas aplicadas abaixo do definido no projeto. Noyola e colaboradores, baseados em uma amostra de 2.734 estações de tratamento de esgoto municipais, identificaram que o custo operacional por m^3 é maior para ETEs de pequeno porte, principalmente pelos equipamentos superdimensionados (NOYOLA et al., 2012).

A qualidade da operação e manutenção de uma ETE, juntamente com seu dimensionamento adequado tem impacto crucial nos resultados do sistema de esgotamento sanitário. Além de atender os objetivos técnicos e legislativos, o sistema deve conciliar baixos custos de implementação e operação (HELLER e CASTRO, 2013; CHERNICHARO, 2016). Sob essa perspectiva, uma redução no volume dos reatores impactaria diretamente economia

de implantação da tecnologia (KUCZMAN et al., 2011). Essa opção propicia ETEs mais compactas, fator que influencia diretamente no custo de aquisição de terreno e no custo de material para construção levando a investimentos economicamente mais viáveis (MORAES, 2020).

5 CONCLUSÃO

A taxa máxima de conversão de metano ocorreu durante as primeiras 24 horas de incubação, obtendo-se uma produção de 0,0430 L CH₄/d. A taxa de produção de CH₄ por massa de lodo (AME) em foi de 0,385 gDQO-CH₄/g STV.d. Esses valores estão dentro das faixas estabelecidas para digestores avaliados em escala laboratorial e ainda se mostraram mais altos do que outros trabalhos que avaliaram lodos proveniente de reatores UASB tratando esgotos domésticos, mesmo utilizando glicose como substrato. Os resultados obtidos com a realização neste ensaio mostraram-se favoráveis para o tratamento anaeróbio, tanto no ponto de vista da remoção da DQO, bem como para geração de biogás. A AME é um importante parâmetro de monitoramento e, portanto, seria uma importante ferramenta a ser implementada na rotina de operação ETE Alameda das Palmeiras para o controle operacional do reator UASB.

As vazões de entrada de efluente na ETE no ano de 2020 se mostraram menores do que as vazões previstas no projeto da estação. A vazão média prevista no projeto é de 2.392,42 m³/d e a observada durante 2020 foi de apenas 66,13% deste valor, com 1582,15 m³/d. Nenhum dos meses analisados se igualou ou superou a vazão média esperada. O mesmo ocorreu com a DQO de entrada, a qual embora esteja dentro dos padrões esperados na literatura, está abaixo do valor previsto no projeto. A média de DQO em 2020 foi de 607,5 mg/L, 64% do valor previsto. Além disso, a DQO de entrada esperada no projeto da ETE, 943,35 mg/L, é maior do que os valores previstos na literatura, entre 200 e 800 mg/L para esgotos domésticos. Essa discrepância entre os valores reais mensurados na ETE e os valores previstos, ocorre principalmente por conta da adoção de parâmetros relatados na literatura clássica e que não condizem com a realidade da comunidade local.

Como consequência de uma vazão superestimada pelo projeto, os tempos de detenção hidráulica calculados no reator também se mostraram fora do esperado para o projeto e para a literatura, atingindo uma média de 12,29 horas. Esse TDH pode ser considerado alto, principalmente quando considerada a temperatura da cidade de instalação da ETE.

Por fim, as cargas orgânicas e hidráulicas aplicadas no reator também foram menores do que as esperadas. A carga orgânica volumétrica teórica estabelecida para vazão média foi de 2,78 kgDQO/m³.d, enquanto a observada foi de 1,12 kgDQO/m³.d. Já a carga hidráulica volumétrica esperada é de 2,95 m³/m³.d, enquanto a mensurada foi de 1,95 m³/m³.d.

Considerando as médias mensais de vazão e as médias mensais de DQO afluente ao sistema, e os parâmetros operacionais do reator estudados neste trabalho, pôde-se verificar que houveram diferenças significativas entre os valores médios dos parâmetros avaliados definidos no projeto do reator UASB e os valores reais, mensurados na ETE. Dessa forma, pode-se afirmar que o reator operou, durante o período analisado, com cargas abaixo do definido em projeto, ou seja, na média, o reator esteve superdimensionado.

Além disso, devido ao período analisado corresponder aos meses de maior impacto da pandemia de COVID-19, nos quais, teoricamente, as vazões de entrada esgoto foram elevadas, esses resultados podem ainda estar superestimados. Dessa forma, faz-se necessário dados complementares de outros períodos para analisar a real situação do reator.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALBUQUERQUE, L. V. et al.. **Avaliação de atividade metanogênica específica para produção de biogás a partir de resíduos sólidos orgânicos**. Anais II CONEPETRO. Campina Grande: Realize Editora, 2016

AMIGO, Nisete Augusto de. Propriedade das normas de lançamento de esgoto. 1998. 104 f. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública) - **Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Fundação Oswaldo Cruz**, Rio de Janeiro, 1998.

ANGELIDAKI, I. et al. Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. **Water Science & Technology**, v. 59. n. 5, p. 927-934, 2009.

AQUINO, S. F. et al. Metodologias para determinação da atividade metanogênica específica (AME) em lodos anaeróbios. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 12, n. 2, p. 192–201, jun. 2007.

AUGUSTO, C.; SPERLING, M. V. **Biological wastewater treatment in warm climate regions**. London: Iwa, 2005.

BAIRD, R. et al. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. Washington, Dc: American Public Health Association, 2017b.

BARROS, Regina. Energia de Biogás da Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Orgânicos e de Aterros Sanitários. **Revista O Futuro da Energia**, v.1, n.1, p.1-9, 1 dez. 2016.

BARROS, Ricardo Victor de Oliveira. **Verificação do Dimensionamento de uma Estação de Tratamento de Esgoto de um Hospital**. 2017. 68 p. Monografia (Bacharelado em Engenharia Civil.) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, [S. l.], 2017.

BERTOLINO, S. M.; CARVALHO, C. F.; AQUINO, S. F. Caracterização e biodegradabilidade aeróbia e anaeróbia dos esgotos produzidos em campus universitário. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 13, p. 271–277, 1 set. 2008.

BORJA, P. C. Política pública de saneamento básico: uma análise da recente experiência brasileira. **Saúde e Sociedade**, v. 23, p. 432-447, 2014.

CAMPOS, J. R. **Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo**. 1 ed. Rio de Janeiro: ABES, PROSAB, 1999.

CHAVES, V. S.; SCHNEIDER, E. H. M.; LIMA, Arthur Silva Passos; MENDONÇA, Luciana Coêlho. Desempenho das estações de tratamento do esgoto de Aracaju. **Revista DAE**, v. 66, p. 51-58, 2017.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores Anaeróbios**. 2 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias); v.5. 2016.

CHIRANI, M. R. et al. Environmental impact of increased soap consumption during COVID-19 pandemic: Biodegradable soap production and sustainable packaging. **Science of The Total Environment**, v. 796, p. 149013, 20 nov. 2021.

COLLIVIGNARELLI, M. C. et al. Foams in Wastewater Treatment Plants: From Causes to Control Methods. **Applied Sciences**, v. 10, n. 8, p. 2716, 15 abr. 2020.

CONGRESSO TÉCNICO CIENTÍFICO DA ENGENHARIA E DA AGRONOMIA (CONTECC), 2017, Belém, PA. **Análise da atividade metanogênica a partir da biodigestão anaeróbia dos resíduos orgânicos gerados por um restaurante universitário [...]**. [S. l.: s. n.], 11/08/2017.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resolução nº N° 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. [S. l.], 17 mar. 2005.

CONSELHO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE (COEMA). **Resolução nº 2, de 2 de fevereiro de 2017**. Dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras, revoga as Portarias SEMACE no 154, de 22 de julho de 2002 e no 111, de 05 de abril de 2011, e altera a Portaria SEMACE no 151, de 25 de novembro de 2002. [S. l.], 2 fev. 2017.

Constituição da Organização Mundial da Saúde. Organização Mundial da Saúde (OMS), 1946.

COSTA, E. S. Proposta de Protocolo para Projeto de Engenharia de Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente com Manta de Lodo (2009). Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade do Estado do Rio de Janeiro – UERJ. Rio de Janeiro.

CUCO, Luis Fernando Oliveira. **Análise crítica de projetos de reatores UASB e concepção de sistema pré-fabricado de distribuição de esgoto para reatores de escala plena.** 2019. 58 p. Monografia (Bacharelado em Engenharia Ambiental e Sanitarista) - Universidade Federal de Juiz de Fora, [S. l.], 2019.

DOLFING, J.; BLOEMAN, W. G. B. M. Acitivity measurements as a tool to characterize the microbial composition of methanogenic environments. **Journal of Microbiological Methods**, v. 4, n. 1, p. 1–12, 1 jun. 1985.

DUNKEL, T. et al. Evaluating the influence of wastewater composition on the growth of *Microthrix parvicella* by GCxGC/qMS and real-time PCR. **Water Research**, v. 88, p. 510–523, 1 jan. 2016.

DUNKEL, T. et al. Illumina sequencing for the identification of filamentous bulking and foaming bacteria in industrial activated sludge plants. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 15, n. 6, p. 1139–1158, 7 ago. 2017.

EIKELBOOM, D. H. **Process control of activated sludge plants by microscopic investigation.** [s.l.] London Iwa Publ, 2000.

FERREIRA, M. DE P.; GARCIA, M. S. D. Saneamento básico: meio ambiente e dignidade humana. **Dignidade Re-Vista**, v. 2, n. 3, p. 12, 4 jul. 2017.

FILHO, A. S. L. S. et al. Dimensionamento de um reator UASB para tratamento de efluentes domésticos e recuperação do biogás para produção energética: um estudo de caso em Pouso Alegre (MG). **Revista Brasileira de Energias Renováveis**, v. 7, n. 1, 19 fev. 2018.

Guidelines on sanitation and health. Organização Mundial da Saúde. Geneva, 2018.

HASAN, C. et al. Produção de biogás a partir de resíduos agroindustriais: análise dos teores de sólidos totais, voláteis e fixos em amostras pré e pós digestão anaeróbia. **Revista Brasileira de Energias Renováveis**, v. 8, n. 1, 27 mar. 2019.

HELLER, L. CASTRO, J. E. **Política pública e gestão de serviços de saneamento**. Edição ampliada. Belo Horizonte: Editora UFMG; Rio de Janeiro: Editora Fiocruz. 2013

HOLT, M. S. et al. AIS/CESIO environmental surfactant monitoring programme. SDIA sewage treatment pilot study on linear alkylbenzene sulphonate (LAS). **Water Research**, v. 29, n. 9, p. 2063–2070, set. 1995.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico**. Rio de Janeiro, 2002.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Indicadores do desenvolvimento sustentável**. Rio de Janeiro, 2015.

JENKINS, D.; RICHARD, M. G.; DAIGGER, G. T. **Manual on the causes and control of activated sludge bulking, foaming, and other solids separation problems**. Boca Raton, Fla. ; London: Lewis Publishers, 2004.

JAWED, M.; TARE, V. Microbial composition assessment of anaerobic biomass through methanogenic activity tests. **Water AS**, v. 25, n. 3, p. 345-350, 4 mar. 1999.

JORDÃO, E.P e PESSÔA, C.A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 7. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2017.

KARIM, K. et al. Anaerobic Digestion of Animal Waste: Effect of mixing. **Bioresource Technology**, v. 96, n. 14, 1607-1612, 2005.

KOGO, B. K.; BIAMAH, E. K.; LANGAT, P. K. Optimized Design of a Hybrid Biological Sewage Treatment System for Domestic Wastewater Supply. **Journal of Geoscience and Environment Protection**, v. 05, n. 05, p. 14–29, 2017.

KUCZMAN, O; GOMES, S.D.; TAVARES, M.H.F.; TORRES, D.G.B.; ALCÂNTARA, M.S. Produção específica de biogás a partir de manipueira em reator de fase única. **Engenharia Agrícola**, v. 31, n. 1, p. 143-149, fev. 2011.

KUNZ, Airton *et al.* **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato.** [S. l.]: Embrapa Suínos e Aves, 2019. 214 p. ISBN 978-85-93823-01-5

LABIOGÁS. Documentos internos. Foz do Iguaçu: **CIBiogás** - PR, 2013

LOMBARDI, J. B. et al. Causas e consequências da formação do bulking viscoso em lodo biológico de uma ETE de fábrica de celulose. **O papel**, [s. l.], v. 76, ed. 5, p. 59 - 65, 2015.

LOMTE, A. T.; BOBADE, V. V. Suitability of UASB Reactor System in Tropical Developing Countries like India. **International Journal of Science and Research (IJSR)**, v. 4, n. 4, abr. 2015.

LONGARETTI, G. et al. Estudo da atividade metanogênica específica de diferentes lodos anaeróbios. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 24, p. 1139–1146, 20 dez. 2019.

LUCAS J. J. Algumas considerações sobre o uso do estrume de suínos como substrato para três sistemas de biodigestores anaeróbios (1994). Tese (Livre-Docência) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 1994

Manual de saneamento. Fundação Nacional de Saúde (FUNASA). Brasília, 2019.

MORAES, D. L. et al. Análise comparativa de parâmetros hidráulicos para dimensionamento de tecnologias em Estações de Tratamento de Esgoto. **Revista Internacional de Ciências**, v. 10, n. 1, p. 22–41, 30 abr. 2020.

NARCIZO, Ramon Batista *et al.* Prova de conceito e análise de desempenho em protótipo de sistema para o tratamento natural de efluentes domésticos. **Simpósio de Engenharia de Produção**, São Paulo, 9 nov. 2018.

OLIVEIRA, P. A. V. de. Produção e aproveitamento do biogás. **Tecnologias para o manejo de resíduos na produção de suínos: Manual de boas práticas.** Concórdia: Gestão Integrada de Ativos Ambientais, 2004.

PALMER, M.; HATLEY, H. The role of surfactants in wastewater treatment: Impact, removal and future techniques: A critical review. **Water Research**, v. 147, p. 60–72, 15 dez. 2018

PARLATORE, Antonio Carlos. Privatização do setor de saneamento no Brasil. *In: A privatização no Brasil: o caso dos serviços de utilidade pública*. Rio de Janeiro: Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social, 2000. cap. 8, p. 280 - 320.

Plano Nacional de Saneamento Básico. BRASIL, 2019.

PONTES, P. P.; CHERNICHARO, C. A. DE L. Efeito do retorno de lodo aeróbio sobre as características da biomassa presente em reatores UASB tratando esgoto sanitário. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 14, p. 223–234, 1 jun. 2009.

PRESIDÊNCIA DA REPÚBLICA. **Lei nº 14026, de 15 de julho de 2020**. Atualiza o marco legal do saneamento básico e altera a Lei nº 9.984, de 17 de julho de 2000, para atribuir à Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) competência para editar normas de referência sobre o serviço de saneamento (...). [S. l.], 15 jul. 2020.

Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). São Paulo, 2020. 246 p.

Relatório Anual de Sustentabilidade. Companhia Energética de Minas Gerais (CEMIG). Minas Gerais, 2016

ROCHA, M.A.G.; FLORENCIO, L.; KATO, M.T. (2003) Aplicação de teste de biodegradabilidade anaeróbia para efluentes de indústrias de bebidas. *In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Joinville, 2003

SAMUDRO, G.; MANGKOEDIHARDJO, S. Review on BOD, COD AND BOD/COD ratio: a triangle zone for toxic, biodegradable and stable levels. **International Journal of Academic Reserch**, v. 2, 4 jul. 2010.

SANTOS, E. M. N. et al. Geração de resíduos sólidos e vazão de esgoto durante a pandemia de COVID-19 em uma residência no sul de Minas Gerais. **Revista Augustus**, v. 26, n. 53, p. 11–23, 1 mar. 2021.

SANTOS, F. F. S. et al. O desenvolvimento do saneamento básico no Brasil e as consequências para a saúde pública. **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, v. 4, n. 1, 2 out. 2018.

SEVIOUR, R.; NIELSEN, P. H. **Microbial Ecology of Activated Sludge**. [s.l.] IWA Publishing, 2010.

SIMPÓSIO DE ENGENHARIA DE PRODUÇÃO, XXV., 2018, São Paulo. Prova de conceito e análise de desempenho em protótipo de sistema para o tratamento natural de efluentes domésticos [...]. [S. l.: s. n.], 2018.

SOUSA, Ana Cristina A. de; COSTA, Nilson do Rosário. Política de saneamento básico no Brasil: discussão de uma trajetória. **História, Ciências, Saúde – Manguinhos, Rio de Janeiro**, v.23, n.3, jul.-set. 2016, p.615-634.

SOUZA, L. F. C. et al. Methanogenic activity inhibition by increasing the linear alkylbenzene sulfonate (LAS) concentration. **Journal of Environmental Science and Health. Part A, Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering**, v. 51, n. 8, p. 656–660, 2 jul. 2016.

TEIXEIRA, A. R. et al. Influência da alteração da distribuição do tamanho de partículas no desempenho de reator UASB tratando esgoto doméstico. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 14, p. 159–166, 1 jun. 2009.

TUROLLA, F. A. Política de saneamento básico: avanços recentes e opções futuras de políticas públicas. IPEA, 1 dez. 2002.

VASCO, J. et al. Caracterización de los microorganismos de depuradoras biológicas urbanas de fangos activos con tratamiento convencional y de eliminación de nutrientes. **Tecnología del agua**, [s. l.], v. 29, ed. 305, p. 68-78, 2009.

VENKATESH, K. R.; RAJENDRAN, M.; MURUGAPPAN, A. A Correlation Study on Physico-Chemical Characteristics of Domestic Sewage. [s.l.] **Nature Environment and Pollution Technology**, v. 8, n. 1, p. 141-145, 2009.

VERMA, S.; DAS, L. M.; KAUSHIK, S. C. Effects of varying composition of biogas on performance and emission characteristics of compression ignition engine using exergy analysis. **Energy Conversion and Management**, v. 138, p. 346–359, abr. 2017.

VERSIANI, B. M. Desempenho de um Reator UASB Submetido a Diferentes Condições experimentais Tratando Esgotos Sanitários do Campus da UFRJ (2005). Dissertação

(Mestrado em Engenharia Civil) Universidade Federal do Rio de Janeiro – COPPE/UFRJ. Rio de Janeiro.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. WHO coronavirus disease (COVID-19) dashboard: data last updated: 2020/4/30. [Genebra]: WHO, 2020a. Disponível em: <https://covid19.who.int/>. Acesso em: 01 oct. 2022.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. “Water and sanitation”, in Health at a Glance: Asia/Pacific 2020: Measuring Progress Towards Universal Health Coverage. **OECD Publishing**. Paris, 2020.