

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ

ALVARO JAVIER ESTEBAN VILLOTA MORA

**INFLUÊNCIA DA ESPESSURA DO MEIO SUPORTE EM REATOR ANAERÓBIO
HÍBRIDO (UAHB) TRATANDO ESGOTO SINTÉTICO**

CURITIBA

2023

ALVARO JAVIER ESTEBAN VILLOTA MORA

**INFLUÊNCIA DA ESPESSURA DO MEIO SUPORTE EM REATOR ANAERÓBIO
HÍBRIDO (UAHB) TRATANDO ESGOTO SINTÉTICO**

**Influence of support medium's height in Hybrid Anaerobic Reactor (UAHB)
treating synthetic sewage**

Trabalho de Dissertação apresentado como requisito para obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil, do Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR).

Orientador: Prof. Dr. Fernando Hermes Passig

CURITIBA

2023



Ministério da Educação
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Campus Curitiba



ALVARO JAVIER ESTEBAN VILLOTA MORA

INFLUÊNCIA DA ESPESSURA DO MEIO SUPORTE EM REATOR ANAERÓBIO HÍBRIDO (UAHB) TRATANDO ESGOTO SINTÉTICO

Trabalho de pesquisa de mestrado apresentado como requisito para obtenção do título de Mestre Em Engenharia Civil da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Área de concentração: Meio Ambiente.

Data de aprovação: 03 de Agosto de 2023

Dr. Fernando Hermes Passig, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Dra. Ariuska Karla Barbosa Amorim, Doutorado - Universidade de Brasília (Unb)

Dra. Karina Querne De Carvalho Passig, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Documento gerado pelo Sistema Acadêmico da UTFPR a partir dos dados da Ata de Defesa em 03/08/2023.

Dedico este trabalho a Deus,
à mulher da minha vida, Yeimy,
aos meus pais, Javier e Gloria,
porque com vocês tudo é possível,
são meu orgulho, meu exemplo e motivação em cada passo,
por isso, todo meu amor e minhas vitórias são sempre para vocês.

AGRADECIMENTOS

À Organização dos Estados Americanos (OEA), ao Grupo Coimbra de Universidades Brasileiras (GCUB) e a UTFPR por terem me escolhido como um dos beneficiários da bolsa de estudo do edital OEA-GCUB 2020.

Agradeço ao meu orientador Prof. Dr. Fernando Hermes Passig, pela amizade, seus ensinamentos e a sabedoria com que me guiou nesta trajetória.

À professora Dra. Karina Querne de Carvalho, pelos conselhos, os ensinamentos e toda ajuda desde começo do mestrado.

Aos professores Dra. Ariuska Karla Barbosa Amorim e Dr. Marcus Vinícius de Liz pelas importantes sugestões e contribuições desenvolvidas nesta dissertação no dia de qualificação e defesa.

Ao Diretor do Programa de Pós-Graduação de Engenharia Civil, professor Dr. João Elias Filho, pelas orientações, gestão e toda ajuda no meu mestrado.

À Secretaria do Curso, pela cooperação.

Gostaria de deixar registrado também, o meu reconhecimento ao meu irmão Mauricio, minha prima Carolina, meus tios Mercedes, Alvaro, Inés, Jorge, Hada e Henry, à minha família Mora Espinoza e Ordoñez Muñoz, pois acredito que após deixar meu país, sem o apoio de vocês e a sua companhia na distância seria muito difícil vencer esse desafio.

Aos meus colegas do LabSan: Jossy Karla Brasil Bernardelli, Janaina Santos Saldanha Marques, Adelanía de Oliveira Souza, Milton Manzoni Junior, Pedro Hamilton Oliveira, Leonardo de Aguiar, Beatriz Larissa Pedro, Lucas de Carvalho Silva, Leonardo Kozak Michelin, Debora Gonçalves Bortolini e Mayra Alves Donato pela amizade e por todos os ensinamentos.

Ao técnico Alexandre José Gonçalves pôr a sua contribuição no desenvolvimento dos análises de MEV e EDS no Centro Multiusuário de Caracterização de Materiais (CMCM) da UTFPR Curitiba

Enfim, a todas as pessoas que me ajudaram ao desenvolvimento da pesquisa.

À Universidade Tecnológica Federal do Paraná campus Curitiba e ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil.

Finalmente, a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES), por ter me apoiado neste trabalho com a concessão da bolsa de estudos.

RESUMO

VILLOTA MORA, Alvaro Javier Esteban. **Influência da espessura do meio suporte em reator anaeróbio híbrido (UAHB) tratando esgoto sintético. 2023.** 112 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2023.

Considerando a importância da formação de biofilme, a influência do material suporte para a retenção de biomassa e a microbiologia nos processos internos no reator anaeróbio híbrido (UAHB) é necessário desenvolver estudos que permitam estabelecer as melhores características do meio suporte nas diferentes condições de funcionamento do reator. Admitindo tal panorama, esta pesquisa tem como um dos pontos de interesse a contribuição aos estudos dos reatores UAHB avaliando a variação das alturas do meio suporte composto por anéis corrugados de Policloreto de vinila (PVC) tipo Conduite em um modelo de reator anaeróbio híbrido (UAHB), tratando esgoto sintético. Assim, foi estabelecida a relação entre a altura do meio suporte e a resposta do UAHB em termos de pH, alcalinidade, ácidos voláteis, DQO, turbidez, condutividade, sólidos totais, sólidos totais fixos e voláteis quando é variado o tempo de detenção hidráulica (TDH). Justifica-se esta pesquisa pela importância do conhecimento das características físicas do meio suporte no desempenho do reator UAHB objetivando projetar sistemas com maior eficiência. Com base na revisão bibliográfica foi projetado o piloto do reator UAHB, estabelecendo os parâmetros operacionais e o dimensionamento do sistema (diâmetro nominal igual a 100 mm e comprimento igual a 75 mm) para avaliar a eficiência do reator UAHB com relação a variação das alturas do meio suporte. Desse modo foram selecionadas alturas iguais a 6 cm (8% do volume total), 15 cm (20% do volume total) e 24 cm (32% do volume total). Visando alcançar os objetivos propostos, foi necessário estabelecer 3 etapas de operação, sendo a Etapa 1 (TDH = 10 h), Etapa 2 (TDH = 7 h) e Etapa 3 (TDH = 4 h), utilizando o valor médio de concentração igual a 500 mgDQO L⁻¹, a qual, é equivalente a carga orgânica volumétrica (COV) igual a 1,20, 1,71 e 3,0 KgDQO m⁻³ d⁻¹ para os TDH iguais a 10, 7 e 4 h, respectivamente. Na Etapa 1, obteve-se os melhores resultados com remoção média de matéria orgânica (DQO) igual a 69,4%, 70% e 72,6%, remoção média de turbidez de 85,2%, 86,9% e 90,2%, remoção média de sólidos totais equivalente a 61,6%, 63,2% e 63,9% para as alturas do meio suporte iguais a 6, 15 e 24 cm respectivamente. O estudo indicou melhores resultados operacionais para altura do meio suporte igual a 24 cm utilizando 10 horas de TDH. Nas análises microestruturais de Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV), o lodo anaeróbio extraído do reator com espessura do meio suporte igual a 24 cm, apresentou estrutura mais compacta e com menor quantidade de vazios, além de maior concentração de carbono de acordo com a análise de composição química por espectroscopia de energia dispersiva de raio-X (EDX). Conclui-se que quanto maior a espessura do meio suporte, foram atingidos maiores valores na remoção de matéria orgânica (DQO), turbidez, sólidos, além da produção de gás e condutividade.

Palavras-chave: UAHB; Anéis corrugados de PVC; TDH; DQO; Digestão anaeróbia.

ABSTRACT

VILLOTA MORA, Alvaro Javier Esteban. **Influence of support medium's height in Hybrid Anaerobic Reactor (UAHB) treating synthetic sewage. 2023.** 112 p. Dissertation (Masters in Civil Engineering) – Federal Technological University of Paraná. Curitiba, 2023.

Considering the importance of the formation of biofilm, the influence of the support material for the retention of biomass, and the microbiology of internal processes in the hybrid anaerobic reactor (UAHB), it is necessary to develop studies that allow establishing the best characteristics of the filter medium in the different reactor's operating conditions. This research contributed to the wastewater treatment knowledge by evaluating the variation of the heights of the filter medium composed of Conduit Polyvinyl chloride (PVC) corrugated rings in a UAHB pilot treating synthetic wastewater. Likewise, this research contributed to defining the relationship between the filter medium's size and the UAHB response in terms of pH, alkalinity, volatile acids, COD, turbidity, conductivity, total solids, total fixed and volatile solids with the hydraulic retention time (HRT) variations. The research is justified based on the need to know the filter medium's physical characteristics and the UAHB reactor's performance to project systems with greater efficiency. The UAHB pilot was built based on the bibliographical review, establishing the operational parameters and the sizing of the treatment system (nominal diameter equal to 100 mm and length equal to 75 cm) to evaluate the efficiency of the UAHB reactor with the variation of the heights of the half support. Therefore, filter medium heights equivalent to 6 cm (8% of total volume), 15 cm (20% of total volume), and 24 cm (32% of total volume) are selected. The study developed three stages of operation: Stage 1 (HRT =10 h), Stage 2 (HRT =7 h), and Stage 3 (HRT =4 h), using the average concentration value equal to 500 mgCOD L⁻¹, which is equivalent to the organic load rate (OLR) comparable to 1.20, 1.71 and 3.0 kgCOD m⁻³ d⁻¹ for HRT equal to 10, 7 and 4 h respectively. In the first stage, the best results were obtained with average COD removals equal to 69.4%, 70%, and 72.6%, turbidity of 85.2%, 86.9%, and 90.2%, total solids equivalent at 61.6%, 63.2% and 63.9% for filter medium's heights equal to 6, 15 and 24 cm respectively. The study indicated better operational results for a filter medium's height equal to 24 cm using 10 hours of TDH. In the microstructural analysis of Scanning Electron Microscopy (SEM), the anaerobic sludge extracted from the reactor with a filtering medium's height equal to 24 cm presented a more compact structure and with a smaller void, in addition to a higher concentration of carbon according to the analysis of chemical composition by energy dispersive X-ray spectroscopy (EDX). It is concluded that the greater the filter medium height, the higher values are achieved in removing organic matter (COD), turbidity, solids, gas production, and conductivity.

Keywords: UAHB; PVC corrugated rings; HRT; COD; anaerobic digestion.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Esquema do reator anaeróbio híbrido.....	24
Figura 2 - Fluxograma metodológico	33
Figura 3 - Sistema Experimental de reator anaeróbio híbrido (UAHB).....	35
Figura 4 - Desenho dos reatores: (a) Materiais de construção do piloto de UAHB; (b) Dimensões dos reatores UAHB	36
Figura 5 - Fotografia dos módulos de meio filtrante tipo colmeia	39
Figura 6 - Fotografia da instalação de módulos de meio filtrante tipo colmeia nos reatores UAHB	39
Figura 7 - Fotografia do sistema de medição de volume de gás: a) por deslocamento líquido e; b) Medidor Ritter.....	41
Figura 8 - Fotografia da coleta de amostras de lodo para análises de Microscopia Eletrônica de Varredura	45
Figura 9 - Gráfico correlacionando a altura de reator com a seção transversal e a eficiência de remoção de matéria orgânica (DQO) dos dados das Tabelas 2 e 3 e dos Apêndices A e B	49
Figura 10 - Gráfico correlacionando o volume de reator com a porcentagem de volume do meio suporte do reator com relação ao volume total do reator e a eficiência de remoção da matéria orgânica (DQO) dos dados das Tabelas 2 e 3 e dos Apêndices A e B	51
Figura 11 - Gráfico correlacionando o Tempo de detenção hidráulica com a carga orgânica volumétrica (COV) e a eficiência de remoção da matéria orgânica (DQO) dos dados das Tabelas 2 e 3 e dos Apêndices A e B	52
Figura 12 - Gráfico sobre comportamento da temperatura nos reatores UAHB 1 (h _{meio suporte} 6 cm), 2 (h _{meio suporte} 15 cm) e 3 (h _{meio suporte} 24 cm), nas etapas 1 (TDH 10 h), 2 (TDH 7 h) e 3 (TDH 4 h).....	57
Figura 13 - Gráfico sobre a variação do pH nos efluentes dos reatores UAHB 1 (h _{meio suporte} 6 cm), 2 (h _{meio suporte} 15 cm) e 3 (h _{meio suporte} 24 cm), nas etapas 1 (TDH 10 h), 2 (TDH 7 h) e 3 (TDH 4 h)	58
Figura 14 - Gráfico sobre comportamento da Alcalinidade Total nos reatores UAHB 1 (h _{meio suporte} 6 cm), 2 (h _{meio suporte} 15 cm) e 3 (h _{meio suporte} 24 cm), nas etapas 1 (TDH 10 h), 2 (TDH 7 h) e 3 (TDH 4 h).....	60
Figura 15 - Gráfico sobre Alcalinidade Parcial e Intermediária no afluente sintético e os efluentes dos reatores UAHB 1 (h _{meio suporte} 6 cm), 2 (h _{meio suporte} 15 cm) e 3 (h _{meio suporte} 24 cm), nas etapas: (a) Etapa 1 (TDH 10 h); (b) Etapa 2 (TDH 7 h); (c) Etapa 3 (TDH 4 h).....	62
Figura 16 - Gráfico sobre comportamento dos ácidos voláteis nos reatores UAHB 1 (h _{meio suporte} 6 cm), 2 (h _{meio suporte} 15 cm) e 3 (h _{meio suporte} 24 cm), nas etapas 1 (TDH 10 h), 2 (TDH 7 h) e 3 (TDH 4 h).....	64
Figura 17 - Gráfico sobre comportamento da DQO nos reatores UAHB 1 (h _{meio suporte} 6 cm), 2 (h _{meio suporte} 15 cm) e 3 (h _{meio suporte} 24 cm), nas etapas 1 (TDH 10 h), 2 (TDH 7 h) e 3 (TDH 4 h)	66

Figura 18 - Gráfico sobre comportamento da Turbidez nos reatores UAHB 1 (h_{meio} suporte 6 cm), 2 (h_{meio} suporte 15 cm) e 3 (h_{meio} suporte 24 cm), nas etapas 1 (TDH 10 h), 2 (TDH 7 h) e 3 (TDH 4 h)	69
Figura 19 - Gráfico sobre comportamento da condutividade nos reatores UAHB 1 (h_{meio} suporte 6 cm), 2 (h_{meio} suporte 15 cm) e 3 (h_{meio} suporte 24 cm), nas etapas 1 (TDH 10 h), 2 (TDH 7 h) e 3 (TDH 4 h)	71
Figura 20 - Gráfico sobre comportamento dos sólidos nos reatores UAHB 1 (h_{meio} suporte 6 cm), 2 (h_{meio} suporte 15 cm) e 3 (h_{meio} suporte 24 cm), nas etapas 1 (TDH 10 h), 2 (TDH 7 h) e 3 (TDH 4 h)	73
Figura 21 - Gráfico sobre concentração dos sólidos no afluente e nos efluentes dos reatores UAHB 1 (h_{meio} suporte 6 cm), 2 (h_{meio} suporte 15 cm) e 3 (h_{meio} suporte 24 cm), nas etapas: (a) Etapa 1 (TDH 10 h); (b) Etapa 2 (TDH 7 h); (c) Etapa 3 (TDH 4 h)	74
Figura 22 - Gráfico sobre comportamento da produção de biogás nos reatores UAHB 1 (h_{meio} suporte 6 cm), 2 (h_{meio} suporte 15 cm) e 3 (h_{meio} suporte 24 cm), nas etapas 1 (TDH 10 h), 2 (TDH 7 h) e 3 (TDH 4 h)	76
Figura 23 - Micrografias MEV de amostras de lodo: (a, b) Reator UAHB 1; (c, d) Reator UAHB 2; (e, f) Reator UAHB 3	82

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Constituintes típicos dos esgotos sanitários no Brasil	19
Tabela 2 - Resumo de estudos preliminares sobre reatores tipo UASB	29
Tabela 3 - Resumo de estudos preliminares sobre reatores UAHB	30
Tabela 4 - Resumo de parâmetros de funcionamento, construção e instalação dos reatores UAHB 1, 2 e 3	37
Tabela 5 - Características dos meios filtrantes	40
Tabela 6 - Composição do efluente sintético para concentração de 500 mgDQO dia ⁻¹	42
Tabela 7 - Resumo de parâmetros operativos das Etapas 1, 2 e 3 para os reatores UAHB 1, 2 e 3	43
Tabela 8 - Parâmetros de análise e respectivas metodologias utilizadas no experimento	44
Tabela 9 - Caracterização físico-química do afluente sintético simulando esgoto sanitário.....	53
Tabela 10 - Caracterização físico-química dos efluentes dos reatores UAHB 1 (h _{meio suporte} 6 cm), 2 (h _{meio suporte} 15 cm) e 3 (h _{meio suporte} 24 cm), nas Etapas 1 (TDH 10 h), 2 (TDH 7 h) e 3 (TDH 4 h)	56
Tabela 11 - Relações AI/AP e AP/AT para os reatores UAHB 1 (h _{meio suporte} 6 cm), 2 (h _{meio suporte} 15 cm) e 3 (h _{meio suporte} 24 cm), nas etapas 1 (TDH 10 h), 2 (TDH 7 h) e 3 (TDH 4 h).....	62
Tabela 12 - Razão AV/AT para os reatores UAHB 1 (h _{meio suporte} 6 cm), 2 (h _{meio} suporte 15 cm) e 3 (h _{meio suporte} 24 cm), nas etapas 1 (TDH 10 h), 2 (TDH 7 h) e 3 (TDH 4 h).....	65
Tabela 13 - Resultados do P-valor do teste de normalidade de Shapiro-Wilk para as variáveis que representam os parâmetros operacionais dos reatores UAHB 1 (h _{meio suporte} 6 cm), 2 (h _{meio suporte} 15 cm) e 3 (h _{meio suporte} 24 cm), – Etapas: 1 (TDH 10 h); 2 (TDH 7 h) e (TDH 4 h) .	78
Tabela 14 - Coeficiente de correlação de Pearson (σ) entre a altura do meio suporte e os parâmetros operacionais dos reatores UAHB 1 (h _{meio} suporte 6 cm), 2 (h _{meio suporte} 15 cm) e 3 (h _{meio suporte} 24 cm), – Etapas: 1 (TDH 10 h), 2 (TDH 7 h) e 3 (TDH 4 h).....	79
Tabela 15 - Coeficiente de correlação de Kendall entre a altura do meio suporte e os parâmetros operacionais dos reatores UAHB 1 (h _{meio} suporte 6 cm), 2 (h _{meio suporte} 15 cm) e 3 (h _{meio suporte} 24 cm), – Etapas: 1 (TDH 10 h), 2 (TDH 7 h) e 3 (TDH 4 h).....	81
Tabela 16 - Resultados das porcentagens de composição nas microanálises químicas do lodo anaeróbio dos reatores UAHB 1, 2 e 3	84

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AT	Alcalinidade total
Coef.	Coeficiente
COV	Carga orgânica volumétrica
DQO	Demanda química de oxigênio
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
NBR	Normas Brasileiras
pH	Potencial Hidrogeniônico
PVC	Policloreto de vinila
SSF	Sólidos suspensos fixos
SST	Sólidos suspensos totais
SSV	Sólidos suspensos voláteis
ST	Sólidos Totais
STF	Sólidos totais fixos
STV	Sólidos totais voláteis
TDH	Tempo de detenção hidráulica
UAHB	Reator anaeróbio híbrido
UASB	Reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente
UTFPR	Universidade Tecnológica Federal do Paraná

LISTA DE SÍMBOLOS

Q	Vazão
D	Diâmetro na Base
A	Área
HT	Altura
BL	Borde Livre
HU	Altura Útil
VU	Volume Útil
UB	Velocidade na Base
UA	Velocidade Ascensional
T	Temperatura
pH	Potencial Hidrogeniônico

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
2	OBJETIVOS	16
2.1	Objetivo Geral	16
2.2	Objetivos Específicos	16
3	REVISÃO DA LITERATURA	17
3.1	Sistema de esgotamento sanitário no Brasil e cobertura atual	17
3.2	Composição dos esgotos no Brasil.....	18
3.3	Reator anaeróbio	20
3.4	Dinâmica nos reatores anaeróbios e processos de digestão anaeróbia no tratamento de esgoto.....	20
3.5	Biomassa, biofilme e estrutura populacional microbiana	22
3.6	Sistemas híbridos de tratamento	23
3.7	Reator anaeróbio híbrido	24
3.8	Vantagens do reator anaeróbio híbrido.....	25
3.9	Monitoramento de parâmetros físicos, químicos, microbiológicos e do crescimento bacteriano na biomassa gerada no reator anaeróbio híbrido	26
3.10	Produtos finais do tratamento por meio do reator anaeróbio híbrido	27
3.11	Avanços no desenvolvimento de reatores tipo UASB e UAHB.....	27
4	MATERIAIS E MÉTODOS	33
4.1	Localização do experimento	34
4.2	Análise dos estudos preliminares	34
4.3	Sistema Experimental de reator anaeróbio híbrido (UAHB)	35
4.3.1	Meio suporte para os Reatores Anaeróbios Híbridos (UAHB).....	38
4.3.2	Sistema de medição de gás	40
4.4	Inoculo.....	42
4.5	Esgoto sintético.....	42
4.6	Condições operacionais	43
4.7	Parâmetros de monitoramento.....	44
4.8	Análises de microscopia eletrônica de varredura (MEV).....	45
4.9	Análise estatística	46
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES	49

5.1	Análise dos estudos preliminares e dimensionamento do piloto de reator UAHB.....	49
5.2	Caracterização do afluente sintético	53
5.3	Avaliação do desempenho dos reatores	55
5.4	Análises microestruturais de Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV)	81
6	CONCLUSÕES	85
	REFERÊNCIAS.....	87
	APÊNDICE A - Resumo de estudos preliminares sobre reatores tipo UASB	101
	APÊNDICE A - Resumo de estudos preliminares sobre reatores UAHB	104

1 INTRODUÇÃO

O reator anaeróbio híbrido (UAHB) é um reator de alta taxa que combina os benefícios do processo biológico de crescimento suspenso (tipo UASB) adicionando na parte superior um filtro anaeróbio em um único reator para tratar águas residuárias domésticas e industriais (SATHYMOORTHY, 2017).

Segundo Omil *et al.* (2003), os reatores anaeróbios híbridos possuem um meio suporte que facilita a formação e retenção do biofilme bacteriano. O meio suporte apresenta vantagens ao tratamento, tais como, reter grandes quantidades de sólidos, facilitar a formação da biomassa e consequentemente possibilitar a geração de biofilme, além de permitir a separação de fases da água residuária tratada, resultando em melhor qualidade do efluente (TILCHE e VIEIRA, 1991).

Por outro lado, os microrganismos aderem ao meio suporte sob determinadas condições, interagem com as superfícies e iniciam o crescimento celular, dando origem a colônias de microrganismos; quando a massa celular é suficiente para agregar nutrientes, resíduos e outros microrganismos, forma-se o que se denomina biofilme (ZOTTOIA, 1994). Os biofilmes contêm partículas de proteínas, lipídios, fosfolipídios, carboidratos, sais minerais e vitaminas, entre outros, que formam uma espécie de crosta, debaixo da qual os microrganismos continuam a crescer, formando um cultivo ou uma associação com outros microrganismos. No biofilme os microrganismos ficam mais resistentes à ação de agentes químicos e físicos, inclusive ante a presença de desinfetantes (PARIZZI, 1998).

O reator anaeróbio híbrido tem capacidade de reter grandes quantidades de biomassa em seu interior devido às características do meio suporte, e pode alcançar altas eficiências. Os microrganismos que não permanecem no biofilme, formam um tipo de floculante intersticial ou lodo granular nos interstícios. Esse lodo intersticial é biologicamente ativo e, se é retirado do sistema, pode afetar negativamente a eficiência (DA SILVA *et al.*, 2013). De acordo com Chernicharo (1997), a biomassa retida no reator apresenta-se em camada de biofilme aderido às superfícies do material suporte; de maneira dispersa retida nos interstícios do material suporte; e, no fundo falso do material suporte, retida em forma de flocos ou grânulos.

Segundo Gonzalez-viar (2016), a superfície específica do meio suporte no reator influencia a capacidade de tratamento do sistema híbrido, pois facilita a retenção da população microbiana, que é um fator chave no desempenho do reator.

Assim, segundo Mchugh *et al.* (2005), o monitoramento da estrutura populacional microbiana e a dinâmica nos reatores anaeróbios auxiliam na identificação prévia de potenciais problemas operacionais.

Consequentemente, é necessário procurar as melhores configurações de meios suporte para otimizar a qualidade e quantidade de biomassa que conforma o biofilme. Alguns pesquisadores como Passig (1995), Godinho (2017), Michelon (2019) e Da Silva *et al.* (2021) encontraram resultados eficientes no monitoramento do reator anaeróbio híbrido usando anéis corrugados em Policloreto de vinila (PVC) tipo Conduite. No entanto, ainda não há estudos que avaliem a altura do meio suporte composto por anéis corrugados de PVC, o que reforça o aspecto inovador desta pesquisa. Desta forma, visando garantir o êxito do tratamento é importante conhecer as condições físicas para o melhor desenvolvimento microbiano, pois o tratamento requer a combinação de nutrientes e de ambientes físicos adequados.

O grupo de pesquisa de Processos Físico-químicos e Biológicos de tratamento de águas residuárias de origem doméstica e industrial da UTFPR desde o ano 2014, tem estudado a eficiência dos UAHB na remoção de matéria orgânica e produção de biogás a partir da alteração de variáveis como a temperatura, meio suporte, volume, tempo de detenção hidráulica e carga orgânica. Embora diferentes médios filtrantes tenham sido avaliados, até a presente data não foi considerada no grupo de pesquisa, a influência da altura do médio suporte. Por tanto, o interesse desta pesquisa está relacionado principalmente na continuidade de pesquisas já realizadas no laboratório de saneamento da UTFPR, além da necessidade da avaliação da altura do médio de suporte dentro do UAHB com relação a seu desempenho.

Assim, este estudo tem foco nas características do meio suporte em um reator anaeróbio híbrido que trata efluente sintético, simulando esgoto sanitário, utilizando anéis corrugados em PVC tipo Conduite como material suporte.

Esta pesquisa inclui a construção de 3 reatores anaeróbios híbridos em escala piloto de mesmas dimensões, nos quais somente foi variada a altura do meio suporte. Os reatores foram operados em paralelo com as mesmas condições operacionais mudando o tempo de detenção hidráulica para cada etapa, evitando desse modo, a influência de fatores externos, tais como: diferença de temperaturas e umidade de ambiente, pois os três reatores foram instalados em um mesmo local e altura; diferença na composição do afluente, pois o afluente do tratamento é subministrado

simultaneamente nos três reatores; diferença nas condições de análise de laboratório ou recalibração de equipamentos, pois todas as coletas de amostras de afluente e efluente, além dos análises de laboratório foram desenvolvidos em paralelo. Além disso, esta pesquisa apresentou como vantagem melhorar a eficiência no monitoramento dos parâmetros operacionais, pois, neste caso, os tempos de coleta de dados com relação a mudança das variáveis altura do meio suporte e tempo de detenção hidráulica ocorreu em tempos três vezes inferiores do que os observados em pesquisas anteriores com objetivos similares.

Considerando o exposto, justifica-se esta pesquisa pela importância do conhecimento das características físicas do meio suporte no desempenho do reator UAHB e a influência dos fatores altura do meio suporte e tempo de detenção hidráulica (TDH) visando projetar sistemas com maior eficiência.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

O objetivo geral desta pesquisa é avaliar a influência da altura do meio suporte na remoção de matéria orgânica em um reator anaeróbio híbrido tratando afluente sintético.

2.2 Objetivos Específicos

Os objetivos específicos desta pesquisa são:

- Estabelecer a relação entre a altura do meio suporte e a eficiência da remoção da matéria orgânica;
- Avaliar a influência da diminuição do tempo de detenção hidráulica de 10 h, para 7 h e para 4 h no desempenho do reator anaeróbio híbrido e;
- Avaliar o comportamento dos parâmetros físicos e químicos ao longo do experimento.

3 REVISÃO DA LITERATURA

O desenvolvimento metodológico desta pesquisa por meio de ensaios experimentais de laboratório é baseado nos fundamentos teóricos. Consequentemente, é apresentada uma análise preliminar dos conceitos que permitam orientar ao leitor e contextualizar nos tópicos da pesquisa. No referencial teórico, será apresentada uma revisão dos fundamentos conceituais, técnicos e metodológicos empregados. Posteriormente, é apresentado o estado de conhecimento do tema e o problema de pesquisa a partir da análise de revisão bibliográfica.

3.1 Sistema de esgotamento sanitário no Brasil e cobertura atual

De acordo com a Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007 (BRASIL, 2007), o sistema de esgotamento sanitário relaciona todas as atividades, instalações e processos desde as ligações domiciliares até a disposição final, incluindo o transporte e tratamento. De acordo com Heller (2015) o acesso adequado ao serviço de esgotamento sanitário é de importância na saúde pública devido ao fato de que previne a contaminação do meio ambiente além de prevenir doenças na população.

De acordo com as informações atualizadas no diagnóstico desenvolvido pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) (BRASIL, 2021), destacam-se algumas informações importantes a seguir.

Com relação à cobertura total, 2.807 municípios no Brasil têm acesso ao sistema público de esgotamento, e que 1.937 municípios utilizam soluções alternativas individuais (fossas sépticas e rudimentares, lançamento direto em cursos naturais). Por outro lado, 50,8% dos esgotos gerados são coletados, e apenas 79,8% dos esgotos coletados são tratados.

Segundo o banco de dados do Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH), a quantidade de estações de tratamento de esgoto no Brasil é 3.668 ETE's, das quais, 37% correspondem à sistemas anaeróbios, 35% à Sistema de lagoa, 12% à Processo simplificado, 10% à Lodo Ativado, 2% à Tratamento Químico e Biológico, 2% à miscelânea de Processos (2%) e por fim, 2% à Situações especiais. As ETE's mencionadas estão localizadas em 2.007 municípios

e há 46,5% de atendimento da população urbana com sistemas coletivos de coleta e tratamento de esgotos (ANA, 2020).

Segundo o Ministério das Cidades, o Plano Nacional de Saneamento Básico (PLANSAB) é um plano abrangente de saneamento básico que considera as 4 áreas temáticas do saneamento básico descritas na lei de saneamento 11.445/2007 (Abastecimento de Água, Esgotamento Sanitário, Limpeza Urbana e manejo de Resíduos Sólidos e água pluviais urbanas) (PLANSAB, 2019). Com o cumprimento das metas do PLANSAB, a expectativa é de que até o ano 2033 seja possível uma cobertura completa dos serviços de aqueduto e esgotamento sanitário em todas as áreas urbanas do país. De forma geral, espera-se que no ano de 2033 um total de 93% das águas residuais coletadas sejam tratadas. Além disso, espera-se que 53% dos resíduos sólidos sejam coletados de forma seletiva. Assim, com o cumprimento desta meta, mais de 90% dos municípios poderão ter desenvolvidos planos regionais de saneamento básico.

3.2 Composição dos esgotos no Brasil

Em conformidade com a normatividade brasileira NBR 9648/1986, o esgoto doméstico pode ser definido como os despejos líquidos que são produzidos pelo uso da água em atividades como higiene e necessidades fisiológicas humanas. Por outro lado, o conceito do esgoto sanitário é diferente, pois, é definido como o despejo líquido constituído de esgoto doméstico mais o esgoto industrial, a água de infiltração e a contribuição pluvial parasitária (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT, 1986).

De acordo com Lopes (2015), as vazões, as composições e as concentrações dos esgotos sanitários variam em função dos dias da semana e das horas do dia, não só relacionados a vazão, mas também em termos de composição e concentração. Essa variabilidade também tem relação com as atividades humanas, industriais e condições climáticas.

Nos esgotos é possível encontrar nitrogênio em forma de gás (N_2) e em forma orgânica suspensa como nitrogênio amoniacal (NH_3), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-) (VON SPERLING, 1996). Além dos compostos mencionados, nos esgotos, devido à presença de matéria proteica e da ureia, são encontrados os seguintes compostos

nitrogenados: carbonato de amônia, hidróxido de amônia (NH₄OH), nitratos e nitrogênio orgânico. Por outro lado, possuem amoníaco, como produto da oxidação biológica da matéria nitrogenada (BUENO, 2011).

De Sousa *et al.* (2010) caracterizaram os componentes dos esgotos no Brasil a partir das análises de cromatografia líquida, os autores encontraram que as águas de esgoto apresentam diversidade de natureza química, pois contém componentes de fármacos, produtos de limpeza e higiene pessoal e outras substâncias, além de variedade de compostos orgânicos. Os compostos orgânicos normalmente são constituídos de carbono, hidrogênio, oxigênio e, em alguns casos, nitrogênio. Nos esgotos, a matéria orgânica é constituída por proteínas (40 a 60%), carboidratos (25 a 50%), óleos e graxas (8 a 12%) (METCALF e EDDY, 2003).

Na Tabela 1 são apresentados os principais constituintes dos esgotos sanitários no Brasil (DIAS *et al.*, 2014).

Tabela 1- Constituintes típicos dos esgotos sanitários no Brasil

Parâmetro	Concentração
DBO total	235/219(128)
DBO filtrada	70/66(44)
DBO particulada	130/128(97)
DQO total	373/374 (120)
DQO filtrada	169/158(73)
DQO particulada	222/227(84)
SST	194/184(73)
STV	150/149(73)
Turbidez	126/120(51)
Total N	33/32(9)
NTK	30/30(10)
Nitrogênio Amoniacal	23/23(9)
Nitrogênio Orgânico	7,0/5,2 (5,7)
Nitritos	0,001/0,002(0,01)
Nitratos	0,28/0,11(0,40)
Fosforo total	1,7/1,7(0,7)
Fosfatos	1,4/0,9 (1,3)
Coliformes totais	1,36 x 10 ⁹ /1,30 x 10 ⁹
E. Coli	2,46 x 10 ⁸ /2,20 x 10 ⁸

Legenda: Concentração: Média/Mediana(desvio padrão). Unidades: mg/L, exceto Turbidez (NTU), Coliformes totais e E. Coli (UFC/ 100 mL)

Fonte: Dias *et al.* (2014)

Os valores de concentração indicados por Dias *et al.* (2014), foram estimados a partir da avaliação de análises de esgoto gerado por 250 habitantes brasileiros por um período de 10 anos.

3.3 Reator anaeróbio

Os reatores anaeróbios são uma alternativa viável para o tratamento de águas residuais, pois têm como vantagens o baixo custo operacional, a alta eficiência na remoção da carga orgânica e a baixa produção de lodo. Além disso, os tratamentos nos sistemas que incluem reator anaeróbio permitem obter benefício energético por meio da produção de biogás (DONOSO-BRAVO *et al.*, 2009). O processo de tratamento de águas residuárias envolve a degradação e estabilização de materiais orgânicos em condições anaeróbias por arqueias (CHEN *et al.*, 2008); esse processo baseia-se em um consórcio de populações de microrganismos simbióticos e interdependentes, que são capazes de utilizar um espectro diversificado de substratos na ausência de oxigênio para que aconteça a síntese de produtos finais (GHALY, 1996).

Segundo Muñoz (2016), os reatores anaeróbios de baixa taxa são conhecidos como reatores de primeira geração, sendo sistemas onde o tempo de retenção celular é igual ao tempo de detenção hidráulica. Esses reatores apresentam um inadequado contato entre o substrato e a biomassa, em consequência menores eficiências em comparação com os reatores de alta taxa pois a biomassa é retida como um sedimento no fundo do reator. Alguns exemplos do reator de baixa taxa são: tanque séptico, tanque imhoff, lagoa anaeróbia, digestores convencionais e com mistura completa.

Os reatores anaeróbios de alta taxa oferecem como vantagem a possibilidade de tratar altas cargas orgânicas, altas taxas de fluxo e baixos tempos de detenção hidráulica. Por outro lado, esses sistemas demandam menores áreas de superfície e volume. Como resultado de uma maior eficiência no reator, é produzido maior volume de biogás. Um exemplo desse tipo de reator é o reator anaeróbio de fluxo ascendente (UASB), o qual tem sido amplamente utilizado no tratamento de águas residuais (DUTTA *et al.*, 2018).

3.4 Dinâmica nos reatores anaeróbios e processos de digestão anaeróbia no tratamento de esgoto

A digestão anaeróbia é um processo biológico no qual a degradação da matéria orgânica é realizada por um grupo de microrganismos na ausência de

oxigênio molecular, produzindo um gás composto principalmente de metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2), e um lodo estabilizado (CHERNICCHARO, 1997; LETTINGA, 1995). Avanços no conhecimento dos processos microbiológicos e bioquímicos, juntamente com o avanço de novas configurações de reatores, têm fomentado o interesse em utilizar essa tecnologia para o tratamento de águas residuárias industrial e municipal (CHONG *et al.*, 2012).

A digestão anaeróbia realizada por alguns microrganismos forma a principal base para o tratamento de resíduos orgânicos, e combinado com outros métodos apropriados, pode ser um sistema adequado e sustentável para países desenvolvidos e em processo de desenvolvimento (CHONG *et al.*, 2012).

O processo de digestão anaeróbia inclui quatro fases principais: na primeira fase (hidrólise), os polímeros orgânicos complexos (proteínas, polissacarídeos e lipídios) são hidrolisados para compostos orgânicos mais simples e solúveis (aminoácidos, ácidos graxos e açúcares);

A acidogênese e acetogênese são a segunda e terceira fases, respectivamente, onde os grupos intermediários são degradados por arqueias à base de ácido, formando ácidos graxos voláteis, que são posteriormente convertidos em acetatos (CH_3COOH) por bactérias acetogênicas, dióxido de carbono (CO_2) e hidrogênio (H_2).

Finalmente, na quarta fase (metanogênese), o metano é produzido pela população metanogênica (arqueias acetoclásticas e hidrogenotróficas) devido à conversão de acetato pela via $\text{H}_2\text{-CO}_2$ (PAVLOSTATHIS e GIRALDO-GOMEZ, 2009).

De acordo com Chen *et al.*, (2008b) a digestão anaeróbia é uma prática viável de tratamento de resíduos em que tanto o controle da poluição quanto a recuperação de energia podem ser alcançados. Segundo Shin *et al.* (2014), nas estações de tratamento de esgoto, o metano produzido no tratamento anaeróbio pode ser convertido em eletricidade, através da cogeração, aproveitando desse modo a energia para a operação da mesma estação de tratamento.

O tratamento de esgoto por meio do processo anaeróbio é um verdadeiro desafio em climas moderados (regiões tropicais e temperadas) porque o esgoto pertence à categoria de águas residuais “complexas” e contém uma alta fração de Demanda Química de Oxigênio (DQO) (LETTINGA *et al.*, 2001). Problemas como baixo rendimento de metano e instabilidade de processo são frequentemente

encontrados na digestão anaeróbia, impedindo que essa técnica seja amplamente aplicada.

O conceito de tratamento anaeróbio de águas residuais oferece benefícios fundamentais, como baixos custos, produção de energia, exigência de espaço relativamente pequeno e baixa produção de lodo estabilizado (ZINATIZADEH *et al.*, 2017). Por outro lado, os tratamentos anaeróbios são amplamente utilizados no mundo e têm encontrado ampla aplicação em regiões de clima tropical e subtropical com temperaturas superiores a 20°C, porém, na faixa de 12°C a 20°C existem muitos casos de sucesso no tratamento com condições adequadas de projeto e controle na operação (FORESTI, 2002; KUJAWA-ROELEVELD E ZEEMAN, 2006).

Os sistemas de tratamento anaeróbio podem ser otimizados quando é incluído um material suporte inerte, no qual as bactérias são aderidas à superfície do material produzindo substâncias poliméricas extracelulares que atuam como adesivo e permitem o crescimento do biofilme. Estes sistemas têm demonstrado sua eficiência no tratamento pois são caracterizados por uma maior concentração de biomassa no reator e alta atividade metabólica atribuída à alta concentração de nutrientes aderidos ao biofilme e às interações entre espécies microbianas (COHEN, 2001).

3.5 Biomassa, biofilme e estrutura populacional microbiana

Nos processos biológicos de tratamento de efluentes, o termo biomassa é usado para designar a massa de bactérias e outros microrganismos que decompõem poluentes em águas residuais (LI E JIANG, 2017).

A presença de macronutrientes e micronutrientes nas águas residuais é essencial para que aconteça o crescimento da população microbiana. No caso dos micronutrientes, as bactérias formadoras de metano têm uma concentração maior de ferro, níquel e cobalto em sua composição elementar, além de molibdênio, manganésio e cobre. O desenvolvimento de uma população microbiana heterogênea precisa que o esgoto apresente na sua composição, concentrações de extrato de levedura e vitamina B12 (LETTINGA, 1995).

Um biofilme pode ser descrito como uma estrutura complexa de células e substâncias poliméricas extracelulares (exopolímeros), onde sua composição varia dependendo dos microrganismos que a formam (VAN HULLEBUSCH *et al.*, 2003). Os

exopolímeros formam uma matriz aderente onde os microrganismos se organizam em colônias dependendo dos seus requerimentos metabólicos (COSTERTON *et al.*, 1994), esses microrganismos podem crescer em uma superfície sólida fixa (biofilmes estáticos) ou em suportes suspensos (biofilmes suportados em partículas) (NICOLELLA *et al.*, 2000).. O desenvolvimento de um biofilme é influenciado por processos de adesão de microrganismos a uma superfície, ao crescimento do biofilme e ao desprendimento dele. (CHARACKLIS *et al.*, 1990).

Um dos fatores importantes na formação de biofilmes são as forças de cisalhamento (hidrodinâmica) que ajudam a definir a espessura do biofilme e regular a estrutura da matriz biofilme. Além disso, possuem um sistema de canais que lhes permite transportar nutrientes e resíduos (LIU e TAY, 2002).

Os biofilmes anaeróbios são formados por células planctônicas que na presença de um material portador podem-se aderir à superfície e iniciar a formação de um biofilme (DONLAN e COSTERTON, 2002).

As conformações microbianas dos biofilmes têm características como heterogeneidade (organizações únicas que podem ser compostas por bactérias, fungos e protozoários), diversidade de microambientes, resistência antimicrobiana e capacidade de comunicação intercelular, que os torna complexos difíceis de erradicar dos ambientes onde estão estabelecidos (COSTERTON *et al.*, 1994). Outros fatores importantes são o tamanho e a superfície de suporte, pois isso indica a área de superfície disponível para adesão e crescimento do biofilme (HEIJNEN *et al.*, 1989).

A interação das comunidades microbianas é importante no desempenho dos reatores de biofilme, essas comunidades são influenciadas por diferentes fatores como a capacidade dos microrganismos de se aderir a um suporte, às condições aplicadas no reator, o tipo de substrato, tempo de detenção hidráulica, temperatura, tipo de suporte ou material portador e o inóculo (BITTENCOURT, 2017).

3.6 Sistemas híbridos de tratamento

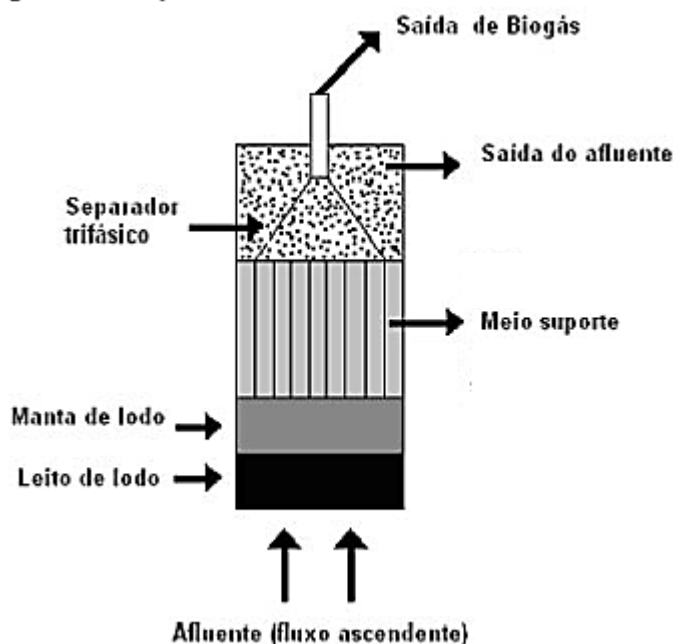
Os reatores híbridos para tratamento de águas residuais permitem a combinação de dois sistemas no mesmo equipamento, uma fração de biomassa fixa e outra na forma de biofilmes, a fim de aumentar a quantidade de biomassa presente no sistema. O esquema básico pode ser interpretado como um processo análogo ao

de lodos ativos em que um suporte de biofilme é incluído no reator anaeróbio, portanto, se o dimensionamento do reator for ajustado corretamente, pode combinar as vantagens de ambos os sistemas. Por outro lado, a inclusão de um meio suporte permite o aumento da capacidade de degradação de matéria orgânica (YE *et al.*, 2012).

3.7 Reator anaeróbio híbrido

Segundo Muñoz (2016), a configuração de um reator híbrido pode apresentar diferentes combinações de tratamentos num só dispositivo, no entanto, os reatores anaeróbios híbridos formados por uma combinação de um reator tipo UASB em conjunto com um filtro anaeróbio na parte superior do reator são mais comuns, desta forma, os benefícios do tratamento com reatores tipo UASB são melhorados devido à retenção de biomassa no filtro anaeróbio. O filtro anaeróbio é geralmente composto por anéis de polietileno, poliuretano, além de outros materiais com porosidade. O reator anaeróbio híbrido contém um dispositivo do tipo separador trifásico, localizado na parte superior do reator, a fim de permitir a coleta de gás produzido pelo processo anaeróbio. Na Figura 1 é apresentado o esquema do reator anaeróbio híbrido.

Figura 1 – Esquema do reator anaeróbio híbrido



Fonte: Adaptado de Da Silva *et al.* (2013)

No reator anaeróbio híbrido, a maior parte da matéria orgânica é removida na parte do leito de lodo, pois o filtro incorporado favorece a granulação e faz com que uma maior quantidade de lodo retorne ao leito. Assim, o filtro aumenta a eficácia na retenção de sólidos, e acrescenta a degradação da matéria orgânica na parte superior do reator (JÚLIO *et al.*, 2011).

O meio suporte em um reator anaeróbio híbrido deve manter a quantidade máxima de biomassa ativa para garantir a redução esperada do carbono orgânico dissolvido. Outra das principais tarefas é a minimização de zonas mortas e a homogeneização do fluxo no interior do reator, evitando perda de volume útil, com a consequente perda de desempenho. Também deve ser garantido um regime adequado de turbulência para manter um bom contato entre substrato e biomassa para facilitar o tratamento do efluente (ARAÚJO, 2014).

3.8 Vantagens do reator anaeróbio híbrido

O reator anaeróbio híbrido é eficaz no gerenciamento de alta carga orgânica, com eficiência na eliminação da Demanda Química de Oxigênio (DQO), mantendo a continuidade na estabilidade do tratamento ante sobrecarga (SELVAMURUGAN *et al.*, 2010; SELVAMURUGAN E MAHESWARI, 2010).

Uma vantagem do reator anaeróbio híbrido com relação ao reator tipo UASB consiste em que no reator anaeróbio híbrido o processo de tratamento não apresenta problemas de obstrução pelo crescimento da biomassa, pois nos reatores tipo UASB geralmente ocorre obstrução principalmente devido à presença de sólidos suspensos. Neste tipo de reator, há uma maior retenção de sólidos e biomassa imobilizando-a no meio suporte, assim o sistema consegue tratar águas com pouca ou nenhuma capacidade de granulação, pois funciona com biomassa floculante (MUÑOZ, 2016). Segundo Soroa del campo *et al.* (2005), no reator anaeróbio híbrido apresenta melhor desempenho do que o filtro anaeróbio pois no reator UAHB o problema de entupimento que o tem o filtro anaeróbio é evitado removendo o enchimento do fundo do reator. A maior parte da matéria orgânica é removida na parte do leito, além disso o meio filtrante no reator anaeróbio híbrido pode agir como suporte para o crescimento bacteriano.

Por outro lado, o meio filtrante favorece a granulação e faz com que uma maior quantidade de lodo retorne ao leito, podendo também eliminar matéria orgânica

inclusive na parte superior do reator, em uma área onde a UASB não pode fazê-lo (SOROA DEL CAMPO *et al.*, 2005).

O reator UAHB apresenta versatilidade no tratamento de diferentes afluentes com desempenhos eficientes tratamento de esgotos com características comuns até águas residuais industriais, tais como afluentes do matadouros, processamento de café, produtos láteos, produção de bebidas e alimentos (BELLO-MENDOZA E CASTILLO-RIVERA, 1998; BOE *et al.*, 2010; ELMITWALLI E LETTINGA, 2001; HAWKES *et al.*, 1994).

3.9 Monitoramento de parâmetros físicos, químicos, microbiológicos e do crescimento bacteriano na biomassa gerada no reator anaeróbio híbrido

Em reatores anaeróbios híbridos, a interação entre biomassa e substrato é afetada por diversos fatores, tais como, a alimentação do afluente, a altura do leito, a altura do compartimento de sedimentação, a velocidade de ascensão. Uma adequada distribuição do afluente é muito importante para alcançar o desempenho operacional, pois desse modo, é possível minimizar a formação de caminhos preferenciais no leito de lodo. Segundo Boe *et al.* (2010) o monitoramento e o controle podem ser as principais estratégias para a estabilização do processo e, portanto, a conversão eficiente do substrato em digestão anaeróbia. O pH é um dos fatores físicos mais importantes a serem considerados para o desempenho ótimo de um reator anaeróbio, pois as bactérias anaeróbias precisam de intervalos de pH adequados para seu crescimento, desse modo, uma faixa de pH entre 6,5-7,5 é favorável para o crescimento de arqueias metanogênicas (MATA-ALVAREZ *et al.*, 2014).

No reator anaeróbio híbrido os microrganismos anaeróbios podem permanecer por longos períodos de tempo (maiores que um ano), sem que se observe uma deterioração na atividade ou sedimentação do lodo. No entanto, o crescimento bacteriano e a geração da biomassa são processos de maior complexidade biológica, assim, para a otimização dos tratamentos anaeróbios é necessário conhecer e controlar os fatores existentes, tanto ambientais quanto operacionais que afetam o desenvolvimento e manutenção de uma população microbiana adequada. Os principais fatores que influenciam o crescimento bacteriano na biomassa gerada no reator anaeróbio híbrido são: temperatura, pH, presença e composição de nutrientes,

carga orgânica, tempo de detenção hidráulica e variação da taxa de fluxo (LETTINGA, 1995).

3.10 Produtos finais do tratamento por meio do reator anaeróbio híbrido

O tratamento anaeróbio possibilita a produção de metano a partir da degradação anaeróbia de alguns dos substratos no esgoto, tais como ácido acético, hidrogênio, dióxido de carbono, ácido fórmico, metanol, metilaminas e monóxido de carbono. Dependendo da afinidade com o substrato dos microrganismos metanogênicos, a metagênese pode ser realizada por dois processos diferentes: metagênese hidrotrófica e metagênese acetotrófica. Dependendo do substrato utilizado, é possível diferenciar entre acetotróficos metanogênicos, que usam ácido acético como substrato, ou heterótrofos metanogênicos, que usam H_2 e CO_2 como substrato. As arqueias metanogênicas hidrogenotróficas produzem aproximadamente 30% do metano total gerado em um reator anaeróbio em condições normais de operação (LETTINGA, 1995).

Segundo Melo (2015), a produção de metano decorre do processo de degradação de matéria orgânica, sendo afetada pela quantidade de biomassa. Por outro lado, Van Haandel *et al.* (1999) indicam que a eficiência no tratamento com relação à remoção de matéria orgânica e produção de biogás está relacionada com a quantidade do lodo ativo. O meio suporte no reator UAHB evita a saída do lodo no efluente e garante maior geração de biomassa incrementando a eficiência no tratamento (GONZALEZ-VIAR, 2016). Assim, a produção de metano no reator UAHB é incrementado pelas características do meio suporte.

3.11 Avanços no desenvolvimento de reatores tipo UASB e UAHB

A mudança em cada um dos parâmetros operacionais dos reatores tipo UASB e UAHB pode gerar melhoras na eficiência do tratamento do esgoto. Desse modo, diferentes pesquisadores desenvolveram estudos para avaliar o comportamento dos reatores quando são variados os parâmetros de funcionamento. Na Tabela 2, é apresentado um resumo dos estudos sobre reatores tipo UASB considerados relevantes para a presente pesquisa. Do mesmo modo, a Tabela 3 contém o resumo

de alguns estudos relevantes sobre reatores UAHB. As informações das Tabelas 2 e 3 contém alguns dos estudos mais relevantes, no entanto, nos Apêndices A e B são relacionados todos os estudos preliminares utilizados no desenvolvimento da presente pesquisa. Os parâmetros operacionais e as eficiências de remoção de matéria orgânica relatados nos estudos preliminares foram usados para estabelecer o dimensionamento e as variáveis operacionais desta pesquisa de acordo com os resultados de análise da revisão bibliográfica no item 5.1 do presente documento.

Tabela 2- Resumo de estudos preliminares sobre reatores tipo UASB

Autores	Tipo de Reator	Tipo de efluente	Efluente	Volume útil (m ³)	Seção transversal (m ²)	Altura (m)	pH	COV	T (°C)	TDH	Remoção DQO (%)	Media Produção de biogás (m ³ d ⁻¹)
Diamantis e Aivasidis (2007)	CSTR + UASB	Esgoto Sanitário	Esgoto sintético	0,0020			6,6		36,5, 29,8 e 24,4	3	90,00	
Pontes (2003)	UASB		Esgoto Sanitário	0,1760	0,0707	1,00	6,8-7,5		18-25	5,6	74,00	
Elmitwalli e Otterpohl (2007)	UASB		Esgoto sanitário	0,007	0,0038	2,00		0,28	30	10	84,00	
Leitão (2004)	UASB		Esgoto sanitário	0,1200	0,0314	4,00	7,2	3,3	12-20	6,0	59,00	
Carvalho (2006)	UASB		Esgoto sintético	0,1600	0,0707	1,86	6,2-7,5	1,59	20-25	8,0	58,00	0,071
De Almeida <i>et al.</i> (2009)	UASB		Esgoto sanitário		4,9087	4,50	6,1	0,46	20-25	7,7	65,00	
Kalogo e Verstraete (2000)	UASB		Esgoto sanitário	0,0012			7,4-7,8		25-35	2,4	54,00	
Gonçalves <i>et al.</i> (2002)	UASB-BF		Esgoto sanitário	26,45	5,2900	5,00		1,6		9	92,00	6,912
Guimarães <i>et al.</i> (2003)	UASB-SBR		Esgoto sanitário	0,01	0,0079	1,28	7,0-7,2	0,587	25	4	98,00	
Torres e Foresti (2001)	UASB-SBR		Esgoto sanitário	0,1500			6,7-8,1		14-25	6	87,00	

Legenda: COV: Carga Orgânica Volumétrica media (KgDQO m⁻³ d⁻¹); TDH: Tempo de detenção hidráulica (h); T: Temperatura (°C).

Fonte: indicadas na Tabela

Tabela 3- Resumo de estudos preliminares sobre reatores UAHB

Autores	Tipo de efluente	Efluente	Volume útil (m ³)	Material suporte	Altura de material suporte (m)	% Volume material suporte	Seção transversal (m ²)	Altura (m)	pH	COV	T (°C)	TDH	Remoção DQO (%)	Média Produção de biogás (m ³ d ⁻¹)
Da Silva <i>et al.</i> (2021)	Esgoto Sanitário	Esgoto sintético	0,0221	Anéis corrugados de PVC			0,0144	1,00	6,5-7,5	1,24	18, 23 e 28	8	90,00	0,006
Büyükkamaci e Filibeli (2002)		Esgoto sintético	0,0500	Pedaços de mangueira	0,600	52,17%	0,0491	1,15		6,5		24,0	86,00	-
Michelon (2019)		Esgoto sanitário sintético	0,0221	Anéis corrugados de PVC	0,32	32,00%	0,0240	1,00	6,2-7,4	0,8	14-21	10	85,40	0,003
Godinho (2017)		Esgoto sanitário sintético	0,0221	Anéis corrugados de PVC	0,32	32,00%	0,0250	1,00	6,12-7,74	0,75	15-22,6	8,0	81,00	0,006
Patel e Rana (2022)		Esgoto sanitário	0,0035	Esferas de gel de álcool polivinílico de fibra de coco conchas do mar	0,14	23,00%	0,0064	0,61		3,3		4	62,00	0,002
Banu e Kaliappan (2007)		Esgoto sanitário	0,0059	Anéis de plástico	0,28	31,82%	0,0095	0,88	7,4-8,1	0,9		3,3	75,00	0,004
Das e Chaudhari (2015)		Esgoto sanitário	0,0620	Cubos de esponja (1 cm x 1 cm)	0,4	14,81%	0,0256	2,70	6,17	0,53	24-28	4	65,00	-
Elmitwalli <i>et al.</i> (2002)		Esgoto sanitário	0,0650	Cilindros de folha tipo Filteren TM30	1	43,48%	0,0284	2,30		0,34	13	8,0	64,00	
Lew <i>et al.</i> (2004)		Esgoto sanitário	0,0053	Anéis de plástico			0,0050	1,08		0,182	14 e 10	16	80,00	

Legenda: COV: Carga Orgânica Volumétrica media (KgDQO m³ d⁻¹); TDH: Tempo de detenção hidráulica (h); T: Temperatura (°C).

Fonte: indicadas na Tabela

Na Tabela 3 são apresentados diferentes tipos de meios suporte, os quais têm sido utilizados por diferentes pesquisadores em várias formas e tamanhos, incluindo formas quadradas, redondas, retangulares, esféricas, cilíndricas, ovais e até irregulares. Destacando-se também a relevância de outras propriedades, tais como, material, área de superfície específica, densidade aparente, rugosidade superficial.

O material inerte utilizado no meio suporte para o tratamento de esgotos deve garantir a fixação da biomassa durante o tempo de funcionamento do sistema, sem alteração de suas características. Desse modo, qualquer material para meio suporte deve ser indeformável e não biodegradável (GONÇALVES *et al.*, 2001).

Segundo Patel e Rana (2022), o meio suporte empregado nos reatores determina o desempenho geral do reator. Assim, na revisão bibliográfica, foram encontrados estudos valorizam a importância do meio suporte nos processos biológicos e químicos do reator, indicando o incremento da eficiência na remoção de matéria orgânica, turbidez, sólidos e a produção de biogás quando é incluído um meio suporte. Não obstante nenhum dos estudos relacionados avalia o desempenho do reator quando é variada a altura do meio suporte. Alguns dos estudos avaliam diferentes tipos de materiais filtrantes dispostos no meio filtrante em função da área superficial do material, mas não foi considerada a variação na altura do mesmo. A maioria dos estudos indicam as condições operacionais dos experimentos desenvolvidos, no entanto, as comparações entre os diferentes resultados apresentam fatores de ruído nas análises, gerados por variações nos parâmetros não controlados nos estudos.

Vendramel *et al.* (2015) pesquisaram o tratamento de efluentes industriais de refinamento de petróleo, indicando que o uso de anéis corrugados de PVC no meio suporte facilitam o rápido crescimento da biomassa, promovem a estabilidade na operação do reator e garantem maior retenção dos sólidos no interior do sistema.

Desse modo, a presente pesquisa está motivada no estudo da influência da altura do meio suporte utilizando um mesmo material. Tendo em consideração as vantagens que oferece os anéis corrugados de PVC como material suporte segundo os estudos relacionados, esta pesquisa está focada em o estudo do meio suporte utilizando este material. Foi considerado como diferencial o funcionamento paralelo do sistema de tratamento proposto, objetivando em manter as mesmas condições operacionais, reduzindo a incidência de fatores externos e mudando somente o tempo

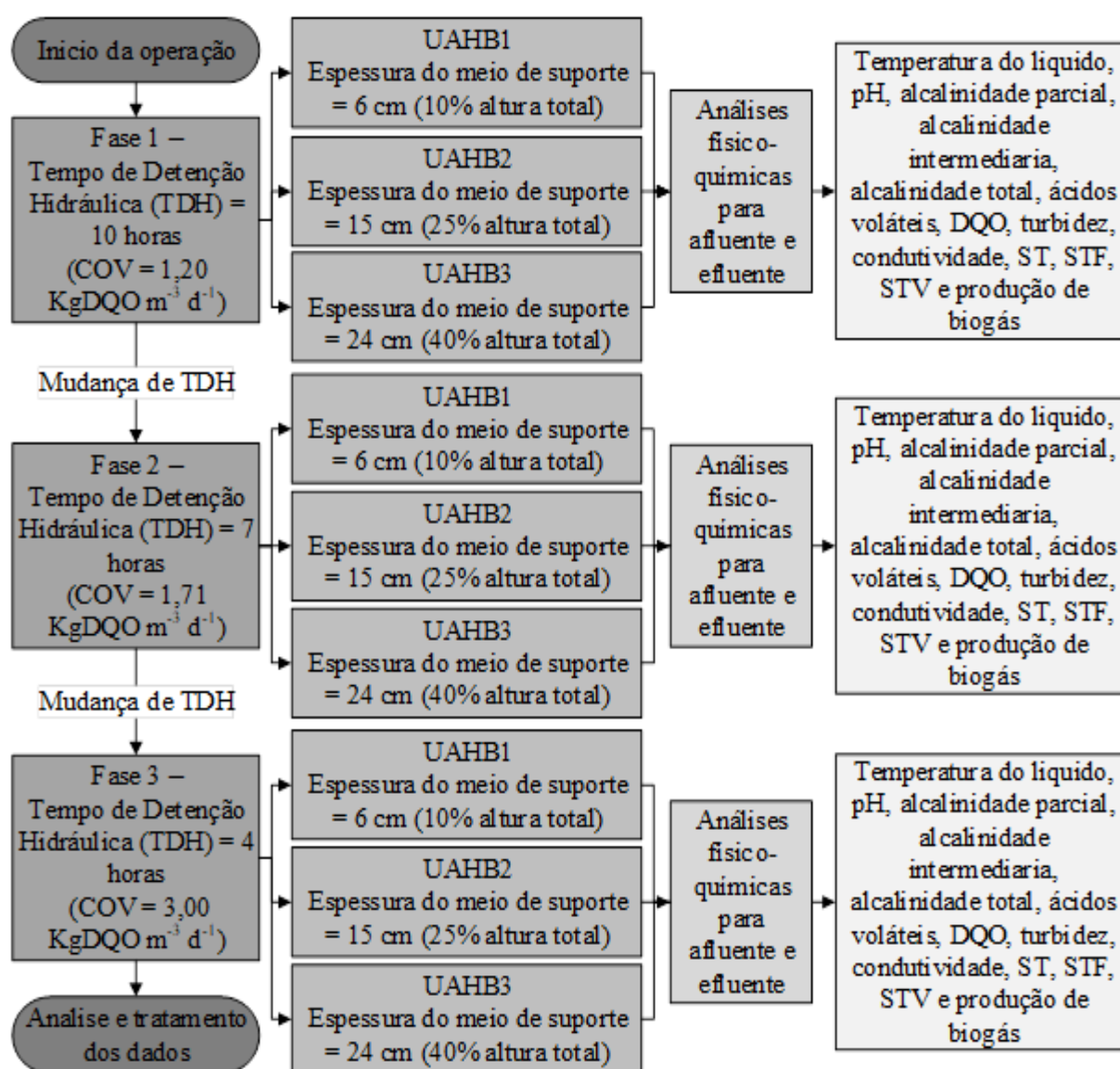
de detenção hidráulica para cada etapa, e em consequência dessa mudança, a variação da carga orgânica volumétrica aplicada (Sobrecarga).

O controle da maior quantidade de fatores nesta pesquisa, possibilita comparar o desempenho do reator com base na variação das alturas do meio suporte.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

Neste capítulo são descritos os materiais, a metodologia e as atividades necessárias para atender os objetivos propostos neste estudo. Na Figura 2 é apresentado um fluxograma com as atividades desenvolvidas na pesquisa.

Figura 2 – Fluxograma metodológico



Fonte: Autoria própria (2023)

4.1 Localização do experimento

A presente pesquisa foi desenvolvida no período de março de 2022 a junho de 2023 durante os períodos de estudo do Mestrado em Engenharia Civil na Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Assim, o experimento foi localizado no bloco IJ, no Laboratório de Saneamento (LabSan) da UTFPR no campus Curitiba, sede Ecoville.

4.2 Análise dos estudos preliminares

Com base na revisão bibliográfica e nos avanços na pesquisa em relação aos reatores tipo UASB e UAHB resumida nas Tabelas 2 e 3 e nos Apêndices A e B, foram correlacionadas graficamente algumas das variáveis operacionais mais relevantes correspondentes ao dimensionamento de reatores para o tratamento de esgoto sanitário. Assim, foram selecionadas como variáveis de estudo a altura do reator, seção transversal do reator, volume de reator, altura do meio suporte, tempo de detenção hidráulica (TDH) e carga orgânica volumétrica com relação à eficiência de remoção de matéria orgânica (DQO).

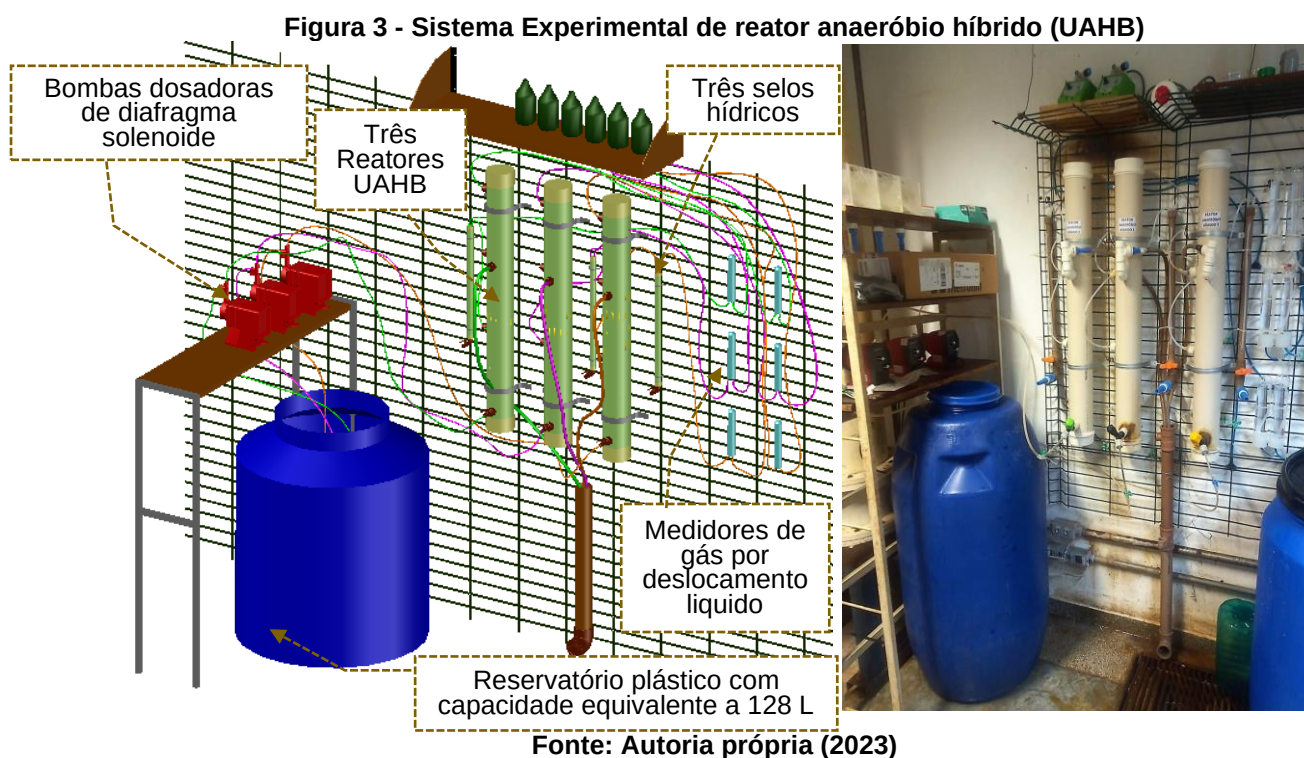
Para cada variável selecionada, foram organizados e filtrados os dados coletados nos estudos preliminares. Posteriormente, usando o software Statistica 10 foram desenvolvidos gráficos de superfície, relacionando as variáveis correspondentes ao dimensionamento dos sistemas de tratamento nos estudos preliminares e o resultado dos tratamentos em termos de remoção de matéria orgânica. Desse modo, foram desenvolvidos 3 gráficos que permitiram selecionar as dimensões, espessuras do meio suporte e tempos de detenção hidráulica da presente pesquisa.

O primeiro gráfico relacionou as variáveis seção transversal do reator, altura do reator e eficiência de remoção de matéria orgânica (DQO). No segundo gráfico foram relacionadas as variáveis volume do reator e volume do material suporte no interior do reator com relação à variável remoção de matéria orgânica em termos de DQO. Por fim, no terceiro gráfico, foram relacionadas as variáveis carga orgânica volumétrica (COV) e Tempo de detenção hidráulica (TDH) e a remoção de matéria orgânica (DQO).

Os resultados do desenvolvimento da análise dos estudos preliminares foram considerados para o dimensionamento do piloto UAHB e os parâmetros operacionais do presente estudo.

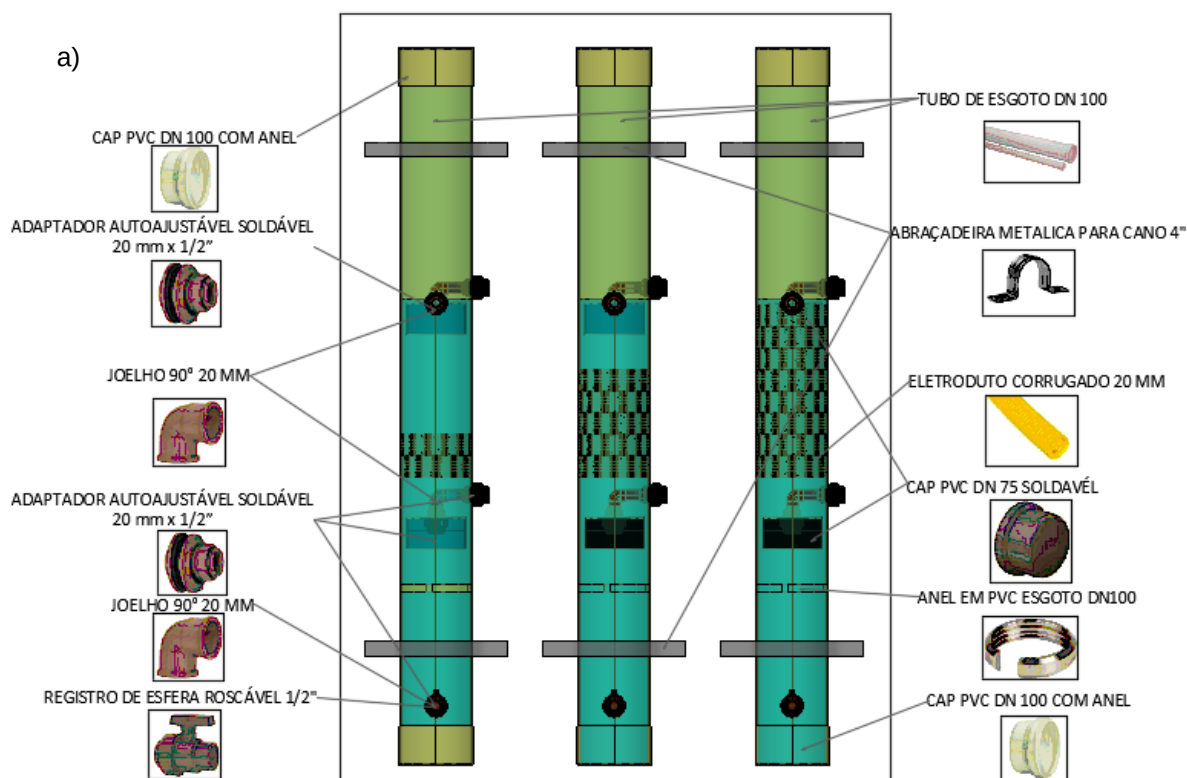
4.3 Sistema Experimental de reator anaeróbio híbrido (UAHB)

A proposta dos reatores UAHB foi projetada em escala piloto composta por três reatores de volume e geometria idênticos, os quais foram fixados na parede, dispostos de forma paralela na mesma altura. O sistema de bombeamento de esgoto sintético foi projetado com três bombas dosadoras de diafragma solenoide, operando simultaneamente para cada reator UAHB. Para o armazenamento do esgoto sintético foi utilizado um único reservatório plástico com capacidade equivalente a 128 L, o qual garantiu diariamente o volume de esgoto para os três reatores UAHB. Cada um dos reatores UAHB contou com um dispositivo de selo hídrico e um sistema experimental de medição de gás produzido pelo princípio de deslocamento líquido. Na Figura 3 é apresentado o sistema experimental o reator UAHB.

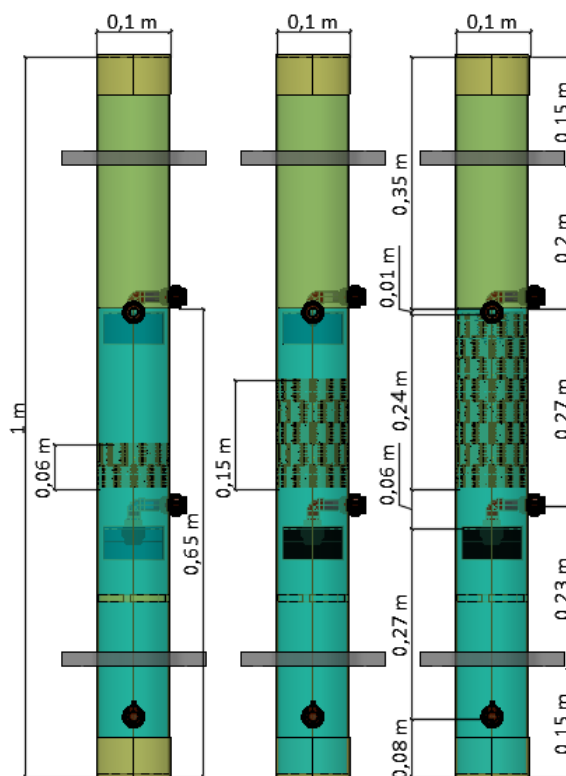


Os reatores anaeróbios híbridos foram confeccionados em tubo de PVC com diâmetro nominal igual a 100 mm (diâmetro interno 96,6 mm) e comprimento de 1 m, no entanto o nível de água no reator foi locado a altura igual a 0,75 m. Assim, o volume total de cada um dos reatores é igual a 0,006 m³. O meio suporte dos três reatores é composto por anéis de PVC tipo Conduite, e apresentam diferentes alturas de acordo com a Figura 4 (b). Na Figura 4 são apresentados os desenhos de cada um dos reatores, os materiais de construção e o esquema de instalação no laboratório de saneamento da UTFPR.

Figura 4 - Desenho dos reatores: (a) Materiais de construção do piloto de UAHB; (b) Dimensões dos reatores UAHB



b)



Fonte: Autoria própria (2023)

Os demais parâmetros de dimensionamento, construção e instalação são mencionados na Tabela 4.

Tabela 4 - Resumo de parâmetros de funcionamento, construção e instalação dos reatores UAHB 1, 2 e 3

(continua)

Parâmetro	UAHB 1	UAHB 2	UAHB 3
Diâmetro (m)	0,097	0,097	0,097
Area seção transversal (m ²)	0,007	0,007	0,007
Altura reator (m)	1,00	1,00	1,00
Altura nível água (m)	0,75	0,75	0,75
Volume do reator (L)	5,50	5,50	5,50
Altura meio filtrante (m)	0,06	0,15	0,24
Material suporte	Anéis corrugados PVC tipo Conduite (Diâmetro = 2 cm e Comprimento = 3 cm)	Anéis corrugados PVC tipo Conduite (Diâmetro = 2 cm e Comprimento = 3 cm)	Anéis corrugados PVC tipo Conduite (Diâmetro = 2 cm e Comprimento = 3 cm)
Configuração do meio suporte	38 anéis (2 camadas de 19 anéis cada)	95 anéis (5 camadas de 19 anéis cada)	152 anéis (8 camadas de 19 anéis cada)

Tabela 4 - Resumo de parâmetros de funcionamento, construção e instalação dos reatores UAHB 1, 2 e 3

Parâmetro	(conclusão)		
	UAHB 1	UAHB 2	UAHB 3
Altura de instalação do meio suporte desde o fundo (cm)	40	40	40
% Altura meio filtrante	8	20	32
Volume do material filtrante (L)	0,04	0,12	0,18
Massa do filtro (g)	54,76	137,32	221,75
Área superficial do filtro (cm ²)	3.236	7.069	11.757
Volume útil do reator(L)	5,46	5,38	5,31
Sistema de Bombeamento de esgoto sintético	Bomba dosadora de diafragma solenoide modelo Concept plus da marca Prominent com vazão nominal máxima de 8 L h ⁻¹	Bomba dosadora de diafragma solenoide modelo Concept plus da marca Prominent com vazão nominal máxima de 8 L h ⁻¹	Bomba dosadora de diafragma solenoide modelo Concept plus da marca Prominent com vazão nominal máxima de 8 L h ⁻¹

Fonte: Autoria própria (2023)

Como é possível observar na Tabela 4, os três reatores UAHB apresentam características idênticas, exceto no dimensionamento dos meios suporte e consequentemente, as características que dependem deste parâmetro.

4.3.1 Meio suporte para os Reatores Anaeróbios Híbridos (UAHB)

O meio suporte dos reatores UAHB é composto por anéis corrugados em PVC tipo Conduite com diâmetro igual a 0,02 m e comprimento médio de 3,00 cm. A área superficial dos anéis PVC corresponde a $9,2 \cdot 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$ (FERRO *et al.*, 2022). Visando garantir homogeneidade na quantidade e disposição dos meios filtrantes, os anéis corrugados foram dispostos formando módulos tipo colmeia de acordo com a Figura 5.

Os módulos filtrantes foram dispostos no interior de cada reator UAHB obtendo alturas equivalentes a 6 cm (2 módulos filtrantes) no reator UAHB 1, 15 cm (5 módulos filtrantes) no reator 2 e 24 cm (8 módulos filtrantes) no reator UAHB 3.

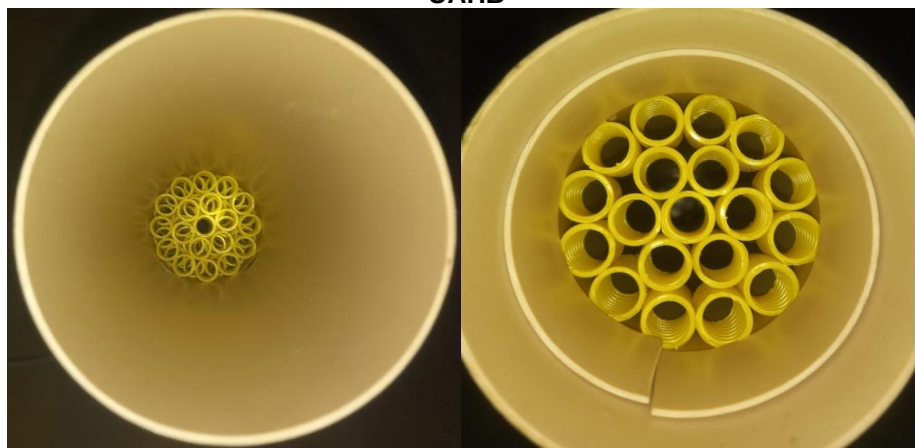
Figura 5 – Fotografia dos módulos de meio filtrante tipo colmeia



Fonte: Autoria própria (2023)

Cada módulo é composto por 19 anéis corrugados em PVC tipo conduíte com diâmetro igual a 2,0 cm, e comprimento de 3,0 cm, os quais são dispostos formando círculos concêntricos. Assim, para obter as alturas estabelecidas para cada um dos reatores, foram incluídos dois módulos no reator 1 com altura do meio filtrante igual a 6 cm, cinco módulos no reator 2 com 15 cm de altura do meio filtrante e 8 módulos no reator 3 com 24 cm de altura do meio filtrante. Os módulos foram instalados a 40 cm medidos a partir do fundo de cada reator, tal como é apresentado na Figura 6.

Figura 6 – Fotografia da instalação de módulos de meio filtrante tipo colmeia nos reatores UAHB



Fonte: Autoria própria (2023)

A caracterização dos meios filtrantes foi desenvolvida a partir das especificações técnicas do fabricante da mangueira corrugada e medições no laboratório. As características dos meios filtrantes são apresentadas na Tabela 5.

Tabela 5 - Características dos meios filtrantes

Módulo	Altura (cm)	Volume (mL)	Massa (g)	Densidade (g cm ⁻³)	Área superficial (cm ²)	Reator anaeróbio híbrido	Altura do filtro (cm)	Volume do material filtrante (mL)	Massa do filtro (g)	Área superficial do filtro (cm ²)
1	3	19,2	27,23	1,42	1.471,1	1	6	41,3	54,76	2.958,4
2	3	22,1	27,53	1,25	1.487,3					
3	3	21,5	27,79	1,29	1.501,3					
4	3	22,8	27,32	1,20	1.476,0	2	15	118,7	137,32	7.418,6
5	3	27,0	27,42	1,02	1.481,4					
6	3	24,4	27,55	1,13	1.488,4					
7	3	23,0	27,24	1,18	1.471,6					
8	3	23,4	27,78	1,19	1.500,8					
9	3	23,1	27,71	1,20	1.497,0	3	24	183,4	221,75	11.979,9
10	3	23,3	27,60	1,18	1.491,1					
11	3	22,2	28,11	1,27	1.518,6					
12	3	22,3	27,54	1,23	1.487,8					
13	3	23,8	27,64	1,16	1.493,2					
14	3	22,5	27,51	1,22	1.486,2					
15	3	22,8	27,86	1,22	1.505,1					

Fonte: Autoria própria (2023)

Após a construção e instalação dos reatores UAHB, foram realizados testes de estanqueidade com o objetivo evitar que os sistemas apresentem vazamento de água ou fugas de gás nas mangueiras de coleta.

4.3.2 Sistema de medição de gás

Durante o desenvolvimento da pesquisa, o volume de gás gerado em cada reator foi monitorado pelo método de deslocamento líquido. Este método consistiu em um cilindro de vidro graduado (proveta), que, ao passar um gás por ele, gera o deslocamento do líquido contido em seu interior, permitindo calcular as diferenças de nível no volume do líquido inicial e final. O sistema experimental de medição de deslocamento de líquido foi verificado por comparação de leituras de medição com relação a medidores de gás MGC-1 PMMA da RITTER® MilliGascounters.

Na Figura 7 é possível visualizar o sistema de medição de gás por deslocamento líquido (a) e o medidor de gás Ritter (b).

Figura 7 - Fotografia do sistema de medição de volume de gás: a) por deslocamento líquido e; b) Medidor Ritter



Fonte: A autoria própria (2023)

O volume de biogás produzido foi medido diariamente durante os períodos de coleta de amostras para cada etapa operacional. Posteriormente, as leituras realizadas no dispositivo de medição experimental por deslocamento líquido foram corrigidas por temperatura e pressão barométrica de acordo com a lei do Dalton e a equação dos gases ideais. Sendo a altitude da UTFPR campus Curitiba, sede Ecoville 951 m.s.n.m. e a temperatura média 17°C. Assim, o volume de biogás corrigido foi calculado pela Equação 1.

$$V_{Biogás} = \frac{663,553mmHg * V_{medido} * 273,15^{\circ}K}{760mmHg * 290,15^{\circ}K} \quad (1)$$

Em que: $V_{Biogás}$ é o volume de biogás corrigido (L) e V_{medido} corresponde ao valor de leitura no sistema de deslocamento líquido (L). A constante 663,553 mmHg representa o valor de pressão barométrica de acordo com a altitude afetada pela pressão de vapor de água para 17°C.

4.4 Inoculo

Antes do começo da primeira etapa, cada um dos reatores UAHB foi inoculado com 1.5 L (27% do volume total do reator aproximadamente) de lodo anaeróbio extraído de um sistema de reator anaeróbio híbrido a escala piloto localizado no laboratório de saneamento da UTFPR, o qual, após análises de concentração de sólidos desenvolvidos em três amostras de 100 mL, resultou em valores médios de 47, 13, e 34 g L⁻¹, para sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF) e sólidos totais voláteis (STV), respectivamente.

4.5 Esgoto sintético

Tendo em vista a dificuldade de garantir a padronização no esgoto sanitário municipal, este trabalho foi desenvolvido com esgoto sintético.

O efluente sintético produzido no laboratório simula as condições do esgoto sanitário e permite efetuar análises de laboratório oferecendo como vantagem a segurança sanitária e mantendo condições controladas (MANNICH *et al.*, 2009).

A composição do efluente sintético foi desenvolvida para uma concentração desejada de 500 mgDQO dia⁻¹, de acordo com metodologia adaptada de Torres e Foresti (1992) como é apresentado na Tabela 6.

Tabela 6 – Composição do efluente sintético para concentração de 500 mgDQO dia⁻¹

Composto	Concentração (mg L⁻¹)
Extrato de carne	240,00
Amido solúvel (C ₆ H ₁₀ O ₅)	12,00
Farinha de trigo	240,00
Sacarose (C ₁₂ H ₂₂ O ₁₁)	21,00
Cloreto de amônio (NH ₄ Cl)	91,20
Cloreto de sódio (NaCl)	300,00
Cloreto de magnésio (hexahydrate) (MgCl ₂ 6H ₂ O)	8,40
Cloreto de cálcio (CaCl ₂)	5,40
Fosfato de potássio (KH ₂ PO ₄)	15,84
Bicarbonato de sódio (NaHCO ₃)	180,00

Fonte: Adaptado de Torres e Foresti (1992)

O efluente sintético foi preparado diariamente de acordo com as variações do tempo de retenção hidráulica em volumes de 40 L para a Etapa 1 (TDH = 10 h), 60 L para a Etapa 2 (TDH = 7 h) e 100 L para a Etapa 3 (TDH = 4 h).

4.6 Condições operacionais

Visando alcançar os objetivos propostos, foi necessário estabelecer 3 etapas de operação, sendo Etapa 1 (TDH = 10 h), Etapa 2 (TDH = 7 h) e Etapa 3 (TDH = 4 h). Cada uma das etapas teve como objetivo principal avaliar o efeito da variação das alturas do meio suporte no desempenho do reator em função da diminuição dos tempos de detenção hidráulica.

Na Tabela 7 são apresentados os parâmetros de operação com relação a cada uma das etapas experimentais da pesquisa.

Tabela 7- Resumo de parâmetros operativos das Etapas 1, 2 e 3 para os reatores UAHB 1, 2 e 3

Parâmetro	Etapa	UAHB 1	UAHB 2	UAHB 3
TDH (h)	1	10	10	10
Carga Orgânica (mgDQO L ⁻¹)		500	500	500
COV (KgDQO m ⁻³ d ⁻¹)		1,20	1,20	1,20
Q (L h ⁻¹)		0,55	0,54	0,53
Vol. esgoto sintético diário (L)		13,20	12,96	12,72
TDH (h)	2	7,00	7,00	7,00
Carga Orgânica (mgDQO L ⁻¹)		500	500	500
COV (KgDQO m ⁻³ d ⁻¹)		1,71	1,71	1,71
Q (L h ⁻¹)		0,78	0,77	0,76
Vol. esgoto sintético diário (L)		18,72	18,48	18,24
TDH (h)	3	4,00	4,00	4,00
Carga Orgânica (mgDQO L ⁻¹)		500	500	500
COV (KgDQO m ⁻³ d ⁻¹)		3,00	3,00	3,00
Q (L h ⁻¹)		1,36	1,34	1,33
Vol. esgoto sintético diário (L)		32,64	32,16	31,92

Legenda: COV: Carga orgânica volumétrica (KgDQO m⁻³ d⁻¹).

Fonte: Autoria própria (2023)

Os tempos de detenção foram garantidos por meio de três bombas peristálticas de diafragma solenoide modelo Concept plus da marca Prominent com vazão nominal máxima de 8 L h⁻¹, as quais, alimentavam os reatores com o esgoto sintético constantemente com vazão controlada.

O componente experimental da pesquisa foi desenvolvido entre os dias 26 de outubro de 2022 até 12 de dezembro de 2022 (Etapa 1), 7 de fevereiro de 2023 até 18 de abril de 2023 (Etapa 2) e 19 de abril de 2023 até 27 de maio de 2023 (Etapa 3). Assim, a primeira etapa apresentou uma duração total igual a 47 dias, a Etapa 2 durou 71 dias, pôr fim a Etapa 3 foi desenvolvida durante 38 dias.

O período de adaptação na primeira etapa apresentou um alcance de 30 dias a partir do inóculo do lodo anaeróbio nos reatores UAHB. Ao fim da primeira etapa, a operação do sistema foi suspensa durante o período de férias. Desse modo, após o período de latência, o período de adaptação para o desenvolvimento da segunda etapa foi de 30 dias a partir da reativação do sistema. No caso da Etapa 3, a adaptação e estabilização do sistema foi atingida em 7 dias. É importante mencionar que a adaptação da Etapa 3 foi desenvolvida imediatamente após a finalização da Etapa 2.

Nas três etapas, o período de adaptação finalizou quando os resultados das análises indicaram estabilidade no tratamento (valores de pH próximos à neutralidade, aumento do parâmetro alcalinidade e diminuição do parâmetro de ácidos voláteis, valores de DQO com tendência uniforme).

4.7 Parâmetros de monitoramento

Os reatores anaeróbios híbridos foram monitorados por meio de análises físico-químicas de amostras do afluente e efluente, pelo menos, quatro vezes por semana. Os parâmetros e as metodologias empregadas estão representados na Tabela 8.

Tabela 8 - Parâmetros de análise e respectivas metodologias utilizadas no experimento				
Parâmetros	Unidade	Método de análise	Número de método	Referencia
Temperatura do líquido	C°	Termopar	-	-
pH	-	Potenciométrico	2310	Lipps <i>et al.</i> (2023)
Alcalinidade parcial, Alcalinidade intermediária e Alcalinidade total (AT),	mgCaCO ₃ L ⁻¹	Titulométrico	-	Ripley <i>et al.</i> (1986)
Ácidos voláteis (AV)	mgHAc L ⁻¹	Titulométrico	-	Dilallo e Albertson (1961)
DQO bruta (DQO _b)	mgO ₂ L ⁻¹	Espectrofotométrico	5220	Lipps <i>et al.</i> (2023)
Turbidez	UNT	Turbidimétrico	2130	Lipps <i>et al.</i> (2023)
Condutividade	μS cm ⁻¹	Eletrométrico	2510	Lipps <i>et al.</i> (2023)
Sólidos totais (SST)	mg L ⁻¹	Gravimétrico	2540	Lipps <i>et al.</i> (2023)
Sólidos totais fixos (STF)	mg L ⁻¹	Gravimétrico	2540	Lipps <i>et al.</i> (2023)
Sólidos totais voláteis (STV)	mg L ⁻¹	Gravimétrico	2540	Lipps <i>et al.</i> (2023)

Fonte: Autoria própria (2023)

Cada uma das etapas operacionais incluiu o desenvolvimento em triplicada de todas as análises mencionados na Tabela 8. Foram estabelecidas 15 análises por

cada etapa operacional, resultando em um total de 2.160 análises aproximadamente entre afluente e efluente.

4.8 Análises de microscopia eletrônica de varredura (MEV)

A microscopia eletrônica de varredura (MEV) foi realizada com objetivo principal de visualizar a morfologia da estrutura do lodo anaeróbio coletado no interior dos reatores UAHB utilizados nesta pesquisa. As amostras correspondem ao material que ficou aderido ao meio suporte (Anéis corrugados em PVC tipo Conduite) e do material sedimentado no fundo do reator UAHB.

As amostras foram extraídas diretamente do material filtrante após a finalização da etapa 3.

Na Figura 8 é apresentado o procedimento de coleta de amostras para análises MEV.

Figura 8 - Fotografia da coleta de amostras de lodo para análises de Microscopia Eletrônica de Varredura



Fonte: Autoria própria (2023)

Posteriormente as amostras foram secas em estufa a 60 °C durante 3 dias. Depois as amostras foram montadas sobre stubs de pino com diâmetro aproximado de 12 mm e adesivo condutivo. Por fim, as amostras foram recobertas com uma película de ouro e analisadas ao microscópio eletrônico de varredura (MEV) Zeiss, modelo EVO MA 15 com filamento de tungstênio, o sistema inclui câmara para amostras de até 250 mm de diâmetro e massa de 500 g com movimento total do estágio (XYZ e inclinação). Nestas análises também foi utilizado o espectrômetro de raios X por dispersão de energia (EDS), X-Max de 20 mm², que permitiu a microanálise química das amostras analisadas no MEV.

4.9 Análise estatística

Os resultados das análises de caracterização físico-químicas de amostras do afluente e efluente foram analisados por meio de tratamento estatístico considerando os erros aleatórios das medições e os erros dos sistemas (equipamentos) utilizados. O erro padrão é dado pelo desvio padrão multiplicado pelo valor de correção de Student (1,320) para três amostras. Esse resultado é dividido pela raiz quadrada do número de amostras (N) analisadas, como é mostrado na Equação 2.

$$\sigma m = \frac{\sigma p}{\sqrt{N}} \quad (2)$$

Em que: σp é o desvio padrão e N é o número de amostras. Os erros finais associados para os diferentes ensaios, foram obtidos combinando o erro padrão e o erro sistemático fornecido pelo instrumento usado para as medições em cada ensaio, conforme descrito na Equação 3.

$$Erro\ final = \sqrt{\sigma m^2 + \sigma s^2} \quad (3)$$

Em que, σm é o erro padrão e σs é o erro sistemático. A significância dos resultados obtidos foi feita por meio da análise de quantas vezes o erro é menor do que a diferença dos valores médios dos resultados de cada ensaio realizado. Ao obter os valores médios e os erros associados pode-se realizar a comparação dos resultados, dentro das certezas estatísticas que variaram de 68, 95 a 99%.

Todos os conjuntos de dados foram analisados pelo teste de Shapiro-Wilk com o fim de determinar a normalidade das amostras. Este teste permite detectar desvios das normalidades, seja por assimetria, curtose ou ambos. As hipóteses são estabelecidas da seguinte forma (SHAPIRO e WILK, 1965):

H₀: A amostra segue uma distribuição normal;

H₁: A amostra não segue uma distribuição normal.

Na Equação 4 é apresentado o modelo do teste estatístico de normalidade de Shapiro-Wilk:

$$W = \frac{(\sum_{i=1}^n a_i x_{(i)})^2}{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \quad (4)$$

Na Equação 4, a variável $X(i)$ representa o número que ocupa a i -ésima posição na amostra; a_i representa as variáveis aleatórias independentes e com distribuição idêntica amostradas a partir de distribuições normais. Se o valor de $p \geq 0,05$, então H_0 é aceito, em consequência os dados procedem de uma distribuição normal.

Por outro lado, a dependência ou incidência das variáveis tempo de detenção hidráulica (TDH) e altura do meio suporte em relação à remoção da matéria orgânica (DQO) foram estabelecidas estatisticamente pelo coeficiente de correlação de Pearson quando as variáveis apresentam distribuição normal, no caso de variáveis com distribuição não normal foram analisadas pelo coeficiente de correlação Tau de Kendall.

Pearson (1896) define uma medida de associação linear entre duas variáveis quantitativas (discretas ou contínuas): X e Y . O coeficiente de correlação entre as variáveis aleatórias X e Y é apresentado na Equação 5.

$$\sigma = \frac{\sum (x - \bar{x})(y - \bar{y})}{\sqrt{\sum (x - \bar{x})^2 \sum (y - \bar{y})^2}} \quad (5)$$

As variáveis que apresentam distribuição não normal foram analisadas pelo teste de correlação de Kendall (1938), denominado τ (tau) de Kendall. Neste caso O coeficiente de correlação entre as variáveis X e Y é apresentado na Equação 6.

$$\tau = \frac{2S}{n(n-1)} \quad (6)$$

Na equação anterior a variável S pode ser calculada como a subtração entre P e M , em que, P representa o número de vezes que a variável Y incrementa enquanto X incrementa. Por outro lado, M representa o número de vezes que a variável Y diminui enquanto X incrementa.

Os coeficientes σ e Tau são uma medida da relação linear entre as duas variáveis. O valor de correlação está dentro do intervalo $[-1, +1]$. O valor -1 representa uma correlação negativa perfeita, enquanto o valor +1 representa uma correlação positiva perfeita.

A interpretação da correlação de Person e Kendall foi desenvolvida de acordo com as faixas de magnitude propostas por Evans (1996), na qual a correlação é considerada muito fraca para a faixa $\pm (0,00 - 0,19)$, fraca para a faixa $\pm (0,20 - 0,39)$, moderada para a faixa $\pm (0,40 - 0,59)$, forte para a faixa $\pm (0,60 - 0,79)$ e muito forte para a faixa $\pm (0,80 - 1,00)$.

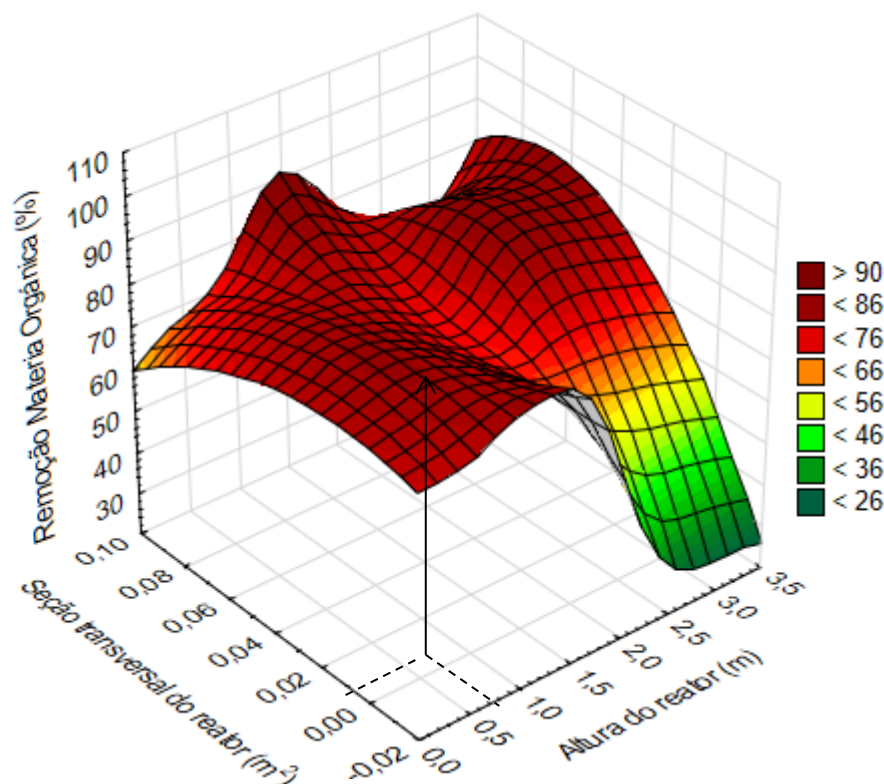
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo são apresentados os resultados e discussões dos ensaios de monitoramento para melhor compreensão da influência de diferentes alturas dos meios suporte em relação as características físicas e químicas do efluente bruto e tratado nos reatores UAHB.

5.1 Análise dos estudos preliminares e dimensionamento do piloto de reator UAHB

Os dados das pesquisas resumidos nas Tabelas 2 e 3 e nos Apêndices A e B, foram organizados e filtrados a fim de processar a informação graficamente. Desse modo, na Figura 9 são relacionadas as variáveis seção transversal do reator, altura do reator e eficiência de remoção de matéria orgânica (DQO).

Figura 9 - Gráfico correlacionando a altura de reator com a seção transversal e a eficiência de remoção de matéria orgânica (DQO) dos dados das Tabelas 2 e 3 e dos Apêndices A e B



$$\text{Remoção matéria orgânica (\%)} = -0,3206 \cdot (\text{Altura do reator})^2 + 282,5646 \cdot (\text{Altura do reator}) \cdot (\text{Seção transversal do reator}) - 10,7038 \cdot (\text{Altura do reator}) - 193,1096 \cdot (\text{Seção transversal do reator}) - 1676,506 \cdot (\text{Seção transversal do reator})^2 + 92,0686$$

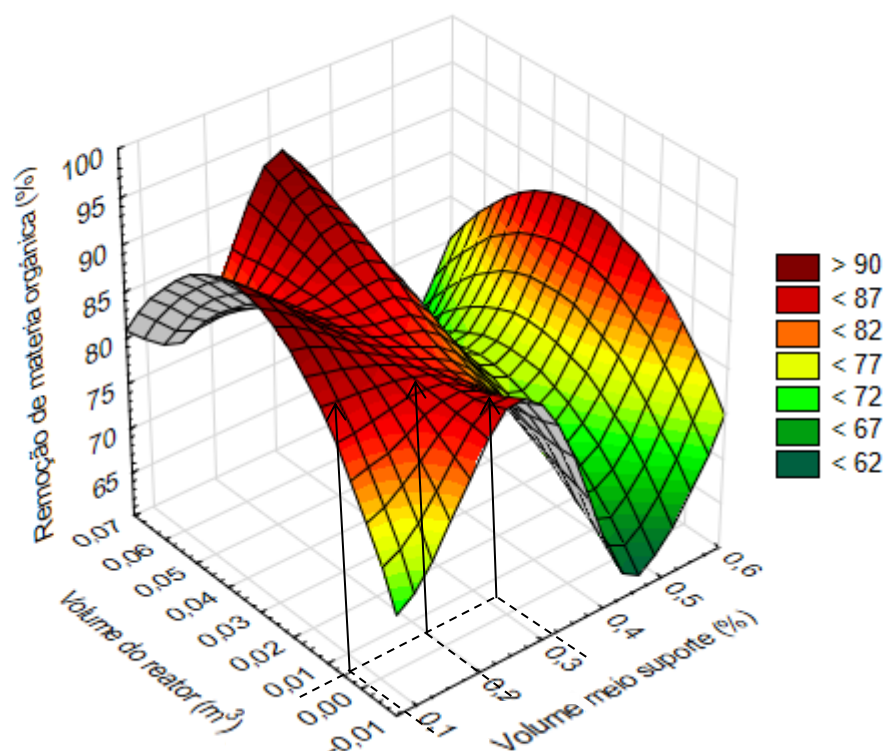
Fonte: Autoria própria (2023)

Na Figura 9 observa-se a representação da eficiência na remoção de matéria orgânica quando são testados diferentes ajustes de alturas e secção transversal de reatores. Desse modo, a superfície contém regiões em vermelho que representam remoção de matéria orgânica superior a 76% em termos de DQO. As regiões com cor amarela representam casos de configurações de secção transversal e altura do reator que permitem remoções próximas a 56%. As regiões com a cor verde correspondem a remoções de matéria orgânica em termos de DQO inferiores a 46%.

Visando identificar os valores esperados de eficiência na remoção da matéria orgânica de acordo com a Figura 9, foi relacionado o valor de área de secção transversal igual a $0,007 \text{ m}^2$ em relação à região da superfície com cor vermelha (maior remoção de matéria orgânica). Desse modo, as linhas pontilhadas e a seta de cor preta indicam que a altura do reator igual a 75 cm permite maior remoção de matéria orgânica para reatores com secção transversal igual a $0,007 \text{ m}^2$. Assim, este parâmetro foi considerado como valor ótimo para o dimensionamento dos reatores em escala piloto nesta pesquisa.

Após a definição do dimensionamento geométrico do reator, aplicando a mesma metodologia de análise do gráfico, foram relacionadas as variáveis volume do reator e volume do material suporte no interior do reator com relação à variável remoção de matéria orgânica em termos de DQO (Figura 10).

Figura 10 – Gráfico correlacionando o volume de reator com a porcentagem de volume do meio suporte do reator com relação ao volume total do reator e a eficiência de remoção da matéria orgânica (DQO) dos dados das Tabelas 2 e 3 e dos Apêndices A e B



$$\begin{aligned} \text{Remoção de matéria orgânica (\%)} = & 21,5 * (\% \text{ Volume meio suporte})^2 + 313,6141 * (\% \text{ Volume} \\ & \text{meio suporte}) * (\text{Volume do reator}) + 200,9736 * (\text{Volume do reator}) - 46,3667 * (\% \text{ Volume meio} \\ & \text{suporte}) - 5167,9279 * (\text{Volume do reator})^2 + 91,2756 \end{aligned}$$

Fonte: Autoria própria (2023)

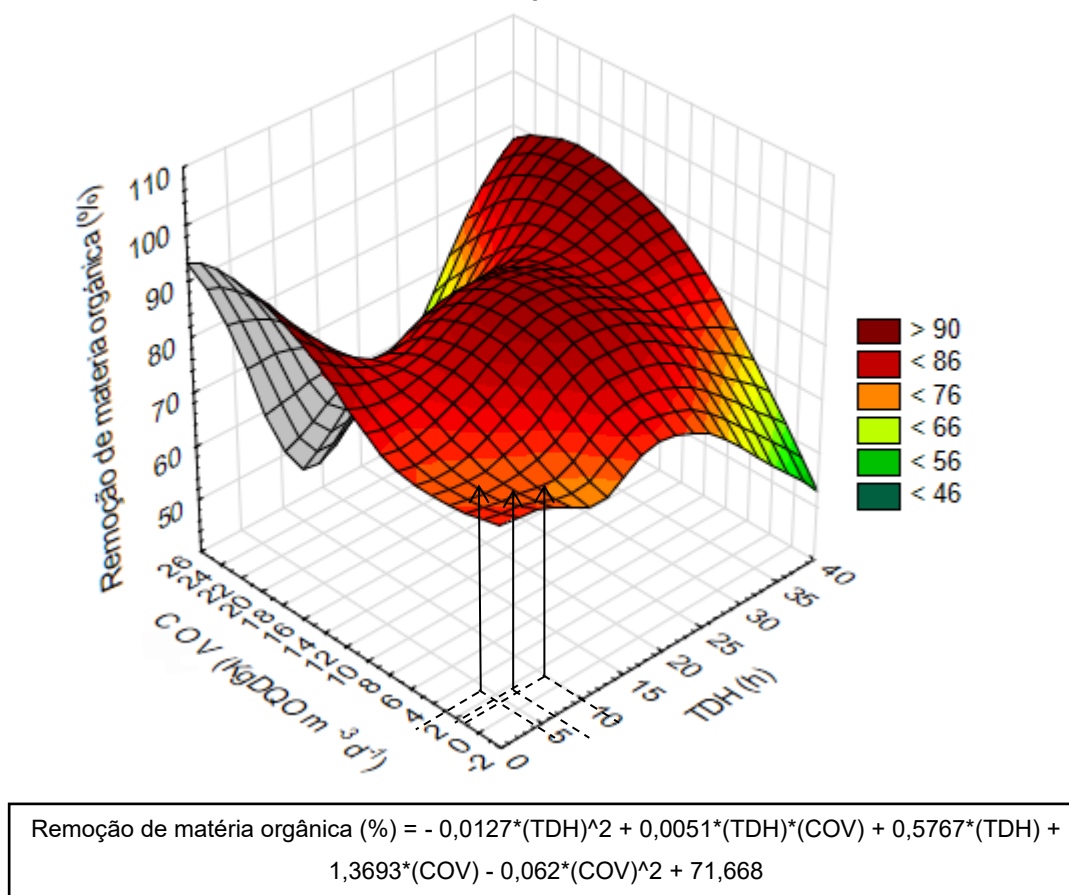
Na Figura 10, as regiões com a cor vermelha representam eficiências de remoção de matéria orgânica maiores do que 87%, com a cor amarela representam remoção de matéria orgânica próxima a 77% e com a cor verde representam eficiências de remoção menores do que 72%.

Por outro lado, as linhas pontilhadas e as três setas pretas representam as alturas do meio suporte do reator iguais a 6 cm (8% do volume total do reator), 15 cm (20% do volume total do reator) e 24 cm (32% do volume total do reator) com relação ao volume total do reator equivalente a 0,0055 m³ (corresponde ao volume do reator usado na presente pesquisa). Assim, são esperadas as melhores possibilidades de remoção da matéria orgânica para a presente pesquisa.

Por último, desenvolveu-se o mesmo procedimento gráfico para processamento dos dados das pesquisas resumidas nas Tabelas 2 e 3 e nos Apêndices A e B, avaliando a melhor resposta em termos de remoção da matéria

orgânica quando são relacionadas as variáveis carga orgânica volumétrica (COV) e Tempo de detenção hidráulica (TDH). Desse modo, na Figura 11 é apresentado um gráfico de superfície que representa a remoção da matéria orgânica (DQO).

Figura 11 – Gráfico correlacionando o Tempo de detenção hidráulica com a carga orgânica volumétrica (COV) e a eficiência de remoção da matéria orgânica (DQO) dos dados das Tabelas 2 e 3 e dos Apêndices A e B



Fonte: Autoria própria (2023)

No gráfico da Figura 11, as regiões na cor vermelha apresentam remoção da matéria orgânica maiores do que 86%, na cor amarela são representadas eficiências de remoção próximas a 66%, finalmente, na cor verde são apresentadas as menores eficiências na remoção da DQO.

Ao observar na Figura 11, as linhas pontilhadas e as setas é possível verificar que são demonstradas 2 faixas como maiores eficiências de remoção da matéria orgânica sendo quando o tempo de detenção hidráulica foi menor de que 10 horas e também para TDH entre 15 e 30 h.

Desta forma, visando analisar o comportamento para tempos menores que 10 horas, esta pesquisa focou nas análises de remoção da matéria orgânica nos TDH de 10, 7 e 4 horas.

5.2 Caracterização do afluente sintético

Na Tabela 9 são apresentados os resultados da estatística descritiva da caracterização do afluente sintético com relação aos parâmetros de monitoramento do sistema de tratamento empregados nesta pesquisa.

Tabela 9 – Caracterização físico-química do afluente sintético simulando esgoto sanitário

Parâmetro	Unidade	Número de amostras	Média	Desvio padrão	Coefficiente de variação	Mín.	Máx.
Temperatura	C°	174	19,6	2,2	11,4	13,4	23,8
pH	-	174	6,7	0,3	4,4	6,0	7,5
Alcalinidade parcial	mgCaCO ₃ L ⁻¹	174	62	25	40	8	130
Alcalinidade intermediária	mgCaCO ₃ L ⁻¹	174	122	20	17	58	173
Alcalinidade total	mgCaCO ₃ L ⁻¹	174	184	40	22	77	304
Ácidos voláteis	mgHAc L ⁻¹	174	53	14	26	25	83
DQO	mgO ₂ L ⁻¹	174	503	54	11	394	619
Turbidez	UNT	174	61	7	12	49	77
Condutividade	µS cm ⁻¹	174	1128	59	5	962	1218
Sólidos totais	mg L ⁻¹	174	790	63	8	683	970
Sólidos totais fixos	mg L ⁻¹	174	527	57	11	414	625
Sólidos totais voláteis	mg L ⁻¹	174	263	49	19	185	345

Fonte: Autoria própria (2023)

Nas leituras de temperatura do esgoto sintético durante os períodos de análise, os valores variam na faixa de 13,4 até 23,8 °C. Esta variação poderia ser justificada pela mudança das estações primavera, verão e outono durante a etapa operacional.

Observa-se que o potencial hidrogeniônico (pH) no efluente sintético apresentou valores dentro da faixa 6,0 a 7,5. Segundo Chernicharo, (1997) é recomendado manter valores de pH entre 6,6 a 7,4 a fim de garantir melhores eficiências de tratamento anaeróbio baseado na digestão relacionada com maiores níveis de crescimento e atividade dos grupos bacterianos metanogênicos na biomassa. Por outro lado, pode-se obter estabilidade nos sistemas de tratamento anaeróbios na faixa de 6,0 até 8,0.

Da Silva *et al.* (2021) alcançaram um valor médio de 6,7 nos resultados da análise de pH, muito próximo ao valor médio de 6,9 atingido no presente estudo, utilizando esgoto sintético com os mesmos elementos constituintes.

Para Von Sperling (2014) os valores típicos de alcalinidade total no esgoto apresentam valores na faixa de 100 até 250 mgCaCO₃ L⁻¹. A alcalinidade total do esgoto sintético resultou em um valor médio igual a 184 mgCaCO₃ L⁻¹, correspondendo aos valores típicos de alcalinidade.

Torres e Foresti (2001) indicam que os valores típicos de ácidos voláteis para esgoto doméstico variam na faixa de 25 para 110 mg L⁻¹. Consequentemente, a concentração média de ácidos voláteis obtida na caracterização das amostras de esgoto sintético (53 mg L⁻¹) corresponde aos valores de referência.

O esgoto doméstico apresenta valores típicos iguais a 250, 430 e 800 mgDQO L⁻¹ para concentração de matéria orgânica baixa, média e alta, respectivamente (METCALF & EDDY, 2003). Por outra parte, as análises de caracterização do esgoto sintético com relação à matéria orgânica em termos de DQO resultaram em um valor médio igual a 503 mgDQO L⁻¹. Assim, o esgoto sintético pode ser classificado como concentração de matéria orgânica média .

Com relação aos resultados das análises de turbidez, o valor médio obtido foi de 61 UNT, valor próximo aos resultados de Godinho (2017) (59 UNT) que utilizou esgoto sintético com composição semelhante.

Os resultados das análises de condutividade elétrica obtidos foram em média de 1.128 µS cm⁻¹. Esses valores estão de acordo com Liang *et al.* (2013) que indicam que a condutividade elétrica dos esgotos sanitários varia na faixa de 550 a 1330 µS cm⁻¹.

De acordo com Metcalf & Eddy (2004), a faixa de valores típicos de sólidos totais em esgotos sanitários varia entre 390 e 1350 mg L⁻¹. Por outro lado, Von Sperling (2007) indica que a faixa de sólidos totais pode variar de 700 até 1350 mg L⁻¹. De acordo com os resultados das análises de caracterização do esgoto sintético, o valor médio de sólidos totais resultou igual a 790 mg L⁻¹. Assim, a concentração de sólidos totais do esgoto sintético está dentro das faixas indicadas pelas referências.

5.3 Avaliação do desempenho dos reatores

A avaliação do desempenho do aparato experimental foi desenvolvida em 3 etapas de operação, sendo a Etapa 1 (TDH = 10 h), Etapa 2 (TDH = 7 h) e Etapa 3 (TDH = 4 h). Cada uma das etapas teve como objetivo principal caracterizar o comportamento do reator anaeróbio híbrido com diferentes alturas do meio suporte quando são mudados os tempos de detenção hidráulica.

Os resultados das análises físico-químicas de monitoramento dos reatores são apresentados na Tabela 10.

Tabela 10 - Caracterização físico-química dos efluentes dos reatores UAHB 1 ($h_{\text{meio suporte}}$ 6 cm), 2 ($h_{\text{meio suporte}}$ 15 cm) e 3 ($h_{\text{meio suporte}}$ 24 cm), nas Etapas 1 (TDH 10 h), 2 (TDH 7 h) e 3 (TDH 4 h)

Parâmetro	Unidade	Etapa	N	Afluente					UAHB 1					UAHB 2					UAHB 3								
				X	DP	CV	Mín.	Máx.	X	%R	DP	CV	Mín.	Máx.	X	%R	DP	CV	Mín.	Máx.	X	%R	DP	CV	Mín.	Máx.	
Temp.	C°	1	45	17,9	2,2	12,2	13,4	20,5	18,4		2,3	12,6	13,5	21,2	18,3		2,3	12,3	13,6	21,2	18,3		2,2	12,2	13,7	21,1	
		2	45	21,7	1,0	4,5	20,2	23,8	22,0		1,0	4,5	20,4	23,9	22,1		1,0	4,6	20,3	23,9	22,1		1,0	4,6	20,3	23,8	
		3	45	18,8	1,2	6,4	17,1	20,9	19,3		1,3	6,9	17,3	21,4	19,3		1,3	6,5	17,4	21,3	19,2		1,3	6,7	17,3	21,3	
pH	-	1	45	6,8	0,3	3,9	6,4	7,5	6,9		0,3	4,9	6,1	7,5	7,0		0,4	5,3	6,2	7,8	7,0		0,3	4,2	6,4	7,5	
		2	45	6,6	0,3	4,4	6,0	7,0	7,1		0,2	2,8	6,9	7,6	7,2		0,2	2,5	6,9	7,7	6,7		0,3	3,7	6,3	7,2	
		3	45	6,6	0,3	4,3	6,1	7,1	6,9		0,2	2,5	6,5	7,2	7,0		0,2	2,5	6,6	7,3	6,8		0,2	2,7	6,5	7,1	
AP	mgCaCO ₃ L ⁻¹	1	45	114	28	25	58	173	133		16	12	107	168	135		19	14	105	181	136		24	18	73	173	
		2	45	115	9	8	93	128	132		10	7	118	157	135		11	8	120	155	134		11	8	121	160	
		3	45	137	10	7	115	150	192		9	5	171	208	203		9	4	186	218	187		5	3	173	195	
Al	mgCaCO ₃ L ⁻¹	1	45	63	33	52	8	130	70		25	36	27	122	79		28	35	11	131	80		29	36	15	135	
		2	45	60	20	33	17	83	75		15	20	47	109	87		14	16	63	112	65		16	25	33	89	
		3	45	63	22	35	23	98	93		15	16	64	118	118		16	14	97	149	86		13	15	59	105	
AT	mgCaCO ₃ L ⁻¹	1	45	176	59	34	77	304	203		37	18	136	290	214		45	21	138	312	216		53	24	88	307	
		2	45	176	26	15	110	210	207		22	11	174	265	222		20	9	186	264	199		20	10	166	229	
		3	45	200	26	13	144	245	285		23	8	245	313	321		23	7	287	362	273		15	5	240	289	
AV	mgHAc L ⁻¹	1	45	54	16	30	25	77	63		27	43	31	129	62		24	38	30	130	58		15	26	31	88	
		2	45	50	14	27	33	75	49		15	29	33	80	43		10	22	32	66	56		9	16	41	73	
		3	45	56	13	23	33	83	68		11	16	48	85	48		11	23	30	66	63		12	19	47	85	
DQO	mgO ₂ L ⁻¹	1	45	490	53	11	416	592	154	68,6	74	48	68	271	146	70,1	44	30	95	257	138	71,8	48	35	66	242	
		2	45	504	65	13	394	619	243	51,8	45	19	139	309	197	60,8	48	24	114	277	159	68,5	44	28	71	266	
		3	45	515	37	7	431	602	381	26,1	48	13	269	470	320	38,0	41	13	214	380	243	52,9	43	18	152	335	
Turbidez	UNT	1	45	61	5	9	52	70	9	84,9	5	54	3	16	8	87,4	2	25	5	13	6	90,2	2	28	3	10	
		2	45	60	8	13	49	77	10	84,0	3	29	5	14	7	87,8	2	28	5	11	6	90,6	2	29	3	10	
		3	45	61	8	13	49	74	14	76,5	3	19	9	19	12	80,4	2	18	9	17	9	85,1	2	22	6	14	
Condutividade	µS cm ⁻¹	1	45	1101	64	6	962	1180	1105		59	5	967	1176	1109		63	6	957	1221	1113		63	6	954	1198	
		2	45	1149	52	4	1025	1216	1160		50	4	1029	1227	1166		49	4	1032	1231	1170		48	4	1040	1232	
		3	45	1130	55	5	1031	1218	1210		61	5	1100	1298	1224		62	5	1110	1310	1242		63	5	1132	1359	
ST	mg L ⁻¹	1	45	771	49	6	683	833	304	60,6	40	13	259	362	287	62,8	35	12	238	337	285	63,0	35	12	245	339	
		2	45	791	58	7	696	937	350	55,7	38	11	296	415	302	61,8	26	8	257	360	278	64,8	29	10	230	335	
		3	45	808	77	9	704	970	377	53,3	37	10	273	444	361	55,3	39	11	282	421	356	55,9	41	12	276	430	
STF	mg L ⁻¹	1	45	535	62	12	414	605	205	61,6	33	16	167	251	209	60,9	38	18	172	265	200	62,6	34	17	168	257	
		2	45	517	40	8	462	606	250	51,6	26	10	215	295	218	57,9	21	10	185	266	209	59,7	21	10	176	240	
		3	45	531	67	13	424	625	260	51,0	31	12	217	306	253	52,3	31	12	207	302	238	55,1	26	11	193	279	
STV	mg L ⁻¹	1	45	235	52	22	185	335	98	58,2	26	26	64	134	77	67,1	22	29	61	117	85	63,8	27	32	69	134	
		2	45	273	41	15	192	331	100	63,3	26	26	61	151	84	69,1	10	12	70	99	69	74,6	17	24	45	95	
		3	45	277	45	16	204	345	117	57,8	32	28	51	166	108	60,8	19	17	75	136	118	57,5	30	26	53	166	
Produção de biogás	NL d ⁻¹	1	15							1,3		0,1	9,1	1,1	1,6	1,5		0,2	11,5	1,2	1,7	1,6		0,1	9,4	1,4	1,9
		2	15							1,1		0,1	12,7	0,8	1,4	1,1		0,1	10,4	1,0	1,4	1,3		0,1	6,8	1,1	1,4
		3	15							0,5		0,1	23,9	0,3	0,7	0,7		0,1	17,6	0,5	0,8	0,7		0,1	11,0	0,6	0,8

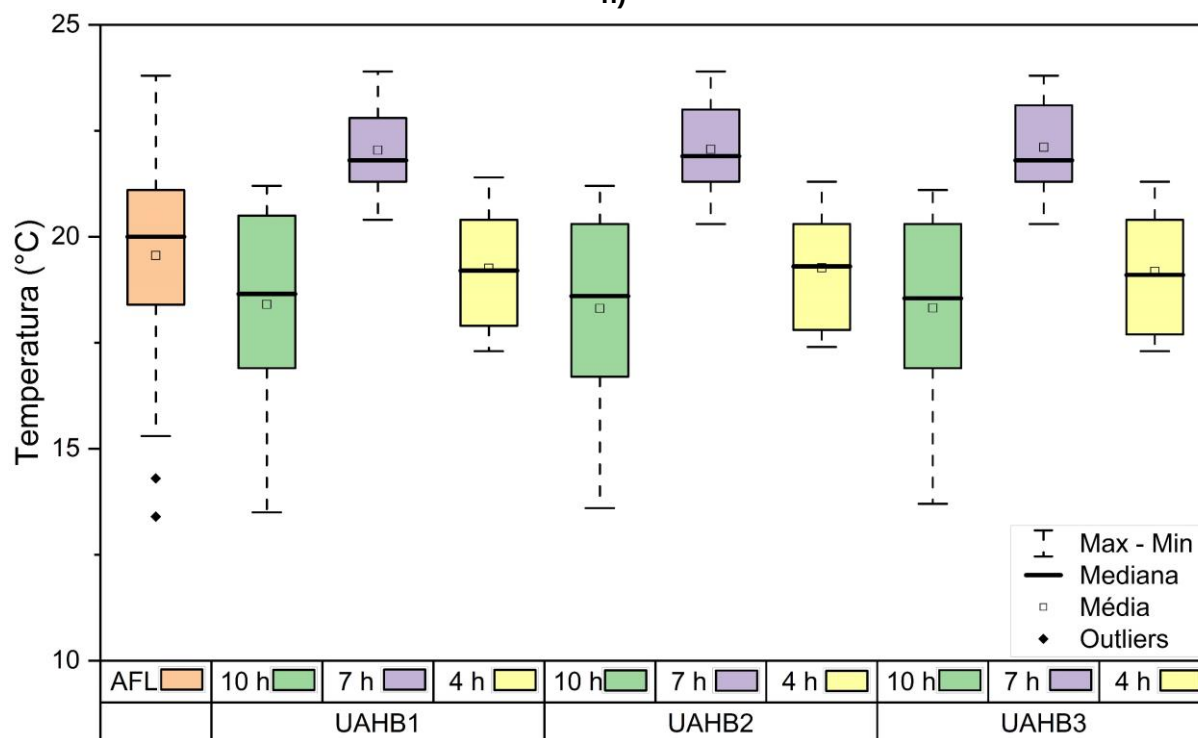
Legenda: N: Número de amostras por reator UAHB em cada etapa; Temp. : Temperatura do Líquido (°C) AP: Alcalinidade parcial (mgCaCO₃ L⁻¹); Al: Alcalinidade intermediária (mgCaCO₃ L⁻¹); AT: Alcalinidade total (mgCaCO₃ L⁻¹); AV: Ácidos voláteis (mgHAc L⁻¹); ST: Sólidos totais (mg L⁻¹); STF: Sólidos totais fixos (mg L⁻¹); STV: Sólidos totais voláteis (mg L⁻¹);

X: Média; DP: Desvio padrão; CV: Coeficiente de variação.

Fonte: Autoria própria (2023)

Os comportamentos dos reatores UAHB 1, 2 e 3 nas etapas 1 (TDH = 10 h), 2 (TDH = 7 h) e 3 (TDH = 4 h) podem ser observados nas Figuras 12 a 22. Na Figura 12 é apresentado o comportamento das medições de temperatura do líquido ao longo do desenvolvimento da pesquisa.

Figura 12 - Gráfico sobre comportamento da temperatura nos reatores UAHB 1 ($h_{\text{meio suporte}}$ 6 cm), 2 ($h_{\text{meio suporte}}$ 15 cm) e 3 ($h_{\text{meio suporte}}$ 24 cm), nas etapas 1 (TDH 10 h), 2 (TDH 7 h) e 3 (TDH 4 h)



Fonte: Autoria própria (2023)

Ao longo do desenvolvimento da pesquisa a temperatura do líquido apresentou variações na faixa de 13,6 até 23,9 °C.

O comportamento nos três reatores UAHB para as três etapas de operação foi muito semelhante, indicando em cada dia de coleta uma diferença média menor do que 1 °C entre o afluente e o efluente dos reatores UAHB.

A digestão anaeróbia apresenta maior efetividade proporcionalmente com o aumento da temperatura na faixa compreendida entre 25 até 40 °C (METCALF & EDDY, 2016). Por outra parte, segundo Van Haandel *et al.* (1999) a temperatura influencia diretamente no metabolismo celular, diminuindo proporcionalmente com a redução da temperatura. Da Silva *et al.* (2021) estudaram a influência da temperatura no desempenho do reator UAHB, indicando que a temperatura apresento correlação moderada positiva na produção de metano e biogás, no entanto, a remoção de matéria

orgânica somente foi influenciada pela retenção de biomassa e sólidos no meio suporte.

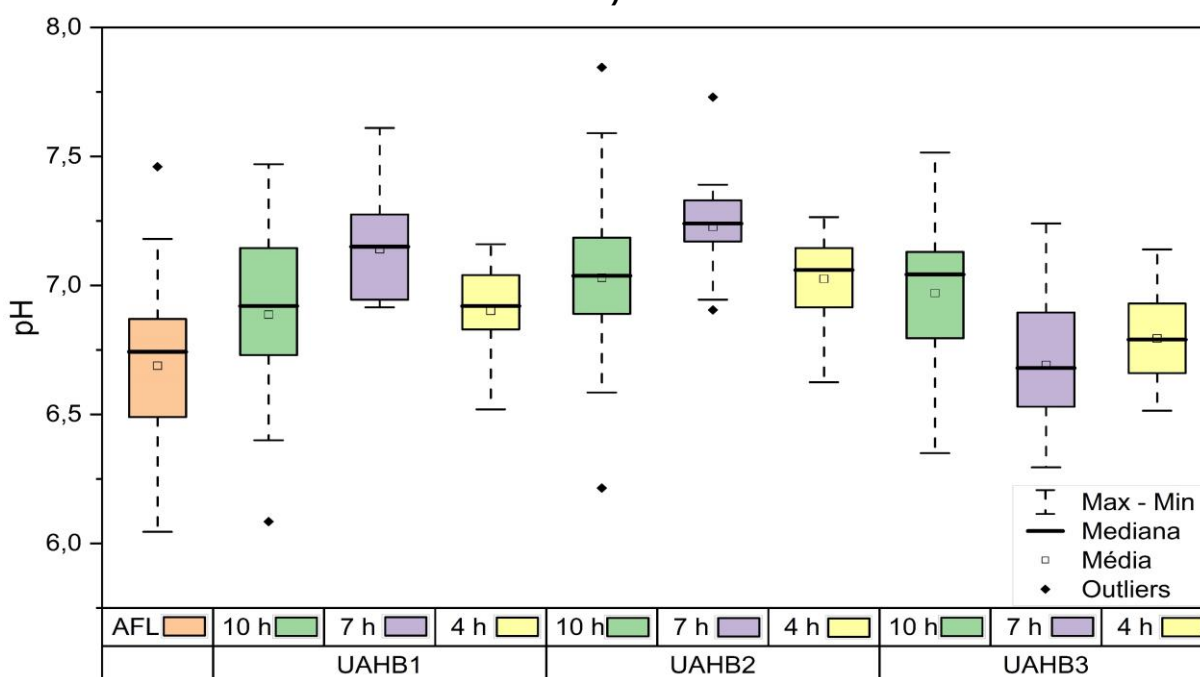
Lew *et al.* (2004) pesquisaram o efeito da variação da temperatura em uns pilotos de reator tipo UASB e reator UAHB, tratando esgoto sanitário, concluindo que a remoção de matéria orgânica apresentou maior eficiência na faixa de 20 até 28 °C.

Os valores de temperatura medidos na presente pesquisa foram inferiores com relação à faixa recomendada pelas estudos referenciados, existindo a possibilidade de reduções do metabolismo celular no tratamento anaeróbico que podendo gerar diminuição na eficiência de geração de biogás.

McHugh *et al.* (2005) monitoraram a microbiologia e o comportamento do reator UAHB tratando esgoto sanitário sob temperaturas na faixa de 12 até 25 °C. Os autores indicaram que nesta faixa o reator UAHB apresento estabilidade. Em concordância, na presente pesquisa, sob valores de temperatura na faixa referenciada, os reatores UAHB apresentaram estabilidade no tratamento e desempenho adequado de acordo com os resultados das análises laboratoriais desenvolvidos.

Na Figura 13 é apresentado o comportamento do pH nos três reatores UAHB nas três etapas operacionais.

Figura 13 – Gráfico sobre a variação do pH nos efluentes dos reatores UAHB 1 ($h_{\text{meio suporte}}$ 6 cm), 2 ($h_{\text{meio suporte}}$ 15 cm) e 3 ($h_{\text{meio suporte}}$ 24 cm), nas etapas 1 (TDH 10 h), 2 (TDH 7 h) e 3 (TDH 4 h)



Fonte: Autoria própria (2023)

Em conformidade com os resultados das análises de pH dos reatores, pode-se afirmar que todos os valores médios de pH nos reatores UAHB 1, 2 e 3 para as etapas 1, 2 e 3 estão na faixa (6,7 – 7,2), ou seja, próximos da neutralidade.

A faixa ótima de pH nos tratamentos anaeróbios está entre 6,5 e 7,5 (METCALF & EDDY, 2003).

Por sua parte Muñoz (2016) desenvolveu uma análise comparativa dos reatores tipo UASB e UAHB tratando esgoto sanitário com características semelhantes às do afluente sintético do presente estudo, concluindo que as melhores eficiências no tratamento anaeróbio acontecem quando o pH varia na faixa de 6,0 a 8,5, indicando que nesta faixa acontece maior atividade microbiana na biomassa.

Os resultados das análises de pH estão na faixa recomendada pelos estudos referenciados, desse modo, é possível concluir que os reatores UAHB apresentaram condições ótimas para o desenvolvimento da atividade microbiana.

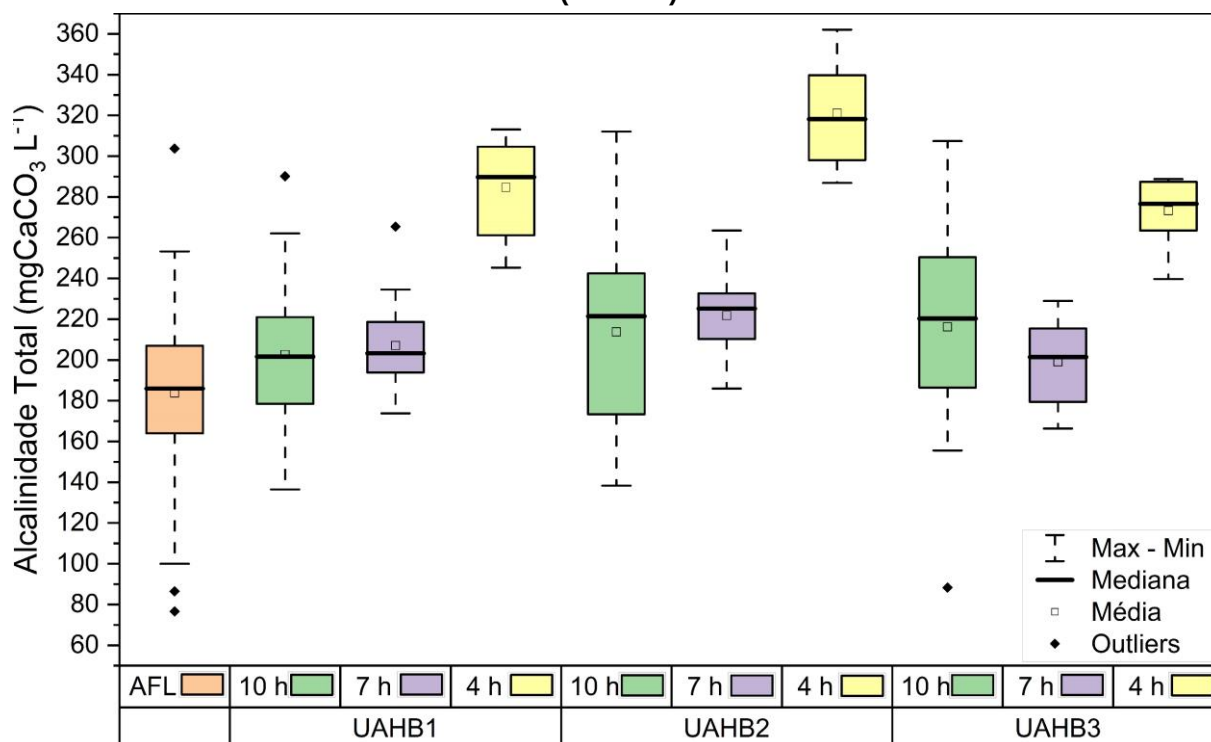
Todos os reatores apresentaram incremento do pH no efluente com relação ao afluente, excetuando o reator UAHB 3 na etapa 2 (TDH = 7 h). Este fato tem relação com os valores de resultado de alcalinidade e ácidos voláteis para este mesmo reator na etapa 2.

Segundo Chernicharo (1997), a interação entre a alcalinidade e os ácidos voláteis no tratamento anaeróbio determinam a capacidade da alcalinidade para neutralizar os ácidos gerados na digestão anaeróbia, além da possibilidade de tamponar o pH ante a acumulação de ácidos. Assim, é possível relacionar a queda no valor do pH no reator UAHB 3 na etapa 2 como consequência da menor alcalinidade e maior concentração de ácidos voláteis nesta etapa para o reator UAHB 3.

Embora o valor médio de pH no efluente do reator UAHB 3 na etapa 2 foi o menor no período de operação, não representou risco na estabilidade do tratamento pois esteve sempre dentro da faixa adequada de acordo com os autores referenciados anteriormente.

Na Figura 14 é apresentado o comportamento da alcalinidade nos reatores UAHB 1, 2 e 3 durante o desenvolvimento da pesquisa.

Figura 14 - Gráfico sobre comportamento da Alcalinidade Total nos reatores UAHB 1 (h_{meio} suporte 6 cm), 2 (h_{meio} suporte 15 cm) e 3 (h_{meio} suporte 24 cm), nas etapas 1 (TDH 10 h), 2 (TDH 7 h) e 3 (TDH 4 h)



Fonte: Autoria própria (2023)

Na Figura 14, os valores de alcalinidade total 203 mgCaCO₃ L⁻¹, 214 mgCaCO₃ L⁻¹, 216 mgCaCO₃ L⁻¹ são equivalentes à aumentos de 10%, 14% e 15% para os reatores 1, 2 e 3 respectivamente, com relação ao afluente na etapa 1. Da mesma forma para a Etapa 2, os valores de alcalinidade total foram 207 mgCaCO₃ L⁻¹, 222 mgCaCO₃ L⁻¹ e 199 mgCaCO₃ L⁻¹, representado aumentos de 11%, 17% e 7,5% para os reatores UAHB 1, 2 e 3, respectivamente. Por fim, na etapa 3, os reatores UAHB, os valores de alcalinidade total resultantes foram 285 mgCaCO₃ L⁻¹, 321 mgCaCO₃ L⁻¹ e 273 mgCaCO₃ L⁻¹, o que representa aumentos equivalentes a 35%, 43% e 33% para os reatores UAHB 1, 2, 3 respectivamente.

De acordo com os resultados das análises de alcalinidade, os três reatores UAHB apresentaram aumento de alcalinidade total com relação ao afluente para todas as etapas operacionais.

Segundo Foresti *et al.* (2006), o incremento na alcalinidade é um indicador comum de estabilidade no tratamento. Desse modo, é possível concluir que os reatores UAHB apresentaram condições de estabilidade no desenvolvimento desta pesquisa.

Balasundaram *et al.* (2014) desenvolveram um estudo comparativo do desempenho do reator UAHB tratando águas residuais do processamento de sagu avaliando diferentes materiais no meio suporte. Os autores indicaram que os valores de alcalinidade apresentam relação diretamente proporcional com a carga orgânica volumétrica. Do mesmo modo, Ravichandran e Balaji (2020) estudaram o comportamento do reator UAHB tratando águas residuais de processamento de celulosa e papel, concluindo também que os valores de alcalinidade e ácidos voláteis foram maiores quando foi incrementada a carga orgânica tratada.

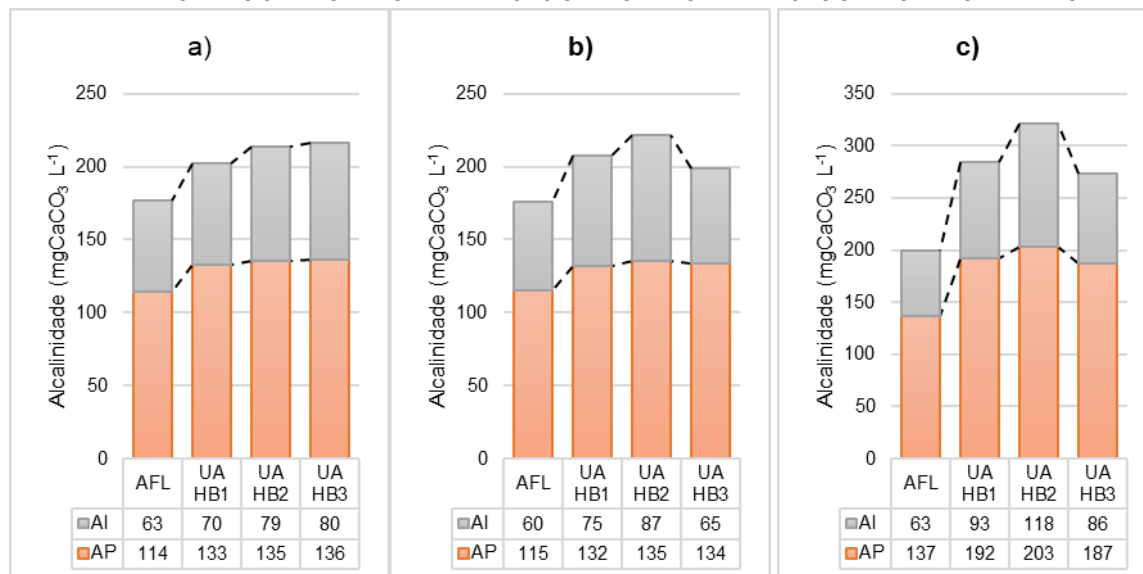
Em concordância com as referências nomeadas, no presente estudo os valores de alcalinidade atingidos foram maiores em quanto foi maior a carga orgânica volumétrica aplicada (TDH = 4h) e menores no caso do tempo de detenção hidráulica igual a 10 h.

Da Silva *et al.* (2021) indicou aumento na alcalinidade na faixa de 48% até 70% quando é tratado esgoto sanitário sintético com características semelhantes às do presente estudo, em um reator anaeróbio híbrido operando com TDH = 8 h. No presente estudo foram alcançados incrementos na alcalinidade total de até 43.

Campos *et al.* (2004) desenvolveram a avaliação do comportamento de um sistema tipo UASB variando as cargas orgânicas e o TDH, indicando que a alcalinidade foi maior sob a influência de tempos de detenção hidráulica menores, atribuindo este fenômeno à liberação do íon de hidrogênio com a formação de ácidos orgânicos no início da digestão. Em concordância, avaliando se o comportamento dos três reatores UAHB nas três etapas desta pesquisa é possível concluir que a alcalinidade aumentou enquanto o tempo de detenção hidráulica diminuiu.

Na Figura 15 são apresentadas as proporções de alcalinidade parcial, intermediária nos reatores UAHB 1, 2 e 3 durante o desenvolvimento da pesquisa.

Figura 15 - Gráfico sobre Alcalinidade Parcial e Intermediária no afluente sintético e os efluentes dos reatores UAHB 1 ($h_{\text{meio suporte}}$ 6 cm), 2 ($h_{\text{meio suporte}}$ 15 cm) e 3 ($h_{\text{meio suporte}}$ 24 cm), nas etapas: (a) Etapa 1 (TDH 10 h); (b) Etapa 2 (TDH 7 h); (c) Etapa 3 (TDH 4 h)



Fonte: Autoria própria (2023)

Na Figura 15, é possível identificar que nas etapas 2 e 3 os resultados evidenciam comportamento muito semelhante, não obstante os valores de alcalinidade parcial foram maiores na etapa 3.

Por outro lado, os resultados de alcalinidade parcial e intermediária, sob qualquer tempo de detenção hidráulica e espessura de meio suporte apresentaram valores superiores nos efluentes tratados com relação ao afluente sintético.

Na Tabela 11 são apresentados os resultados da relação da alcalinidade parcial e a alcalinidade total para os reatores UAHB 1, 2 e 3, nas diferentes etapas da pesquisa.

Tabela 11 - Relações AI/AP e AP/AT para os reatores UAHB 1 ($h_{\text{meio suporte}}$ 6 cm), 2 ($h_{\text{meio suporte}}$ 15 cm) e 3 ($h_{\text{meio suporte}}$ 24 cm), nas etapas 1 (TDH 10 h), 2 (TDH 7 h) e 3 (TDH 4 h)

(continua)

Parâmetro	Unidade	Etapa	UAHB1	UAHB2	UAHB3
AP	mgCaCO ₃ L ⁻¹	1	133	135	136
		2	132	135	134
		3	192	203	187
AI	mgCaCO ₃ L ⁻¹	70	79	80	70
		75	87	65	75
		93	118	86	93
AT	mgCaCO ₃ L ⁻¹	1	176	203	214
		2	176	207	222
		3	200	285	321
AI/AP	-	1	0,52	0,58	0,59
		2	0,57	0,64	0,49
		3	0,49	0,58	0,46

Tabela 11 - Relações **AI/AP** e **AP/AT** para os reatores **UAHB 1** ($h_{\text{meio suporte}}$ 6 cm), **2** ($h_{\text{meio suporte}}$ 15 cm) e **3** ($h_{\text{meio suporte}}$ 24 cm), nas etapas 1 (TDH 10 h), 2 (TDH 7 h) e 3 (TDH 4 h) (conclusão)

Parâmetro	Unidade	Etapas	UAHB1	UAHB2	UAHB3
AP/AT	-	1	0,75	0,67	0,64
		2	0,75	0,65	0,60
		3	0,96	0,71	0,58

Fonte: Autoria própria (2023)

Na Tabela 11, a razão AI/AP apresentou valores na faixa 0,46 até 0,64. Segundo Ripley *et al.* (1986), valores superiores a 0,3 nesta razão, indicam possíveis distúrbios na digestão anaeróbia. No entanto, Foresti (1994), menciona a necessidade de estudar este valor máximo, ou eventualmente definir os casos de aplicação, pois, afirma que é possível obter estabilidade no tratamento anaeróbio sob valores maiores do que 0,3 na razão AI/AP.

Em concordância, Silva e Nour (2005) estudaram o tratamento em um sistema de reator anaeróbio compartimentado, encontrando eficiências satisfatórias na remoção de DBO, DQO e Sólidos Totais mesmo com valores de 0,47 até 1,12 e 0,56 até 0,96 para a razão AI/AP.

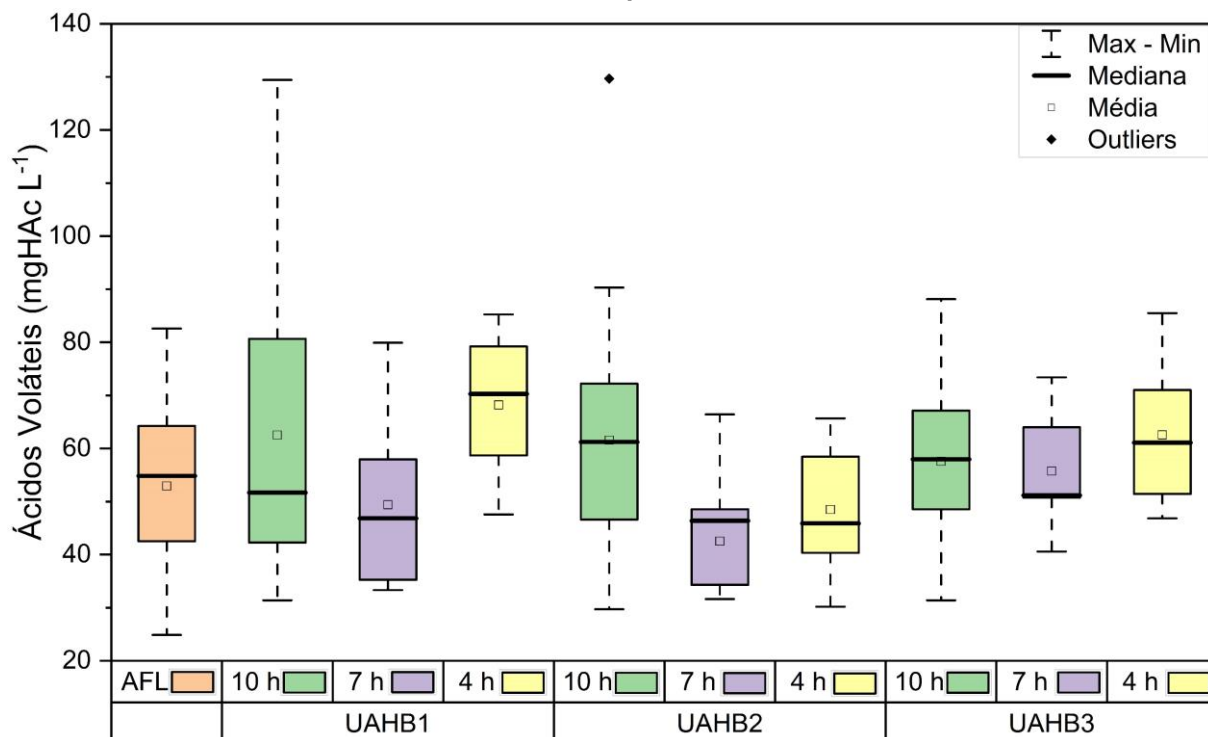
Os valores da razão AI/AP atingidos na presente pesquisa estão na faixa mencionada por Silva e Nour (2005), indicando condições adequadas no processo de tratamento anaeróbio.

Por outro lado, De acordo com os resultados do cálculo da razão AP/AT na Tabela 11, é possível mencionar que os valores variaram na faixa 0,58 até 0,96. Pérez e Torres (2008) recomendam o cálculo desta razão como uma possibilidade de reconhecimento precoce de instabilidade no tratamento anaeróbio pela facilidade de cálculo, indicando a conveniência de manter este valor acima de 0,65. Por outro lado, Jenkins *et al.* (1991), mencionam que a razão AP/AT deve apresentar valores maiores do que 0,5.

Em concordância com os autores referenciados, é possível concluir que os resultados desta razão para a presente pesquisa evidenciam estabilidade no tratamento.

Na Figura 16, é apresentado o comportamento dos reatores UAHB com relação aos ácidos voláteis.

Figura 16 - Gráfico sobre comportamento dos ácidos voláteis nos reatores UAHB 1 ($h_{\text{meio suporte}}$ 6 cm), 2 ($h_{\text{meio suporte}}$ 15 cm) e 3 ($h_{\text{meio suporte}}$ 24 cm), nas etapas 1 (TDH 10 h), 2 (TDH 7 h) e 3 (TDH 4 h)



Fonte: Autoria própria (2023)

De acordo com a Figura 16, na etapa de operação 1, a média dos resultados do parâmetro ácidos voláteis foram 63 mgHAc L⁻¹, 62 mgHAc L⁻¹ e 58 mgHAc L⁻¹, para os reatores UAHB 1, 2 e 3 respectivamente. Na etapa 2, os resultados médios de ácidos voláteis foram de 49 mgHAc L⁻¹, 43 mgHAc L⁻¹, 56 mgHAc L⁻¹, para os reatores UAHB 1, 2 e 3 respectivamente, e na etapa 3, os resultados foram 68 mgHAc L⁻¹, 48 mgHAc L⁻¹, 63 mgHAc L⁻¹ para os reatores UAHB 1, 2 e 3.

Na digestão anaeróbia os ácidos voláteis variam na faixa de 50 até 250 mgHAc L⁻¹, sob estes níveis existem condições favoráveis para que as arqueias metanogênicas possam completar o processo de digestão de conversão de produtos intermediários para metano e dióxido de carbono (LETTINGA, 1995). Desse modo, é possível concluir que os valores de ácidos voláteis atingidos no efluente tratado pelos reatores UAHB, estão na faixa típica.

Loganath e Mazumder (2020) pesquisaram o comportamento do reator UAHB no tratamento de águas residuais de um matadouro, notaram que em quanto foi diminuído o tempo de detenção hidráulica, os análises de ácidos voláteis atingiram

valores maiores. Em consequência, na presente pesquisa, os maiores valores de ácidos voláteis foram alcançados para tempo de detenção hidráulica igual a 4 horas.

Ripley *et al.* (1986) indicam que a melhor eficiência no processo de digestão anaeróbia está relacionada diretamente com as concentrações e a interação dos ácidos voláteis (AV) e a alcalinidade (AT), assim, as condições ótimas de degradação de matéria orgânica acontece quando a relação AV/AT resulta maior do que 0,1 e menor do que 0,35.

Na Tabela 12 são apresentados os resultados da relação de ácidos voláteis e alcalinidade para cada um dos reatores UAHB ao longo da operação.

Tabela 12 - Razão AV/AT para os reatores UAHB 1 ($h_{\text{meio suporte}}$ 6 cm), 2 ($h_{\text{meio suporte}}$ 15 cm) e 3 ($h_{\text{meio suporte}}$ 24 cm), nas etapas 1 (TDH 10 h), 2 (TDH 7 h) e 3 (TDH 4 h)

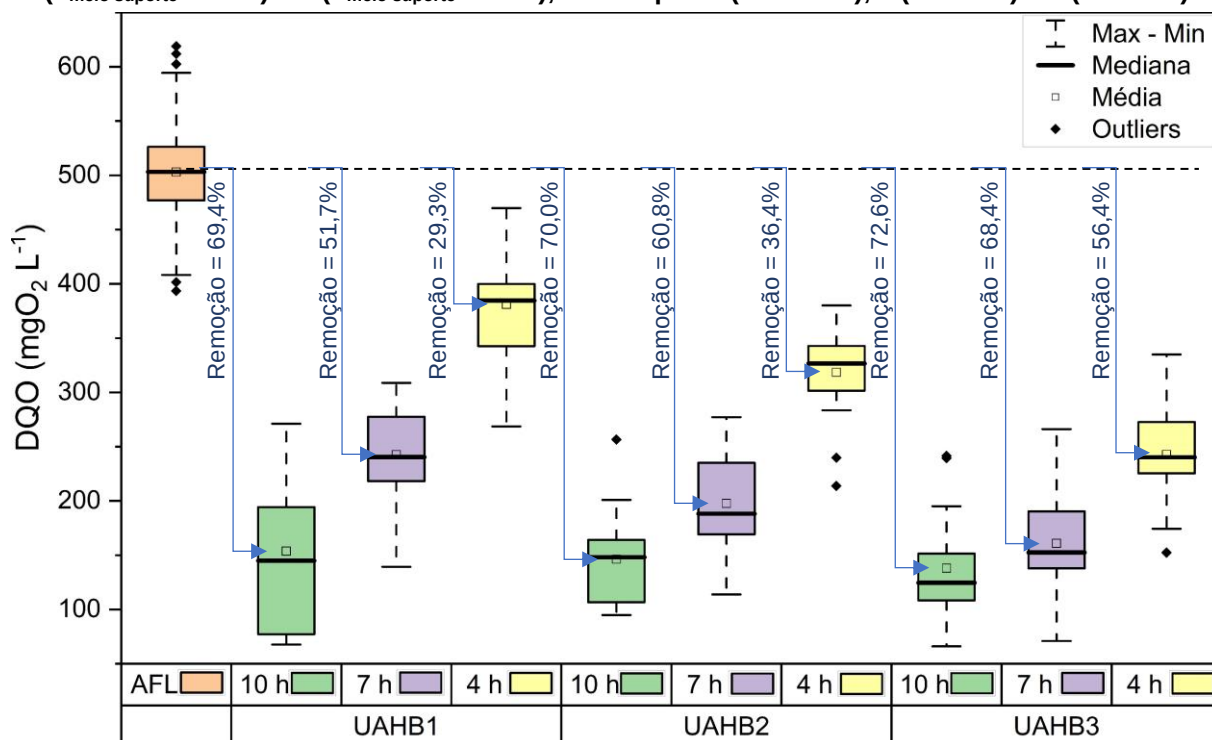
Parâmetro	Unidade	Etapas	UAHB1	UAHB2	UAHB3
AV	mg L ⁻¹	1	63	62	58
		2	49	43	56
		3	68	48	63
AT	mg L ⁻¹	1	203	214	216
		2	207	222	199
		3	285	321	273
AV/AT	-	1	0,31	0,29	0,27
		2	0,24	0,19	0,28
		3	0,24	0,15	0,23

Fonte: Autoria própria (2023)

Observa-se na Tabela 12 que todos os valores da relação AV/AT apresentam condições favoráveis para degradação de matéria orgânica no tratamento anaeróbio, encontrando valores desde 0,15 até 0,31.

Na Figura 17 são relacionados os valores das concentrações de matéria orgânica carbonácea em termos de DQO e as remoções alcançadas em cada um dos reatores UAHB para cada etapa de operação.

Figura 17 - Gráfico sobre comportamento da DQO nos reatores UAHB 1 ($h_{\text{meio suporte}}$ 6 cm), 2 ($h_{\text{meio suporte}}$ 15 cm) e 3 ($h_{\text{meio suporte}}$ 24 cm), nas etapas 1 (TDH 10 h), 2 (TDH 7 h) e 3 (TDH 4 h)



Fonte: Autoria própria (2023)

De acordo com a Figura 17 pode-se observar que os resultados das análises de matéria orgânica apresentaram valores similares para a primeira etapa de operação (TDH = 10 h), com valores de concentração efluente de matéria orgânica em termos de DQO iguais a 154 mgO₂ L⁻¹, 146 mgO₂ L⁻¹ e 138 mgO₂ L⁻¹ para os reatores UAHB 1, 2 e 3, respectivamente.

Na etapa 2 é possível observar diferencia nos resultados de concentração de matéria orgânica, com valores de DQO efluente equivalentes a 243 mgO₂ L⁻¹, 197 mgO₂ L⁻¹ e 159 mgO₂ L⁻¹ para os reatores UAHB 1, 2 e 3. Por outro lado, na etapa de operação 3, foram obtidos os valores 381 mgO₂ L⁻¹, 320 mgO₂ L⁻¹ e 243 mgO₂ L⁻¹ para os reatores UAHB 1, 2 e 3, respectivamente.

De acordo com os resultados nas análises de DQO nas etapas 2 e 3, é relevante mencionar que com o decorrer das etapas, provavelmente a influência da espessura do meio suporte neste parâmetro aumentou, pois, comparando os resultados de concentração de matéria orgânica entre os diferentes reatores e etapas, foram achadas diferenças de 19% e 35 %, e 16 e 36% entre as medias dos resultados

dos reatores UAHB 3 e UAHB 2, e UAHB 3 e UAHB 1 para as etapas 2 e 3 respectivamente.

A remoção de matéria orgânica em termos de Demanda Química de Oxigênio (DQO), apresentou eficiências semelhantes para TDH = 10 h (etapa 1) nos três reatores, com valores médios de remoção iguais a 69,4%, 70% e 72,6% para os reatores UAHB 1, 2 e 3, respectivamente. Sendo os valores mencionados as maiores remoções alcançadas. Este fato poderia ser interpretado como baixa dependência de remoção de matéria orgânica à espessura do meio suporte para tempo de detenção hidráulica de 10 horas.

No entanto, a variação nos resultados das etapas de operação 2 e 3 poderia indicar que as espessuras do meio suporte influenciam na eficiência de remoção de matéria orgânica, existindo inclusive a possibilidade de compensar a diminuição do tempo de detenção hidráulica pelo incremento na espessura do meio suporte.

Neste sentido, a eficiência de remoção de matéria orgânica do reator UAHB 1 (espessura do meio suporte = 6 cm) operando com 10 horas de tempo de detenção hidráulica é equiparável com o desempenho do reator UAHB 3 (espessura do meio suporte = 24 cm) operando com TDH = 7 horas.

Do mesmo modo, o desempenho na remoção de matéria orgânica resultou maior no reator UAHB 3 (espessura do meio suporte = 24 cm) operando com 4 horas de tempo de detenção hidráulica do que o reator UAHB 1 (espessura do meio suporte = 6 cm) operando com 7 horas de tempo de detenção hidráulica.

É importante mencionar que as remoções obtidas nas análises têm concordância com as Figuras 9, 10 e 11 (resultados das análises de estudos preliminares) as quais foram utilizadas para dimensionar e desenhar o reator anaeróbio híbrido, além de estabelecer os parâmetros operacionais do presente estudo, assim, o comportamento experimental do piloto de reator UAHB corresponde ao comportamento esperado de acordo com a revisão da literatura.

Murugesan e Selvarasu (2017) estudaram a variação de diferentes parâmetros operacionais no tratamento de águas residuais do processamento de couro em um sistema de reator UAHB. Os autores concluíram que sob maiores tempos de detenção hidráulica o reator apresentou maior remoção de matéria orgânica em termos de DQO.

Do mesmo modo, Leitão (2004) pesquisou o tratamento de esgoto no reator tipo UASB variando parâmetros operacionais. O autor afirmou que o sistema

apresento desempenho estável sob 4 horas no tempo de detenção hidráulica, no entanto nesta condição operativa, a eficiência no tratamento foi afetada pelo arrastre de lodo no efluente. Por outro lado, Lew *et al.* (2004) indicaram que para tempos de detenção hidráulica menores do que 3 horas a remoção de matéria orgânica apresentam quedas significativas na eficiência. Os autores concluíram que o processo de degradação de matéria orgânica precisa um período maior a 3 horas para ser completado.

Em concordância, na presente pesquisa a pior eficiência na remoção de matéria orgânica acontece sob TDH = 4 h, no reator UAHB com menor espessura do meio suporte, desse modo, nos reatores UAHB 2 e 3 foram atingidas melhores eficiências possivelmente atribuídas a maior retenção de lodo no interior do sistema.

Pesquisas anteriores que estudaram reatores híbridos anaeróbios apresentaram resultados similares aos obtidos nesta pesquisa. Lew *et al.* (2004) obtiveram remoções próximas a 80% quando trataram esgoto sanitário com características semelhantes, em um reator com volume igual a 5 L utilizando anéis de PVC como meio suporte e TDH = 16 h. Neste caso, poderia se atribuir o aumento na eficiência de remoção de matéria orgânica alcançado pelos autores devido ao incremento no tempo de detenção hidráulica com relação à presente pesquisa.

Por outra parte, em concordância com o presente estudo, Banu e Kaliappan (2007) pesquisaram o tratamento de esgoto sanitário, em um reator com volume igual a 6 L utilizando anéis de PVC como meio suporte (espessura do meio suporte igual a 28 cm) e TDH = 3,3 h. Os resultados mostraram uma eficiência de remoção de matéria orgânica igual a 75%. Neste caso o resultado de remoção dos autores referenciados foi 2,4% maior, no entanto a espessura utilizada pelos autores foi 4 cm maior do que o reator UAHB 3 da presente pesquisa.

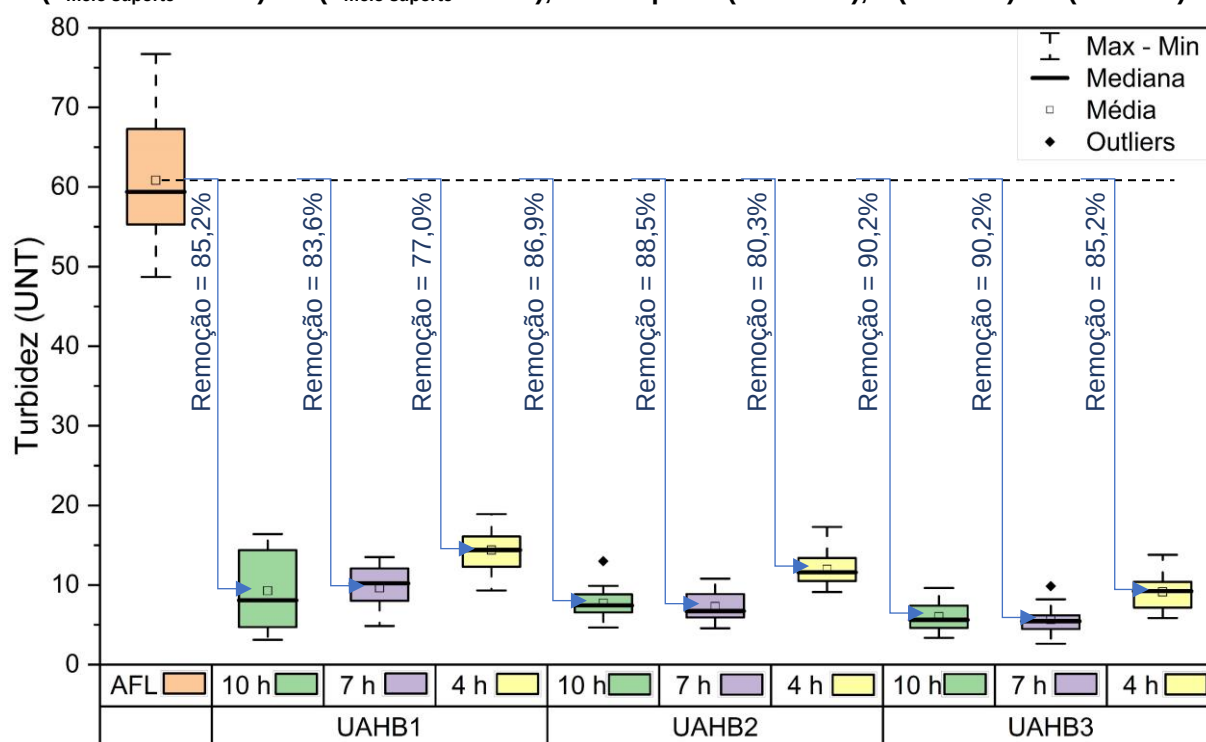
Godinho (2017), Michelon (2019) e Da Silva *et al.* (2021) desenvolveram estudos baseados em um piloto de reator UAHB com volume igual a 22 L, incluindo um meio suporte com altura igual a 32 cm e TDH na faixa de 8 até 10 h obtendo remoção de matéria orgânica entre 81 até 90%. Os autores referenciados, ao igual que as anteriores estudos referenciados alcançaram maiores remoções utilizando maiores espessuras de meio suporte do que na presente pesquisa.

Todos os estudos referenciados apresentam parâmetros semelhantes ao presente estudo, no entanto, a resposta de remoção de matéria orgânica de cada um deles varia em função dos parâmetros operacionais utilizados, desse modo é difícil

estabelecer elementos de comparação objetiva baseados no parâmetro DQO, no entanto, a partir dos resultados do presente estudo e os autores referenciados pode-se indicar que existe maior remoção enquanto maior é a espessura do meio suporte.

Na Figura 18 é apresentado o comportamento e a remoção da turbidez para os reatores UAHB no desenvolvimento da pesquisa.

Figura 18 - Gráfico sobre comportamento da Turbidez nos reatores UAHB 1 ($h_{\text{meio suporte}}$ 6 cm), 2 ($h_{\text{meio suporte}}$ 15 cm) e 3 ($h_{\text{meio suporte}}$ 24 cm), nas etapas 1 (TDH 10 h), 2 (TDH 7 h) e 3 (TDH 4 h)



Fonte: Autoria própria (2023)

A turbidez na etapa 1, apresentou valores médios iguais a 9, 8 e 6 UNT para os reatores UAHB 1, 2, 3 respectivamente. Entretanto, os valores para a Etapa 2 foram 10, 7 e 6 UNT para os reatores UAHB 1, 2 e 3. Por fim, na etapa 3, os valores de turbidez resultantes foram 14, 12 e 9 UNT para os reatores UAHB 1, 2 e 3 respectivamente.

Para Musa e Idrus (2020), o tempo de detenção hidráulica apresentou relação diretamente proporcional com a remoção de turbidez, gerando maiores eficiências de remoção enquanto maior é o tempo de detenção. Por outro lado, Muñoz (2016) desenvolveu um estudo comparativo entre o desempenho dos reatores tipo UASB e UAHB, concluindo que o meio suporte no reator UAHB gerou um efluente com

menores quantidades de sólidos totais, turbidez e maior estabilidade nos valores resultados ao longo do experimento.

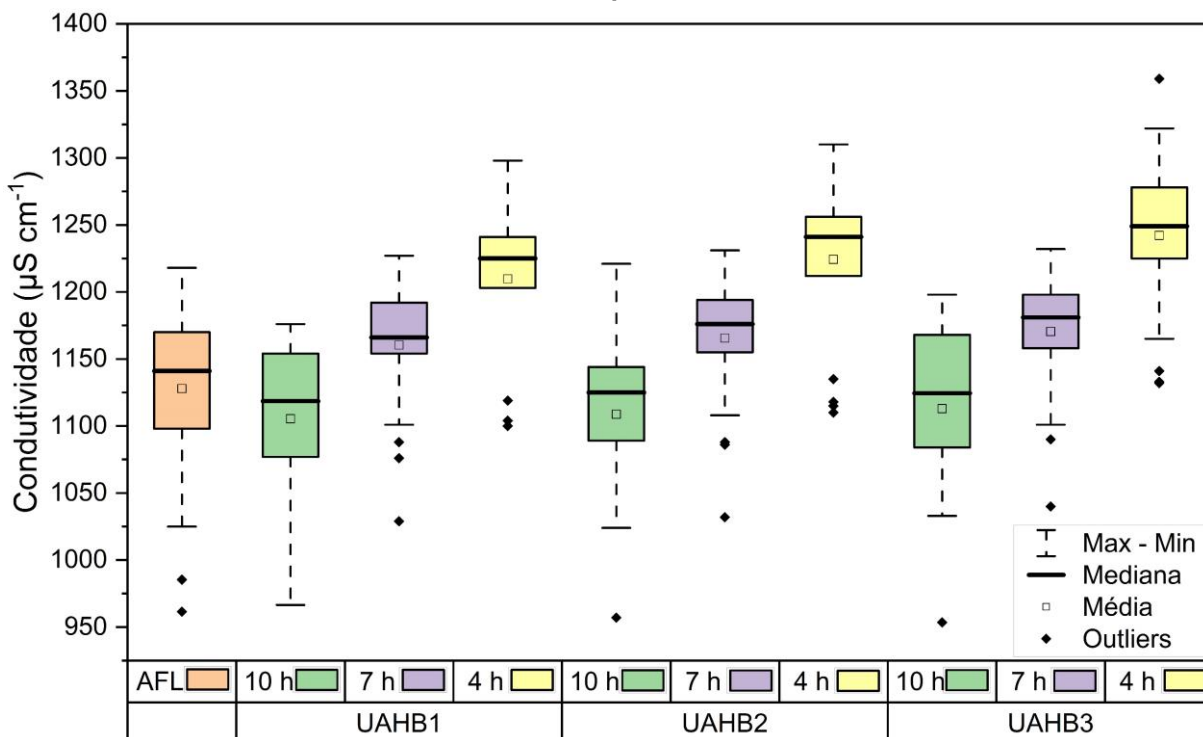
Em conformidade com os resultados das análises de turbidez na presente pesquisa é possível mencionar que a espessura do meio suporte foi determinante na remoção na turbidez, assim, as remoções maiores foram alcançadas no reator UAHB 3 (espessura do meio suporte = 24 cm) para qualquer condição de tempo de detenção hidráulica. Do mesmo modo, as melhores remoções aconteceram no maior tempo de detenção hidráulica.

Godinho (2017) desenvolveu um estudo sobre o comportamento dinâmico e hidrodinâmico de reator UAHB submetido à variação de carga hidráulica horaria. De acordo com os resultados das análises laboratoriais e o planejamento experimental tipo Delineamento composto central rotacional (DCCR), concluiu que o tempo de detenção hidráulica apresenta efeitos significativos sob os parâmetros turbidez, sólidos totais e matéria orgânica em termos de DQO. Do mesmo modo, Murugesan e Selvarasu (2017) estudaram o efeito da variação do parâmetros operacionais no tratamento com reator UAHB, indicaram que as maiores remoções de turbidez foram atingidas sob maiores tempos de detenção hidráulica e menores cargas orgânicas volumétricas. Concomitantemente a maior remoção de turbidez na presente pesquisa foi alcançado para 10 horas de tempo de detenção.

Pimenta *et al.* (2005) obtiveram uma remoção de 80% da turbidez tratando esgoto doméstico em um reator anaeróbio híbrido com TDH = 10 h. No presente estudo, para o mesmo tempo de detenção hidráulica foi encontrada remoção média de turbidez igual a 85,2%, 86,9% e 90,2% aproximadamente para os reatores UAHB 1, 2 e 3 respectivamente.

Na Figura 19 é apresentado o comportamento da condutividade no piloto de reator UAHB ao longo do experimento.

Figura 19 - Gráfico sobre comportamento da condutividade nos reatores UAHB 1 ($h_{\text{meio suporte}}$ 6 cm), 2 ($h_{\text{meio suporte}}$ 15 cm) e 3 ($h_{\text{meio suporte}}$ 24 cm), nas etapas 1 (TDH 10 h), 2 (TDH 7 h) e 3 (TDH 4 h)



Fonte: Autoria própria (2023)

Na Figura 19, de acordo com as análises de condutividade elétrica, os resultados da Etapa 1 correspondem a 1105 $\mu\text{S cm}^{-1}$, 1109 $\mu\text{S cm}^{-1}$ e 1113 $\mu\text{S cm}^{-1}$ para os reatores UAHB 1, 2 e 3, respectivamente. Na etapa de operação 2, foram obtidos valores iguais a 1160 $\mu\text{S cm}^{-1}$, 1166 $\mu\text{S cm}^{-1}$ e 1170 $\mu\text{S cm}^{-1}$ para os reatores UAHB 1, 2, 3, respectivamente. Na última etapa, a condutividade elétrica resultou em valores iguais a 1210 $\mu\text{S cm}^{-1}$, 1224 $\mu\text{S cm}^{-1}$ e 1242 $\mu\text{S cm}^{-1}$ para os reatores UAHB 1, 2 e 3, respectivamente.

Liang *et al.* (2013) indicaram que o valor de condutividade elétrica dos esgotos sanitários varia na faixa de 550 a 1330 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Assim, de acordo com as análises de condutividade elétrica nesta pesquisa, todos os resultados são típicos para esgoto sanitário segundo os autores referenciados.

Da Silva *et al.* (2010) desenvolveram o monitoramento de parâmetros físicos, químicos e biológicos em um reator anaeróbio híbrido em escala piloto tratando água residuária do café. Os autores mencionaram que a condutividade elétrica foi maior quando o tempo de detenção hidráulica foi menor. Concomitantemente, no presente

estudo, os maiores valores resultantes dos análises de condutividade foram atingidos no tempo de detenção hidráulica igual a 4 horas.

Segundo Silley e Forsythe (1996) e Tortorello e Gendel (1997) no processo de metabolização dos microrganismos, grandes moléculas são transformadas em moléculas pequenas com carga elétrica gerando resistência elétrica no meio. Assim, a quantidade de microrganismos aderidos à superfície apresenta relação com a medição da condutividade. Por outro lado, Murugesan e Selvarasu (2017) analisaram o comportamento do parâmetro condutividade elétrica no tratamento de águas residuais do processamento de couro em um sistema de reator UAHB. Os autores indicaram que a condutividade elétrica apresenta correlação diretamente proporcional com a quantidade de sólidos totais no reator.

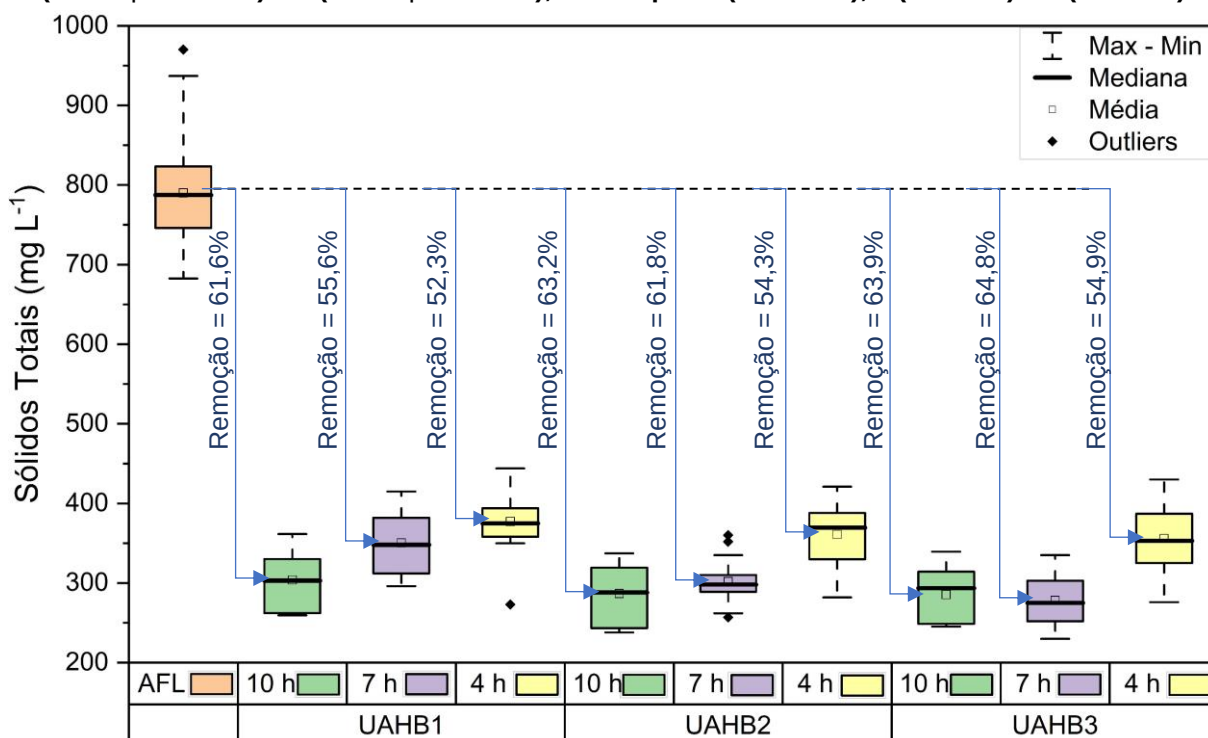
Em consequência, na presente pesquisa, foram atingidos maiores valores de condutividade elétrica no reator com a maior espessura do meio suporte, atribuindo neste reator a maior retenção de sólidos no meio filtrante além de maior quantidade de biomassa aderida.

De acordo com Hawkes *et al.* (1994) as medições de condutividade são de grande interesse para o monitoramento e controle dos processos de digestão anaeróbia, onde a concentração de íons apresenta relação com a atividade bacteriana. Na presente pesquisa, indistintamente ao tempo de detenção hidráulica, os resultados das análises de condutividade elétrica apresentaram a mesma tendência, podendo indicar maior atividade bacteriana no reator anaeróbio híbrido 3, pois os valores deste parâmetro resultaram maiores neste reator com relação aos reatores 1 e 2.

Por outro lado, Da Silva (2007) desenvolveu o monitoramento da condutividade em um reator anaeróbio híbrido, concluindo que os menores valores de condutividade foram apresentados nos primeiros meses de operação, até o dia 107 posteriormente, a condutividade atingiu valores relativamente constantes. Na presente pesquisa o maior período de operação sem variação de parâmetros foi de 71 dias (etapa 2). Desse modo, poderia ser esperado que sob maiores períodos de operação dos reatores UAHB é possível atingir a valores ainda maiores.

Na Figura 20 é apresentada a concentração e remoção de sólidos totais, sólidos totais fixos e sólidos totais voláteis nos três reatores UAHB para todas as etapas de operação.

Figura 20 - Gráfico sobre comportamento dos sólidos nos reatores UAHB 1 ($h_{\text{meio suporte}}$ 6 cm), 2 ($h_{\text{meio suporte}}$ 15 cm) e 3 ($h_{\text{meio suporte}}$ 24 cm), nas etapas 1 (TDH 10 h), 2 (TDH 7 h) e 3 (TDH 4 h)



Fonte: Autoria própria (2023)

De acordo com a Figura 20, os resultados das análises de concentração de sólidos apresentaram tendência similar para os três reatores UAHB, evidenciando influência tanto da espessura do meio suporte quanto do tempo de detenção hidráulica. Nos reatores UAHB 1 (espessura do meio suporte igual a 6 cm) e UAHB 2 (espessura do meio suporte igual a 15 cm), os resultados indicaram que quando o tempo de detenção hidráulica diminuiu as concentrações de sólidos totais no efluente aumentaram.

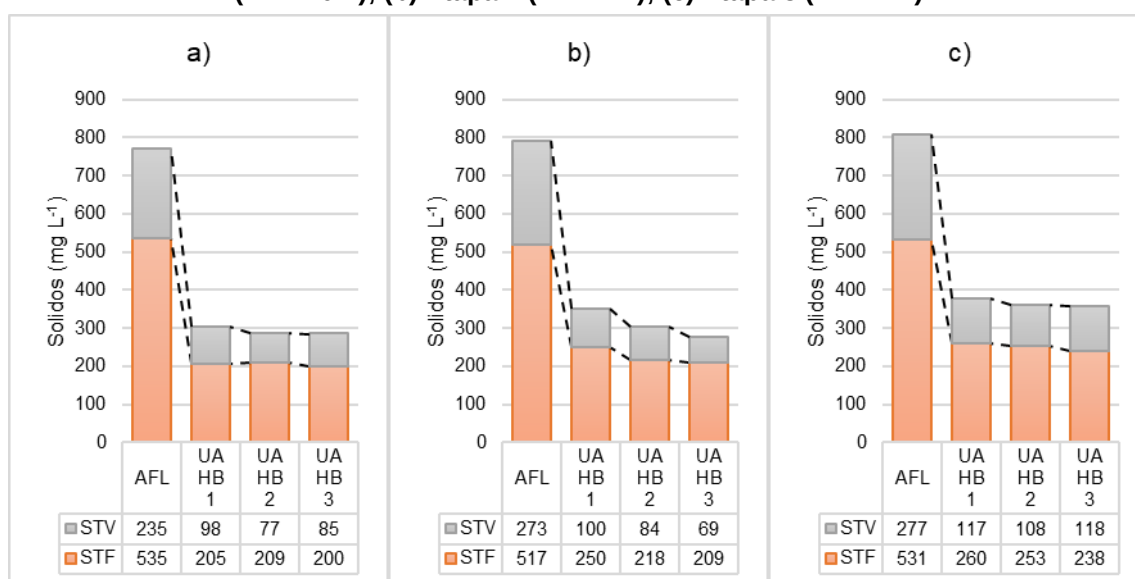
O reator UAHB 3 (espessura do meio suporte igual a 24 cm) apresentou melhor eficiência na remoção de sólidos totais voláteis e como consequência nos sólidos totais para um tempo de detenção hidráulica de 7 horas.

Comparando os valores de remoção de sólidos obtidos nos reatores UAHB 1, 2 e 3 é relevante notar que as diferentes configurações nos parâmetros tempo de detenção hidráulica e espessura do meio suporte geraram variação na remoção de sólidos. No entanto, a resposta dos reatores UAHB somente mudou 12,5% entre a configuração menos favorável e a melhor configuração, obtendo o menor valor de

remoção de sólidos totais igual a 52,3% (reator UAHB 1 operando baixo TDH = 4 h) e a maior remoção de sólidos totais equivalente a 64,8% (reator UAHB 2 operando sob TDH = 4 h).

Na Figura 21, é apresentada a concentração dos sólidos no afluente sintético e nos efluentes dos reatores UAHB 1, 2 e 3.

Figura 21 - Gráfico sobre concentração dos sólidos no afluente e nos efluentes dos reatores UAHB 1 ($h_{\text{meio suporte}}$ 6 cm), 2 ($h_{\text{meio suporte}}$ 15 cm) e 3 ($h_{\text{meio suporte}}$ 24 cm), nas etapas: (a) Etapa 1 (TDH 10 h); (b) Etapa 2 (TDH 7 h); (c) Etapa 3 (TDH 4 h)



Fonte: Autoria própria (2023)

De acordo com a Figura 21, no caso dos sólidos totais fixos, os três reatores UAHB apresentaram comportamento semelhante, diminuindo a eficiência de remoção enquanto foi reduzido o tempo de detenção hidráulica, desse modo, a maior eficiência de remoção neste parâmetro aconteceu no tempo de detenção hidráulica igual a 10 h para todos os reatores.

Nos resultados das análises de concentração de STV desenvolvidos ao longo do experimento, foram alcançadas melhores remoções pelos reatores UAHB 2 e UAHB 3, para tempos de detenção hidráulica iguais a 10 e 7 h, respectivamente.

Musa e Idrus (2020) indicaram que o incremento no tempo de detenção hidráulica no tratamento com reator UAHB possibilitou um efluente tratado com maiores remoções de sólidos totais. Concomitantemente, na presente pesquisa foram

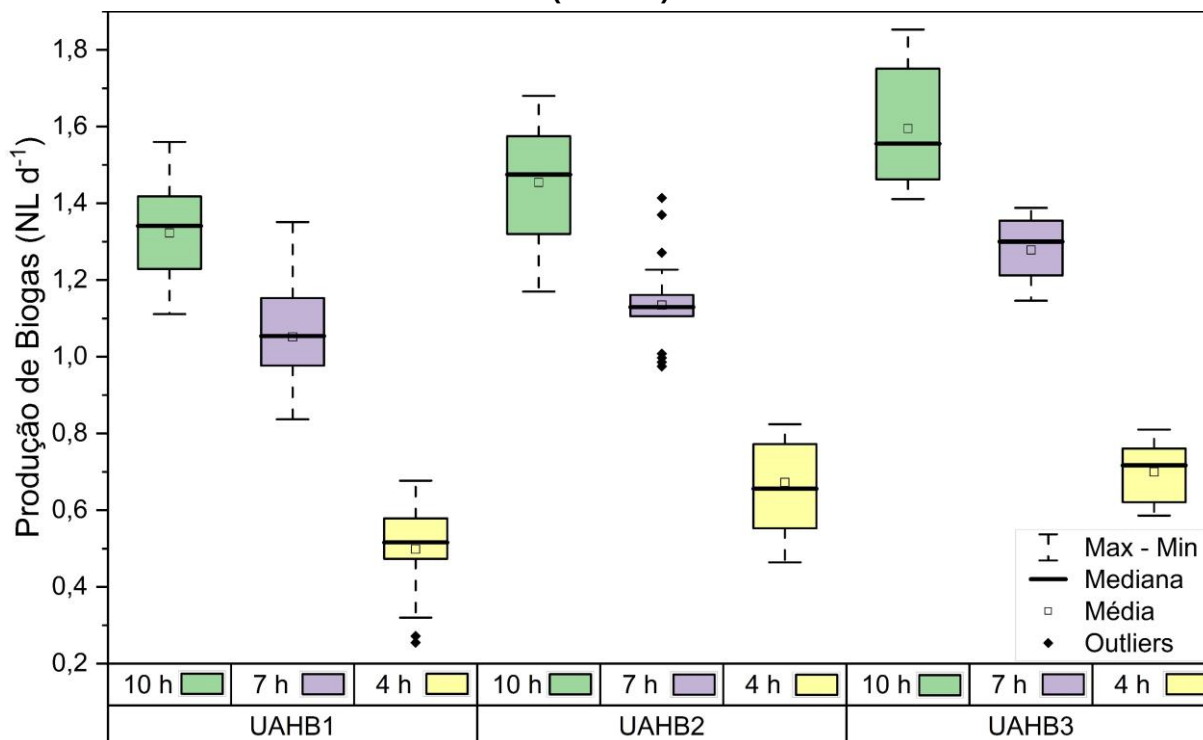
atingidos menores valores de concentração de sólidos totais sob tempo de detenção hidráulica igual a 10 horas.

Da Silva *et al.* (2021) e Michelin (2019) alcançaram eficiências de remoção de sólidos totais voláteis na faixa de 68 até 82%, tratando esgoto sintético com características semelhantes às da presente pesquisa. No presente estudo foram atingidas eficiências desde 57,8% até 63,3% para espessura do meio suporte igual a 6 cm, no caso do reator UAHB 2 (espessura do meio suporte equivalente a 15 cm, foram alcançadas eficiências de remoção desde 60,8% até 69,1%. Por fim, para a espessura de 24 cm no meio suporte, as eficiências de remoção foram de 57,5% até 74,6%. Assim, é possível concluir que os resultados em termos de remoção de sólidos totais voláteis alcançados são similares com relação aos estudos de referência.

O parâmetro sólidos totais voláteis (STV) representam a fração orgânica (biomassa microbiana) dos sólidos totais (ST) (CASSINI *et al.*, 2003). Loganath e Mazumder (2018), e De Mendonça *et al.* (2017) indicaram que a carga orgânica volumétrica esta apresenta relação com os sólidos totais voláteis, notando que em quanto foi maior a carga orgânica volumétrica, foram alcançadas maiores concentrações de sólidos voláteis totais no efluente. Em concordância, no presente estudo, é possível indicar maior biomassa aderida no reator UAHB 3 (Espessura do meio suporte igual a 24 cm), pois indistintamente da carga orgânica volumétrica aplicada, as remoções no parâmetro STV foram maiores no reator UAHB 3.

Na Figura 22, é apresentado o comportamento da produção de biogás nas diferentes etapas operacionais da pesquisa.

Figura 22 - Gráfico sobre comportamento da produção de biogás nos reatores UAHB 1 ($h_{\text{meio suporte}} = 6 \text{ cm}$), 2 ($h_{\text{meio suporte}} = 15 \text{ cm}$) e 3 ($h_{\text{meio suporte}} = 24 \text{ cm}$), nas etapas 1 (TDH 10 h), 2 (TDH 7 h) e 3 (TDH 4 h)



Fonte: Autoria própria (2023)

De acordo com a Figura 22, os valores médios da produção de biogás foram iguais a 1,3 NL d⁻¹, 1,5 NL d⁻¹ e 1,6 NL d⁻¹, para os reatores UAHB 1, 2 e 3 na primeira etapa (TDH = 10 h), 1,1 NL d⁻¹, 1,1 NL d⁻¹, 1,3 NL d⁻¹ para a segunda etapa (TDH = 7 h), e 0,5 NL d⁻¹, 0,7 NL d⁻¹ e 0,7 NL d⁻¹ na terceira etapa (TDH = 4 h).

Por outro lado, é possível concluir que a mudança do tempo de detenção hidráulica de 7 h para 4 h, gerou uma queda em torno de 50% na produção de Biogás. Do mesmo modo, a diferença na produção de biogás com a mudança de tempo de detenção hidráulica de 10 h para 7 h, não atingiu 20% do total produzido para qualquer espessura do meio suporte.

De acordo com Van Haandel *et al.* (1999), a digestão anaeróbia acontece pela ação de metabolização de diversos microrganismos anaeróbios, gerando a transformação de matéria orgânica e produzindo biogás como subproduto. No entanto, a produção de biogás é influenciada pela retenção de biomassa no interior do reator (MATSUNAGA *et al.*, 2012). Desse modo, espera-se que o incremento na espessura do meio suporte incremente a quantidade de biogás. Em concordância com esta hipótese, os resultados do monitoramento da produção de biogás ao longo das

três etapas, indicaram que a maior produção de biogás aconteceu no reator UAHB 3 (espessura do meio suporte igual a 24 cm) sob 10 horas de tempo de detenção hidráulica.

De acordo com Kumar *et al.* (2007) e Melo (2015), a produção de biogás e de metano depende do tempo de detenção hidráulica, atingindo melhor rendimento sob tempos de detenção hidráulica maiores. Do mesmo modo, Yanqoritha *et al.* (2018) indicaram que o incremento na carga orgânica volumétrica diminuí significativamente a produção de biogás. Concomitantemente, no presente estudo, a maior eficiência de produção de biogás para todos os reatores UAHB aconteceu sob 10 horas de tempo de detenção hidráulica.

É importante mencionar que o comportamento geral da produção de biogás nos três reatores para as três etapas apresenta a mesma tendência de remoção de matéria orgânica em termos de DQO, evidenciando que o incremento na remoção da matéria orgânica está relacionado com o incremento na produção de biogás.

Segundo Suryawanshi *et al.* (2010), as menores produções de gás no tratamento anaeróbio podem estar influenciadas pela variação da temperatura, obtendo menor produção quando acontece diminuição da temperatura. Neste sentido, é importante mencionar que os maiores valores de temperatura do líquido foram medidos durante o desenvolvimento da segunda etapa (TDH = 7 h). O anterior poderia ser uma das razões pelas quais os valores de produção de biogás na segunda etapa (TDH = 7 h) ficaram próximos aos valores atingidos na Etapa 1 (TDH = 10 h) mesmo com a redução do tempo de detenção hidráulica.

Após a análise geral dos resultados foram desenvolvidas análises estatísticas de correlação. Desse modo foi calculado o coeficiente de correlação de Person (σ) com a finalidade de estabelecer a dependência de cada parâmetro com relação à variável altura do meio suporte nas diferentes etapas de operação. Assim, foram consideradas duas hipóteses:

H₀: não há correlação entre a altura do meio suporte e o parâmetro de monitoramento testado: $\sigma = 0$;

H₁: há correlação entre a altura do meio suporte e o parâmetro de monitoramento testado: $\sigma \neq 0$;

Dado que o teste de correlação de Pearson somente é aceito em amostras com dados caracterizados como distribuição normal, foi desenvolvido o teste de

normalidade de Shapiro-Wilk para cada conjunto de dados das variáveis correspondentes aos parâmetros operacionais do reator UAHB.

Na Tabela 13 são apresentados os resultados da análise de normalidade para os reatores UAHB 1, 2 e 3 nas três etapas de operação.

Tabela 13 – Resultados do P-valor do teste de normalidade de Shapiro-Wilk para as variáveis que representam os parâmetros operacionais dos reatores UAHB 1 ($h_{\text{meio}} \text{ suporte } 6 \text{ cm}$), 2 ($h_{\text{meio}} \text{ suporte } 15 \text{ cm}$) e 3 ($h_{\text{meio}} \text{ suporte } 24 \text{ cm}$), – Etapas: 1 (TDH 10 h); 2 (TDH 7 h) e (TDH 4 h)

Parâmetro	Etapas	UAHB 1	UAHB 2	UAHB 3
Temperatura	1	0,155	0,248	0,198
	2	0,426	0,436	0,181
	3	0,312	0,245	0,202
pH	1	0,660	0,697	0,562
	2	0,038	0,120	0,765
	3	0,279	0,299	0,635
AP	1	0,687	0,542	0,397
	2	0,208	0,574	0,171
	3	0,811	0,832	0,203
AI	1	0,685	0,325	0,949
	2	0,879	0,555	0,119
	3	0,265	0,251	0,402
AP	1	0,687	0,542	0,397
	2	0,208	0,574	0,171
	3	0,811	0,832	0,203
AT	1	0,807	0,581	0,815
	2	0,420	0,825	0,295
	3	0,048	0,537	0,027
AV	1	0,070	0,073	0,471
	2	0,044	0,016	0,006
	3	0,613	0,334	0,129
DQO	1	0,037	0,064	0,038
	2	0,531	0,460	0,561
	3	0,413	0,149	0,998
Turbidez	1	0,008	0,304	0,423
	2	0,179	0,069	0,417
	3	0,857	0,310	0,801
Condutividade	1	0,109	0,218	0,244
	2	0,021	0,009	0,014
	3	0,013	0,015	0,190
ST	1	0,010	0,059	0,007
	2	0,163	0,331	0,770
	3	0,089	0,773	0,984
STF	1	0,015	0,002	0,000
	2	0,107	0,145	0,206
	3	0,076	0,263	0,469
STV	1	0,021	0,000	0,000
	2	0,319	0,067	0,145
	3	0,271	0,418	0,555
Produção de biogás	1	0,706	0,268	0,038
	2	0,747	0,051	0,044
	3	0,181	0,156	0,110

Legenda: AP: Alcalinidade parcial; AI: Alcalinidade intermediária; AT: Alcalinidade total; ÁV: Ácidos voláteis; ST: Sólidos totais; STF: Sólidos totais fixos; STV: Sólidos totais voláteis.

Fonte: Autoria própria (2023)

As análises de normalidade de Shapiro-Wilk evidenciaram que a maioria dos conjuntos de dados correspondem às características de distribuição normal pois os resultados de p-valor são superiores com relação ao valor 0,05 de significância. No entanto, apenas os parâmetros DQO, turbidez, ST, STF, STV e produção de biogás na etapa 1; pH, ácidos voláteis, condutividade e produção de biogás na etapa 2; e alcalinidade total e condutividade na Etapa 3 não seguem uma distribuição normal pois os resultados de p-valor são menores do que 0,05, rejeitando assim a hipótese nula.

Desse modo, todos os parâmetros que seguiram a distribuição normal de acordo com os resultados do teste de Shapiro-Wilk foram analisados pelo teste de correlação de Pearson. Por outro lado, os dados que não seguiram distribuição normal foram correlacionados pelo teste de correlação de Kendall.

Os resultados dos testes de correlação de Pearson entre a altura do meio suporte e os parâmetros operacionais do reator são apresentados na Tabela 14.

Tabela 14 – Coeficiente de correlação de Pearson (σ) entre a altura do meio suporte e os parâmetros operacionais dos reatores UAHB 1 ($h_{\text{meio suporte}}$ 6 cm), 2 ($h_{\text{meio suporte}}$ 15 cm) e 3 ($h_{\text{meio suporte}}$ 24 cm), – Etapas: 1 (TDH 10 h), 2 (TDH 7 h) e 3 (TDH 4 h)

Parâmetro	Etapa	UAHB 1	UAHB 2	UAHB 3	σ	Interpretação da correlação (EVANS, 1996)	P-valor
Temperatura	1	18,4	18,3	18,3	-0,81	Muito Forte	0,40
	2	22,0	22,1	22,1	0,97	Muito Forte	0,15
	3	19,3	19,3	19,2	-0,80	Muito Forte	0,41
pH	1	6,9	7,0	7,0	0,58	Moderada	0,60
	3	6,9	7,0	6,8	-0,46	Moderada	0,69
AP	1	133	135	136	0,98	Muito Forte	0,14
	2	132	135	134	0,61	Moderada	0,58
	3	192	203	187	-0,29	Fraca	0,82
AI	1	70	79	80	0,92	Muito Forte	0,25
	2	75	87	65	-0,47	Moderada	0,69
	3	93	118	86	-0,20	Fraca	0,87
AT	1	203	214	216	0,94	Muito Forte	0,22
	2	207	222	199	-0,35	Fraca	0,78
AV	1	63	62	58	-0,94	Muito Forte	0,22
	3	68	48	63	-0,28	Fraca	0,82
DQO	2	243	197	159	-1,00	Muito Forte	0,03
	3	381	320	243	-1,00	Muito Forte	0,04
Turbidez	2	10	7	6	-1,00	Muito Forte	0,06
	3	14	12	9	-1,00	Muito Forte	0,03
Condutividade	1	1105	1109	1113	1,00	Muito Forte	0,04
ST	2	350	302	278	-0,98	Muito Forte	0,12
	3	377	361	356	-0,96	Muito Forte	0,19
STF	2	250	218	209	-0,95	Muito Forte	0,20
	3	260	253	238	-0,98	Muito Forte	0,12
STV	2	100	84	69	-1,00	Muito Forte	0,01
	3	117	108	118	0,06	Muito fraca	0,96
Produção de biogás	3	0,50	0,67	0,70	0,92	Muito Forte	0,25

Fonte: Autoria própria (2023)

De acordo com os resultados de correlação de Pearson, pode-se observar que existe evidência de correlação negativa muito forte da espessura do meio suporte com relação aos parâmetros DQO, turbidez, ST, STF, STV pelo menos nas etapas 2 (TDH = 7 h) e 3 (TDH = 4 h). Este fato indica que existe relação inversamente proporcional entre a espessura do meio suporte e os parâmetros mencionados para tempos de detenção menores do que 10 horas. Desse modo, enquanto aumenta a espessura do meio suporte, diminui a quantidade de matéria orgânica, a turbidez e os sólidos nos efluentes tratados.

Por outro lado, parâmetros como alcalinidade e ácidos voláteis indicam diferença nos resultados de correlação para cada etapa operacional, em consequência provavelmente dependem da incidência de outros fatores além da espessura do meio suporte.

De acordo com os resultados das análises de significância de correlação, somente a correlação da altura do meio suporte com relação os parâmetros DQO, turbidez e STV pode ser considerada correlação muito forte estatisticamente significativa.

Para os conjuntos de dados que não apresentam características de distribuição normal pelo menos em uma das etapas operativas da pesquisa, foi desenvolvido o teste de correlação não paramétrica de Kendall para estabelecer a dependência da espessura do meio suporte, de acordo com as seguintes hipóteses:

H_0 : não há correlação entre a altura do meio suporte e o parâmetro de monitoramento testado: Tau de Kendall = 0;

H_1 : há correlação entre a altura do meio suporte e o parâmetro de monitoramento testado: Tau de Kendall $\neq$ 0;

As análises de correlação de Kendall para os parâmetros operacionais que não seguem distribuição normal, são apresentados na Tabela 15.

Tabela 15 – Coeficiente de correlação de Kendall entre a altura do meio suporte e os parâmetros operacionais dos reatores UAHB 1 ($h_{\text{meio suporte}} = 6 \text{ cm}$), 2 ($h_{\text{meio suporte}} = 15 \text{ cm}$) e 3 ($h_{\text{meio suporte}} = 24 \text{ cm}$), – Etapas: 1 (TDH 10 h), 2 (TDH 7 h) e 3 (TDH 4 h)

Parâmetro	Etapas	UAHB 1	UAHB 2	UAHB 3	Tau Kendall	Interpretação da correlação (EVANS, 1996)	P-valor
pH	2	7,1	7,2	6,7	-0,33	Fraca	0,60
AT	3	285	321	273	-0,33	Fraca	0,60
AV	2	49	43	56	0,33	Fraca	0,60
DQO	1	154	146	138	-1,00	Muito Forte	0,12
Turbidez	1	9	8	6	-1,00	Muito Forte	0,12
Condutividade	2	1160	1166	1170	1,00	Muito Forte	0,12
	3	1210	1224	1242	1,00	Muito Forte	0,12
ST	1	304	287	285	-1,00	Muito Forte	0,12
STF	1	205	209	200	-0,33	Fraca	0,60
STV	1	98	77	85	-0,33	Fraca	0,60
Produção de biogás	1	1,32	1,45	1,59	1,00	Muito Forte	0,12
	2	1,05	1,13	1,28	1,00	Muito Forte	0,12

Fonte: Autoria própria (2023)

De acordo com a Tabela 15 e complementando as análises estatísticas anteriores, os resultados do teste de Kendall junto com os resultados do teste de Pearson evidenciaram uma correlação muito forte da espessura do meio suporte com relação ao parâmetro DQO, turbidez, condutividade e produção de biogás. No caso da análise de correlação de Kendall, nenhuma das correlações apresentou evidências de significância estatística nas condições testadas uma vez que os P-valores foram superiores a 0,05.

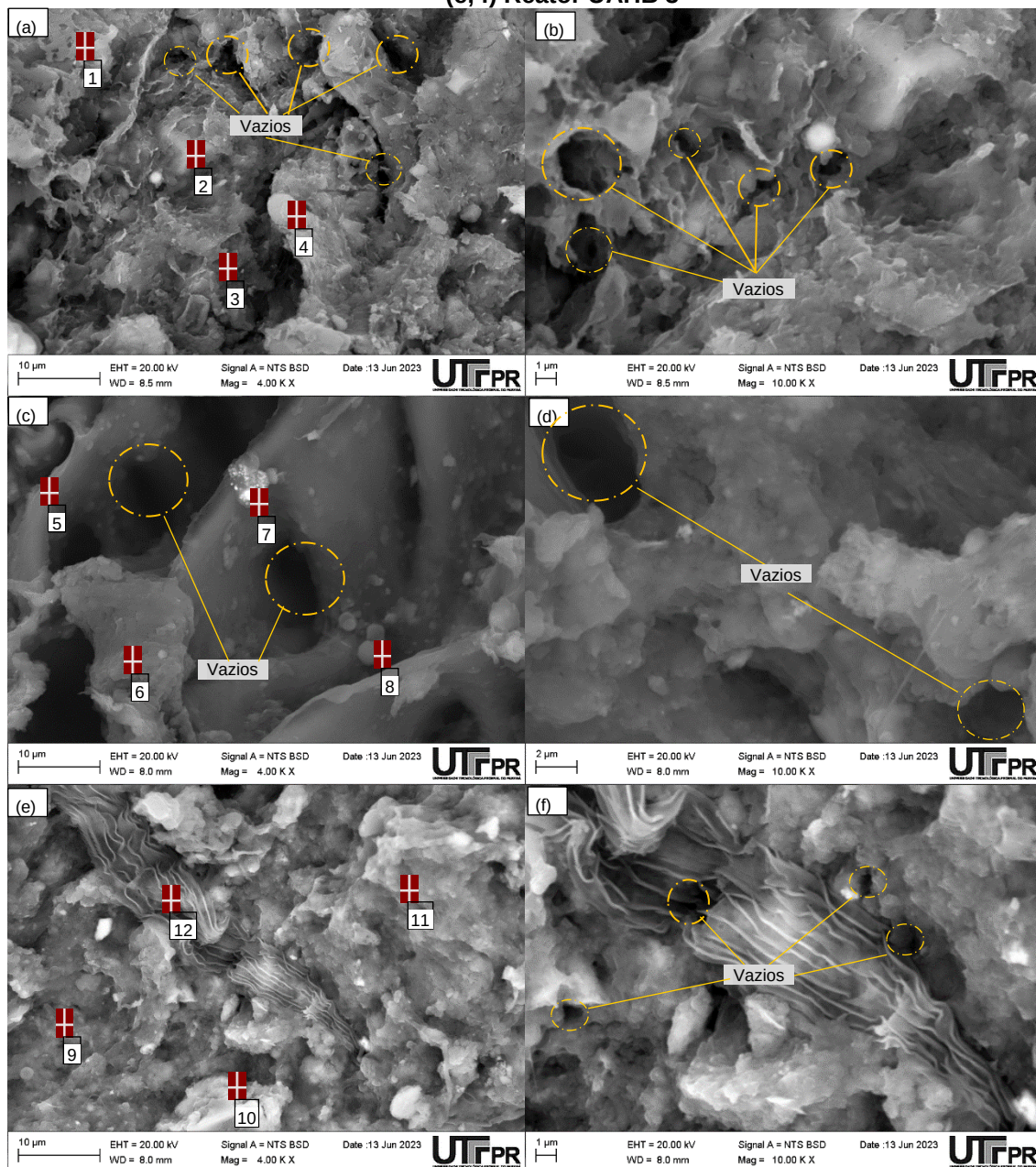
Considerando os valores achados com relação às correlações, é possível concluir que existe indícios estatisticamente significativos de maior atividade de microrganismos no reator UAHB 3 e menor no reator UAHB 1, pois, em quando maior espessura do meio suporte, foram atingidas maiores remoções de matéria orgânica (DQO), turbidez, sólidos, além de maiores valores de produção de gás e condutividade. Segundo Hawkes *et al.* (1994) todos estes fatos estão relacionados com maior atividade bacteriana no reator.

5.4 Análises microestruturais de Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV)

Após a finalização das análises experimentais, as amostras de lodo anaeróbio dos reatores UAHB foram processados no Centro Multiusuário de Caracterização de Materiais (CMCM) da UTFPR.

Na Figura 23 são apresentadas as microfotografias das análises de MEV com aumento de 4 K X e 10 K X para amostras de lodo anaeróbico aderido ao material suporte de cada um dos reatores UAHB analisados neste estudo.

Figura 23 - Micrografias MEV de amostras de lodo: (a, b) Reator UAHB 1; (c, d) Reator UAHB 2; (e, f) Reator UAHB 3



Fonte: Adaptado CMCM UTFPR (2023)

Nas micrografias é possível observar uma estrutura heterogênea dos poros e a textura rugosa nos três reatores. A estrutura do lodo digerido foi rompida e degradada em pequenas unidades. No caso do lodo anaeróbico extraído do reator UAHB 3 (Figura 23 (e, f)) a superfície dos grânulos apresentou uma estrutura mais

compacta e com menor quantidade de vazios do que o lodo anaeróbio extraído do reator UAHB 1 (Figura 23 (a, b)).

O reator UAHB 1 mostrou uma estrutura mais porosa e espaçada com aparência de bordas lisas. Aparentemente, nos três reatores UAHB existe presença de formas similares a cocos isolados, estreptococos, estafilococos e bacilos. Além disso, nas amostras coletadas do reator UAHB 3 (Figura 23 (e, f)), aparecem formas similares à espiroquetas, esses resultados são semelhantes aos reportados por Godinho (2017).

Yang *et al.* (2010) estudaram a composição dos lodos no interior do sistema de tratamento de esgoto com reatores tipo UASB. Os autores destacaram a praticidade das análises MEV e EDS na caracterização do lodo retido no reator, objetivando no conhecimento da influência dos constituintes nos parâmetros operativos do reator. Segundo Motteran (2014), o incremento no tamanho dos grânulos pode ser devido à presença de vários grupos de bactérias no material suporte. Em concordância, comparando as micrografias das amostras, o lodo do reator UAHB 3 apresenta maior tamanho de grânulos.

Na Figura 23 foram marcados 10 pontos na cor vermelha, os quais, representam pontos selecionados para realização de análise de composição química por espectroscopia de energia dispersiva de raio-X (EDX). Entre os elementos identificados pela análise estão: carbono, oxigênio, sódio, manganésio, alumínio, silício, potássio, enxofre, cloro, cálcio, titânio, ferro, fosforo, zinco e bário.

Por outro lado, os dois elementos preponderantes na composição das diferentes amostras de lodo foram o carbono e o oxigênio. Kumari *et al.* (2018) desenvolveram a caracterização de lodos em um sistema de reator tipo UASB tratando diferentes tipos de efluentes, não obstante, as caracterizações do lodo anaeróbio indicaram maior presença de carbono e oxigênio na composição.

Na Tabela 16 aparecem os resultados dos pontos de microanálise e os elementos dominantes analisados nas micrografias MEV para o lodo anaeróbio dos três reatores UAHB, sendo os pontos 1 até 4 para o lodo do reator UAHB 1, os pontos 5 até 8 para o lodo do reator UAHB 2, e por fim, os pontos 9 até 12 para o lodo do reator UAHB 3.

Tabela 16 - Resultados das porcentagens de composição nas microanálises químicas do lodo anaeróbio dos reatores UAHB 1, 2 e 3

Componentes	Pontos de microanálise											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
C	54,97	41,27	36,96	39,01		53,34	50	56,36	54,61	61,91	48,01	
O	25,04	44,1	10,03	26,22	68,16	22,83	34,55	16,2	25,17	10,94	33,14	66,82
Na	0,42	0,31		1,35	1,37	0,44	0,15		0,98		0,41	1,03
Mg	0,28			0,8	0,84	0,34		0,35	0,6	0,18	0,46	0,67
Al	2,05		2,29	2,39	5,33	1,61	0,27	2,55	3,39	10,2	2,16	5,65
Si	3,28	13,57	2,71	4,45	4,86	0,68	0,19	0,97	2,84	13,09	7,17	8,16
P	1		3,08	4,05				1,61	3,04		0,94	1,6
S	3,98	0,43	8,16	5,22	7,35	6,73	3,02	5,43	1,34	0,61	2,1	6,61
Cl	0,47		1,32	1,23	0,72	0,36		0,59	0,37		0,2	0,59
Ca	1,64	0,09	5,56	3,84	4,96	4,97	0,18	7,63	3,17	0,14	0,76	2,88
Ti	0,4		1,97	0,64	0,62		0,55	0,52	0,67	0,17	0,69	0,29
Fe	5,61	0,23	27,1	10,8	5,8	8,7	0,27	7,79	2,32	2,24	3,33	4,7
K			0,82						0,26	0,52	0,63	0,26
Zn	0,85								1,24			0,75
Ba							10,83					

Fonte: Adaptado de CMCM-UTFPR (2023)

De acordo com a análise de composição química por espectroscopia de energia dispersiva de raio-X (EDX) o lodo anaeróbio do reator UAHB 3 (pontos 9 até 12) apresento maior concentração de carbono, entretanto, é necessário considerar que as porcentagens de composição dependem das amostras coletadas e os pontos de análise.

6 CONCLUSÕES

Após o desenvolvimento da presente pesquisa foi possível obter as seguintes conclusões:

De acordo com os resultados das análises de pH, alcalinidade, ácidos voláteis dos reatores, pode-se afirmar que os reatores permaneceram em equilíbrio dinâmico aparente durante todas as etapas de tratamento. Mesmo com a diminuição do tempo de detenção hidráulica e o consequente aumento na carga orgânica volumétrica.

As diferentes alturas do meio suporte para os tempos de detenção hidráulica 10 h, 7 h e 4 h avaliados, apresentaram uma relação inversamente proporcional com relação no parâmetro turbidez, matéria orgânica (DQO) e sólidos, pois, é possível observar menores valores para esses parâmetros no reator UAHB 3 com a maior altura do meio suporte (24 cm). Do mesmo modo, existe relação diretamente proporcional entre a espessura do meio suporte e os parâmetros condutividade e produção de biogás, apresentando maiores valores nestes parâmetros enquanto maior é a espessura do meio suporte (reator UAHB 3).

Os resultados das análises de concentração de matéria orgânica (DQO) apresentaram resposta muito parecida para a primeira etapa (TDH = 10 h) nos três reatores UAHB, sendo nesta etapa as maiores remoções de matéria orgânica, com valores iguais a 69,4%, 70% e 72,6% para os reatores UAHB 1, 2 e 3 respectivamente. No entanto, nas Etapas 2 e 3 aumentou a incidência da espessura do meio suporte na DQO, notando que existe em alguns casos, a possibilidade de compensar a redução do tempo de detenção hidráulica em quanto é aumentada a espessura do meio suporte sem deteriorar a capacidade do reator UAHB de remoção de matéria orgânica.

Os resultados da análise de DQO indicaram que as remoções obtidas no desenvolvimento da pesquisa apresentaram concordância com os resultados de DQO obtidos nos estudos preliminares da revisão bibliográfica para dimensionamento e condições operativas semelhantes, concluindo que os resultados de remoção de matéria orgânica foram próximos aos valores esperados.

Após o desenvolvimento dos testes estatísticos de correlação para os resultados das variáveis operacionais, os valores indicaram que as alturas do meio suporte influenciam fortemente os parâmetros DQO, turbidez, ST, STF, STV, condutividade e produção de biogás. Essa influência é mais evidente para TDH iguais

a 7 e 4 h. Dos parâmetros anteriormente mencionados, somente existe evidência de significância estatística na correlação dos parâmetros DQO, turbidez e STV. Por outro lado, parâmetros como alcalinidade e ácidos voláteis apresentam diferença nos resultados de correlação para cada etapa operacional, indicando que dependem da incidência de outros fatores além da espessura do meio suporte.

Existem indícios estatisticamente significativos para concluir que quanto maior é a espessura do meio suporte, será possível obter maiores remoções de matéria orgânica (DQO), turbidez, sólidos. Por outra parte, as maiores espessuras no meio suporte resultaram em maiores valores de produção de gás e condutividade

A seguir, são nomeadas algumas sugestões para trabalhos futuros que surgiram a partir do desenvolvimento da presente pesquisa:

Avaliar o comportamento do piloto de reator UAHB tratando outro tipo de afluentes e carga orgânica.

Avaliar o comportamento do piloto de reator UAHB controlando a temperatura entre cada mudança de tempo de detenção hidráulica.

Avaliar o comportamento do piloto de reator UAHB mudando o tipo de material no meio suporte.

Avaliar o comportamento do piloto de reator UAHB com relação à produção de metano.

Detalhar a caracterização microbiológica da biomassa no piloto UAHB e determinar a influência com parâmetros como DQO, produção de biogás e concentração de metano gerado.

Incrementar um reator com o mesmo dimensionamento o funcionamento paralelo sem incluir material filtrante para simular as condições de funcionamento de um reator tipo UASB e desenvolver a comparação com relação ao reator UAHB.

REFERÊNCIAS

- AĞDAĞ, OSMAN NURI; SPONZA, DELIA TERESA. **Anaerobic/aerobic treatment of municipal landfill leachate in sequential two-stage up-flow anaerobic sludge blanket reactor (UASB)/completely stirred tank reactor (CSTR) systems**. *Process Biochemistry*, v. 40, n. 2, p. 895–902, 2005.
- AHN, YOUNG HO; MIN, KYUNG SOK; SPEECE, RICHARD E. **Pre-acidification in anaerobic sludge bed process treating brewery wastewater**. *Water Research*, v. 35, n. 18, p. 4267–4276, 2001.
- ANA. **Atlas esgotos: atualização da base de dados de estações de tratamento de esgotos no Brasil / Agência Nacional de Águas**. ANA - Agência Nacional de Águas, p. 44, 2020.
- ARAÚJO, THIAGO LOPES DA SILVA. **Desempenho de reator anaeróbio híbrido (leito fixo e manta de lodo) tratando esgoto sanitário em escala piloto**. 2014.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **Norma NBR 9648/1986 – Estudo de concepção de sistemas de esgoto sanitário - Procedimento**. 1986.
- AYATI, B; GANJIDOUST, H. **Comparing the efficiency of UAFF and UASB with hybrid reactor in treating wood fiber wastewater**. *Journal of Environmental Health Science & Engineering*, v. 3, n. 1, p. 39–44, 2006.
- AZBAR, NURI; URSILLO, PEPI; SPEECE, RICHARD E. **Effect of process configuration and substrate complexity on the performance of anaerobic processes**. *Water Research*, v. 35, n. 3, p. 817–829, 1 fev. 2001.
- BALASUNDARAM, N. *et al.* **Comparative study of different media in the treatment of sago wastewater using HUASB reactor**. *Nature Environment and Pollution Technology*, v. 13, n. 3, p. 511–516, 2014.
- BANU, J. RAJESH; KALIAPPAN, S. **Treatment of tannery wastewater using hybrid upflow anaerobic sludge blanket reactor**. *Journal of Environmental Engineering and Science*, v. 6, n. 4, p. 415–421, 2007.
- BELLO-MENDOZA; CASTILLO-RIVERA. **Start-up of an Anaerobic Hybrid UASB/Filter.pdf**. *Anaerobe*, v. 4, n. 5, p. 219–225, 1998.
- BOE, KANOKWAN *et al.* **State indicators for monitoring the anaerobic digestion process**. *Water Research*, v. 44, n. 20, p. 5973–5980, 1 dez. 2010.
- BRASIL. **Diagnóstico Temático Serviços de Água e Esgoto**. 2021. Disponível em: <www.snis.gov.br>. Acesso em: 7 ago. 2023.
- BRASIL. **Lei nº 11.455**. p. 20, 2007. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/l11445.htm>.
- BRUNO, MARCELO; DE OLIVEIRA, ROBERTO A. **Tratamento anaeróbio de águas**

residuárias do beneficiamento de café por via úmida em reatores UASB em dois estágios. Engenharia Agrícola, v. 28, n. 2, p. 364–377, 2008. Disponível em: <<http://www.scielo.br/j/eagri/a/3GLnc9BKYh7h5NvqvN7fkTC/?lang=pt>>. Acesso em: 20 fev. 2023.

BUENO, RODRIGO DE FREITAS. **Nitrificação e Desnitrificação Simultânea em Reator com Biomassa em Suspensão e Fluxo Contínuo de Esgoto.** p. 148, 2011.

BÜYÜKKAMACI, NURDAN; FILIBELI, AYSE. **Concentrated wastewater treatment studies using an anaerobic hybrid reactor.** Process Biochemistry, v. 38, n. 5, p. 771–775, 2002.

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

CASSINI, S. T. *et al.* **Digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento de biogás.** p. 204, 2003.

CHAIPRASERT, PAWINEE *et al.* **Nylon fibers as supporting media in anaerobic hybrid reactors: It's effects on system's performance and microbial distribution.** Water Research, v. 37, n. 19, p. 4605–4612, 2003.

CHARACKLIS, W.G., MCFETERS, G.A. AND MARSHALL, K.C. **Biofilms.** John Wiley & Sons, Inc., New York, N.Y., p. 341–394, 1990.

CHEN, YE; CHENG, JAY J.; CREAMER, KURT S. **Inhibition of anaerobic digestion process: A review.** Bioresource Technology, v. 99, n. 10, p. 4044–4064, 2008a.

CHEN, YE; CHENG, JAY J.; CREAMER, KURT S. **Inhibition of anaerobic digestion process: A review.** Bioresource Technology, v. 99, n. 10, p. 4044–4064, 1 jul. 2008b.

CHERNICHARO. **Reatores anaeróbios.** p. 246, 1997.

CHONG, SIEWHUI *et al.* **The performance enhancements of upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors for domestic sludge treatment--a state-of-the-art review.** Water research, v. 46, n. 11, p. 3434–3470, 2012. Disponível em: <<https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/22560620/>>. Acesso em: 3 maio 2022.

COHEN, YARIV. **Biofiltration - The treatment of fluids by microorganisms immobilized into the filter bedding material: a review.** Bioresource Technology, v. 77, n. 3, p. 257–274, 2001. Disponível em: <<https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/11272012/>>. Acesso em: 7 ago. 2023.

COSTERTON, J. W. *et al.* **Biofilms, the customized microniche.** Journal of Bacteriology, v. 176, n. 8, p. 2137, 1994. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC205331/>>. Acesso em: 11 maio 2022.

DA SILVA RAMOS, JOSÉ GUSTAVO VENÂNCIO *et al.* **Recovery of methane dissolved in the effluent of a novel upflow anaerobic hybrid reactor (UAHB) submitted to temperature variation.** Environmental Technology (United Kingdom), n. 0, p. 1–33, 2021. Disponível em:

<<https://doi.org/10.1080/09593330.2021.1963323>>.

DA SILVA, VIVIAN GALDINO *et al.* **Characterization of the biomass of a hybrid anaerobic reactor (HAR) with two types of support material during the treatment of the coffee wastewater.** Brazilian Archives of Biology and Technology, v. 56, n. 3, p. 495–504, 2013.

DA SILVA, VIVIAN GALDINO *et al.* **Monitoramento de parâmetros físicos, químicos e biológicos em um reator anaeróbio híbrido (RAH) em escala piloto, tratando água residuária do café produzido por via úmida.** Ciência e Agrotecnologia, v. 34, n. 1, p. 204–211, 2010. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/cagro/a/s9SFMXXdNzVJStZnthBSv6K/>>. Acesso em: 8 ago. 2023.

DA SILVA, VIVIAN GALDINO. **Monitoramento De Parâmetros Físicos , Químicos E Biológicos Em Um Reator Anaeróbio Híbrido (Rah) Em.** 2007.

DAS, SUPROTIM; CHAUDHARI, SANJEEV. **Effect of reactor configuration on performance during anaerobic treatment of low strength wastewater.** Environmental Technology (United Kingdom), v. 36, n. 18, p. 2312–2318, 2015.

DE ALMEIDA, P. G.S.; CHERNICHARO, C. A.L.; SOUZA, C. L. **Development of compact UASB/trickling filter systems for treating domestic wastewater in small communities in Brazil.** Water Science and Technology, v. 59, n. 7, p. 1431–1439, 2009.

DE CARVALHO, KARINA QUERNE. **Resposta dinâmica de reator UASB em escala piloto submetido a cargas orgânica e hidráulica cíclica: modelos matemáticos e resultados experimentais.** n. 160 L, p. 1–193, 2006.

DE MENDONÇA, HENRIQUE VIEIRA *et al.* **Bioenergy recovery from cattle wastewater in an UASB-AF hybrid reactor.** Water Science and Technology, v. 76, n. 9, p. 2268–2279, 2017.

DE SOUSA LEITE, GUSTAVO; DE CÁSSIA FRANCO AFONSO, ROBSON JOSÉ; DE AQUINO, SÉRGIO FRANCISCO. **Characterization of contaminants present in sewage treatment plants, by liquid chromatography high resolution tandem mass spectrometry.** Química Nova, v. 33, n. 3, p. 734–738, 2010.

DIAMANTIS, VASILEIOS I.; AIVASIDIS, ALEXANDROS. **Comparison of single- and two-stage UASB reactors used for anaerobic treatment of synthetic fruit wastewater.** Enzyme and Microbial Technology, v. 42, n. 1, p. 6–10, 2007.

DIAS, DANIEL F.C. **Overall performance evaluation of shallow maturation ponds in series treating UASB reactor effluent: Ten years of intensive monitoring of a system in Brazil.** Ecological Engineering, v. 71, p. 206–214, 1 out. 2014.

DILALLO, ROSEMARIE; ALBERTSON, ORRIS E. **Volatile Acids by Direct Titration.** Water Pollution Control Federation, p. 356–365, 1961. Disponível em: <<https://www.jstor.org/stable/25034391?origin=JSTOR-pdf>>. Acesso em: 23 fev. 2023.

DONLAN, RODNEY M.; COSTERTON, J. WILLIAM. **Biofilms: Survival Mechanisms of Clinically Relevant Microorganisms**. *Clinical Microbiology Reviews*, v. 15, n. 2, p. 167, 2002. Disponível em: </pmc/articles/PMC118068/>. Acesso em: 11 maio 2022.

DONOSO-BRAVO, ANDRÉS *et al.* **Treatment of low strength sewage with high suspended organic matter content in an anaerobic sequencing batch reactor and modeling application**. *Electronic Journal of Biotechnology*, v. 12, n. 3, p. 13–14, 2009. Disponível em: <http://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0717-34582009000300013&lng=es&nrm=iso&tlng=e>. Acesso em: 25 abr. 2022.

DUTTA, ABHISHEK; DAVIES, CHARLOTTE; IKUMI, DAVID S. **Performance of upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor and other anaerobic reactor configurations for wastewater treatment: a comparative review and critical updates**. *Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua*, v. 67, n. 8, p. 858–884, 1 dez. 2018.

ELMITWALLI, T.; ZEEMAN, GR; LETTINGA, G. **Anaerobic treatment of domestic sewage at low temperature**. *Water Science and Technology*, v. 44, n. 4, p. 33–40, 2001.

ELMITWALLI, TAREK A. *et al.* **Treatment of domestic sewage in a two-step anaerobic filter/anaerobic hybrid system at low temperature**. *Water Research*, v. 36, n. 9, p. 2225–2232, 2002.

ELMITWALLI, TAREK A.; OTTERPOHL, RALF. **Anaerobic biodegradability and treatment of grey water in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor**. *Water Research*, v. 41, n. 6, p. 1379–1387, 2007.

EVANS, JAMES D. **Straightforward Statistics for the Behavioral Sciences**. *Journal of the American Statistical Association*, v. 91, n. 436, p. 1750, 1996.

FERRO, THAYSE NATHALIE *et al.* **Influence of HRT and carbon source on the enhancement of nutrient removal in an Anaerobic-Oxic-Anoxic (AOA) system**. *Environmental Technology (United Kingdom)*, v. 43, n. 16, p. 2478–2491, 2022. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/action/journalInformation?journalCode=tent20>>. Acesso em: 2 jun. 2023.

FIA, FÁTIMA R.L. *et al.* **Treatment of wastewater from coffee bean processing in anaerobic fixed bed reactors with different support materials: Performance and kinetic modeling**. *Journal of Environmental Management*, v. 108, p. 14–21, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.04.033>>.

FORESTI, E. **Anaerobic treatment of domestic sewage: established technologies and perspectives**. *Water Science and Technology*, v. 45, n. 10, p. 181–186, 1 maio 2002.

FORESTI, E. **Fundamentos do processo de digestão anaeróbia**. 1994. Disponível em: <<https://repositorio.usp.br/item/000871866>>. Acesso em: 15 jul. 2023.

FORESTI, EUGENIO; ZAIAT, MARCELO; VALLERO, MARCUS. **Anaerobic processes as the core technology for sustainable domestic wastewater**

treatment: Consolidated applications, new trends, perspectives, and challenges. Reviews in Environmental Science and Biotechnology, v. 5, n. 1, p. 3–19, fev. 2006. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s11157-005-4630-9>>. Acesso em: 20 fev. 2023.

FRANCI GONÇALVES, R. *et al.* **Using a UASB reactor for thickening and digestion of discharged sludge from submerged aerated biofilters.** Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research, v. 45, n. 10, p. 299–304, 2002.

GHALY. **A comparative study of anaerobic digestion of acid cheese whey and dairy manure in a two-stage reactor.** Bioresource Technology, 1996. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852496001058>>. Acesso em: 25 abr. 2022.

GODINHO, JAYSON PEREIRA. **Comportamento Dinâmico E Hidrodinâmico De Reator Anaeróbio Híbrido (Uahb) Submetido À Variação De.** p. 130, 2017.

GONÇALVES, RICARDO FRANCI *et al.* **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por reatores com biofilme.** Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. [S.l.]: FINEP, 2001. .

GONZALEZ-VIAR, MARTA. **Hybrid Biological Reactors for Wastewater Treatment : Evaluation of Innovative Applications.** 2016.

GUARDIA, YANS *et al.* **POSTHARVEST : BIOLOGY AND TECHNOLOGY Performance of a UASB reactor treating coffee wet wastewater Digestión anaerobia , aguas residuales de café , reactor UASB.** Revista Ciencias Técnicas Agropecuarias, v. 23, n. 2, p. 50–56, 2014.

GUIMARÃES, LORENA BITTENCOURT. **Caracterização Microbiológica Do Lodo Granular Na Remoção De Nutrientes E Potencial Em Reatores Em Bateladas Sequenciais Microbiological Characterization of Granular Sludge for Nutrient Removal and Potential of Exopolymer Recovery From Effluents in Sequen.** Universidade Federal de Santa Catarina - Florianópolis - SC, p. 261, 2017.

GUIMARÃES, P. *et al.* **Anaerobic-aerobic sewage treatment using the combination UASB-SBR activated sludge.** Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering, v. 38, n. 11, p. 2633–2641, 2003.

GUNDKAL, PRAJWAL. S. *et al.* **Treatment of Dairy Industry Wastewater by Hybrid Upflow Anaerobic Sudge Blanket Reactor.** International Journal of Engineering Research & Technology, v. 6, n. 9, p. 1257–1263, 2019.

GUPTA, SUNIL KUMAR; GUPTA, S. K.; SINGH, GURDEEP. **Anaerobic hybrid reactor: A promising technology for treatment of distillery spent wash.** International Journal of Environment and Pollution, v. 43, n. 1–3, p. 221–235, 2010.

HAN, SUN KEE; KIM, SANG HYOUN; SHIN, HANG SIK. **UASB treatment of wastewater with VFA and alcohol generated during hydrogen fermentation of food waste.** Process Biochemistry, v. 40, n. 8, p. 2897–2905, 2005.

HAWKES, F.R. *et al.* **On-line monitoring of anaerobic digestion: application of a device for continuous measurement of bicarbonate alkalinity.** Water Science and Technology (United Kingdom), 1994. Disponível em: <<https://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=GB9622197>>. Acesso em: 20 fev. 2023.

HEIJNEN, J. J. *et al.* **Review on the application of anaerobic fluidized bed reactors in waste-water treatment.** The Chemical Engineering Journal, v. 41, n. 3, p. B37–B50, 1 set. 1989.

HELLER, LÉO. **A crise no abastecimento de água: Como se mostraria diferente se observada através da lente do direito humano à água?** Cadernos de Saude Publica, v. 31, n. 3, p. 447–449, 2015. Disponível em: <10.1590/0102-311xpe010315>.

HEMALATHA, D.; KEERTHINARAYANA, S. **Kinetic modelling of hybrid upflow anaerobic sludge blanket reactor in treatment of pulp and paper mill wastewater.** Indian Journal of Chemical Technology, v. 24, n. 3, p. 352–357, 2017.

IŞIK, MUSTAFA; SPONZA, DELIA TERESA. **Anaerobic/aerobic sequential treatment of a cotton textile mill wastewater.** Journal of Chemical Technology and Biotechnology, v. 79, n. 11, p. 1268–1274, 2004.

JENKINS, S. R.; MORGAN, J. M.; ZHANG, XIAO. **Measuring the usable carbonate alkalinity of operating anaerobic digesters.** Journal of Water Pollution Control Federation, 1991.

JÚLIO, FILHO, DE MESQUITA; JABOTICABAL, ROSE MARIA. **Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reator UASB e filtro anaeróbio em série seguidos de filtro biológico percolador Treatment of swine wastewater in UASB reactor and anaerobic filter in series followed of trickling filter.** Engenharia Sanitaria e Ambiental, v. 16, n. 1, p. 91–100, 2011.

JUNG, KYUNG WON *et al.* **Two-stage UASB reactor converting coffee drink manufacturing wastewater to hydrogen and methane.** International Journal of Hydrogen Energy, v. 37, n. 9, p. 7473–7481, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ijhydene.2012.01.150>>.

KALOGO, Y.; VERSTRAETE, W. **Technical feasibility of the treatment of domestic wastewater by a ceps-uasb system.** Environmental Technology (United Kingdom), v. 21, n. 1, p. 55–65, 2000.

KENDALL, M. G. **A new measure of rank correlation.** Biometrika, v. 30, n. 1–2, p. 81–93, 1 jun. 1938. Disponível em: <<https://academic.oup.com/biomet/article/30/1-2/81/176907>>. Acesso em: 23 fev. 2023.

KUJAWA-ROELEVELD, KATARZYNA; ZEEMAN, GRIETJE. **Anaerobic treatment in decentralised and source-separation-based sanitation concepts.** Reviews in Environmental Science and Biotechnology, v. 5, n. 1, p. 115–139, fev. 2006.

KUMARI, KHUSHBOO *et al.* **Anaerobic co-digestion of different wastes in a UASB reactor.** Waste Management, v. 77, p. 545–554, 1 jul. 2018.

LAVANYA, R; JODHI, C. **Evaluation Studies on Hybrid up Flow Anaerobic Sludge Blanket Reactor for Treating Dairy Effluent under Different Season** . International of Journal of Engineering Research and Applications, v. 6, n. 3, p. 61–66, 2016.

LEITÃO, RENATO CARRHÁ. **Robustness of Uasb Reactors Treating Sewage Under Tropical Conditions**. p. 168, 2004. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/40123362_Robustness_of_UASB_Reactors_Treating_Sewage_Under_Tropical_Conditions%0Ahttp://edepot.wur.nl/121572>.

LETTINGA, G. **Anaerobic digestion and wastewater treatment systems**. Antonie van Leeuwenhoek, v. 67, n. 1, p. 3–28, mar. 1995. Disponível em: <<https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/7741528/>>. Acesso em: 12 maio 2022.

LETTINGA, GATZE; REBAC, SALIH; ZEEMAN, GRIETJE. **Challenge of psychrophilic anaerobic wastewater treatment**. Trends in Biotechnology, v. 19, n. 9, p. 363–370, 2001.

LEW, BENI *et al.* **UASB reactor for domestic wastewater treatment at low temperatures: A comparison between a classical UASB and hybrid UASB-filter reactor**. Water Science and Technology, v. 49, n. 11–12, p. 295–301, 2004.

LI, DE CHANG; JIANG, HONG. **The thermochemical conversion of non-lignocellulosic biomass to form biochar: A review on characterizations and mechanism elucidation**. Bioresource Technology, v. 246, p. 57–68, 1 dez. 2017.

LIANG, PENG *et al.* **Coupling ion-exchangers with inexpensive activated carbon fiber electrodes to enhance the performance of capacitive deionization cells for domestic wastewater desalination**. Water Research, v. 47, n. 7, p. 2523–2530, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2013.02.037>>.

LIPPS, WILLIAM C.; BRAUN-HOWLAND, ELLEN BURTON; BAXTER, TERRY E. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. p. 1536, 2023.

LIU, YU; TAY, JOO HWA. **The essential role of hydrodynamic shear force in the formation of biofilm and granular sludge**. Water research, v. 36, n. 7, p. 1653–1665, 2002. Disponível em: <<https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/12044065/>>. Acesso em: 11 maio 2022.

LOGANATH, R.; MAZUMDER, DEBABRATA. **Performance study on organic carbon, total nitrogen, suspended solids removal and biogas production in hybrid UASB reactor treating real slaughterhouse wastewater**. Journal of Environmental Chemical Engineering, v. 6, n. 2, p. 3474–3484, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.05.031>>.

LOGANATH, RADHAKRISHNAN; MAZUMDER, DEBABRATA. **Performance study on enlarged-clarifier hybrid upflow anaerobic sludge blanket reactor for treating the slaughterhouse wastewater**. Water and Environment Journal, v. 34, n. S1, p. 516–528, 2020.

LOPES, THIARA REIS. **Caracterização do esgoto sanitário e lodo proveniente de reator anaeróbico e de lagoas de estabilização para avaliação da eficiência na remoção de contaminantes**. p. 123, 2015.

MAHMOUD, NIDAL *et al.* **Anaerobic sewage treatment in a one-stage UASB reactor and a combined UASB-Digester system.** Water Research, v. 38, n. 9, p. 2348–2358, 2004.

MAHMOUD, NIDAL. **High strength sewage treatment in a UASB reactor and an integrated UASB-digester system.** Bioresource Technology, v. 99, n. 16, p. 7531–7538, 2008.

MANNICH, PRISCILA KARINA ALTVATER; SANTOS, DANIEL COSTA DOS; MANNICH, MICHAEL. **Sistema biológico alternativo para pós-tratamento de esgoto.** Revista DAE, v. 57, n. 181, p. 23–32, 2009.

MATA-ALVAREZ, J. *et al.* **A critical review on anaerobic co-digestion achievements between 2010 and 2013.** Renewable and Sustainable Energy Reviews, v. 36, p. 412–427, 1 ago. 2014.

MATSUNAGA, KOSUKE *et al.* **Development of anammox reactor equipped with a degassing membrane to improve biomass retention.** Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research, v. 66, n. 2, p. 451–456, 2012. Disponível em: <<https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/22699353/>>. Acesso em: 16 jun. 2023.

MCHUGH, S. *et al.* **Biofilm reactor technology for low temperature anaerobic waste treatment: Microbiology and process characteristics.** Water Science and Technology, v. 52, n. 7, p. 107–113, 2005.

MELO, DÉBORAH DE FREITAS. **Estudo da influência da quantidade de lodo na produção de biogás em reator uasb tratando esgoto doméstico.** p. 86, 2015.

METCALF, E.; EDDY, H. **Wastewater engineering: treatment and reuse.** Wastewater Engineering, Treatment, Disposal and Reuse. Techobanoglous G, Burton FL, Stensel HD (eds). Tata McGraw-Hill Publishing Company Limited, 4th edition. New Delhi, India, p. 1819, 2003. Disponível em: <<http://www.lavoisier.fr/notice/fr097556.html>>.

METCALF, L.; EDDY, H. P.; TCHOBANOGLIOUS, GEORGE. **Wastewater energy: treatment and reuse.** McGraw-Hill, p. 1819, 2004.

METCALF, LEONARD; EDDY, HARRISON P. **Wastewater Treatment and Resources Recovery.** 2016. Disponível em: <https://books.google.com/books/about/Tratamento_de_Efluentes_e_Recuperaçao.html?hl=pt-BR&id=lg7sCgAAQBAJ>. Acesso em: 13 jun. 2023.

MICHELON, LEONARDO KOZAK. **Avaliação Da Produção De Biogás Em Um Reator Anaeróbio Híbrido (Uahb) Tratando Esgoto Sanitário Sintético Avaliação Da Produção De Biogás Em Um Reator Anaeróbio Híbrido (Uahb) Tratando Esgoto Sanitário.** 2019.

MOTTERAN, FABRICIO. **Caracterização da comunidade microbiana de reator anaeróbio de leite fluidificado envolvida na degradação de surfactante não iônico álcool etoxilado de cadeia não ramificada (GENAPOL).** 13 dez. 2014. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-14032014->

152720/>. Acesso em: 17 jun. 2023.

MUÑOZ HOYOS, NESTOR LEONEL. **Análise comparativa do desempenho de reator anaeróbio híbrido e reator de manto de lodo de fluxo ascendente (uasb) aplicados ao tratamento de esgoto sanitário.** 2016.

MURUGESAN, ER M P; SELVARASU, P. **Experimental Investigation of HUASB Reactor for Treatment Characteristics of Leather Effluent with Varying of Different Operating Parameters.** International Journal of ChemTech Research, v. 10, n. 6, p. 478–484, 2017.

MUSA, MOHAMMED ALI; IDRUS, SYAZWANI. **Effect of hydraulic retention time on the treatment of real cattle slaughter house wastewater and biogas production from HUASB reactor.** Water (Switzerland), v. 12, n. 2, 2020.

NARRA, MADHURI *et al.* **Performance evaluation of anaerobic hybrid reactors with different packing media for treating wastewater of mild alkali treated rice straw in ethanol fermentation process.** Bioresource Technology, v. 152, p. 59–65, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2013.10.071>>.

NICOLELLA, C.; VAN LOOSDRECHT, M. C.M.; HEIJNEN, J. J. **Wastewater treatment with particulate biofilm reactors.** Journal of biotechnology, v. 80, n. 1, p. 1–33, 9 jun. 2000. Disponível em: <<https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/10862983/>>. Acesso em: 11 maio 2022.

OKTEM, YALCIN ASKIN *et al.* **Anaerobic treatment of a chemical synthesis-based pharmaceutical wastewater in a hybrid upflow anaerobic sludge blanket reactor.** Bioresource Technology, v. 99, n. 5, p. 1089–1096, 2008.

OMIL, FRANCISCO *et al.* **Anaerobic filter reactor performance for the treatment of complex dairy wastewater at industrial scale.** Water Research, v. 37, n. 17, p. 4099–4108, 2003.

PAIXÃO, MARCOS A. *et al.* **Anaerobic digestion from residue of industrial cassava industrialization with acidogenic and methanogenic physical separation phases.** Applied Biochemistry and Biotechnology - Part A Enzyme Engineering and Biotechnology, v. 84–86, n. 1, p. 809–819, 2000.

PARAWIRA, W. *et al.* **Comparative performance of a UASB reactor and an anaerobic packed-bed reactor when treating potato waste leachate.** Renewable Energy, v. 31, n. 6, p. 893–903, 2006.

PARIZZI, S Q F. **Adesão bacteriana em superfície de serviços de alimentação hospitalar avaliada pela microscopia de epifluorescência.** Viçosa, MG: UFV, 1998.

PASSIG, FERNANDO HERMES. **Reator anaeróbio híbrido para tratamento de esgoto sanitário fernando.** p. 171, 2005.

PATEL, BINA BIRENKUMAR; RANA, PARESH H. **Performance evaluation of hybrid upflow anaerobic sludge blanket reactors with different inert media for sewage treatment.** Bioresource Technology Reports, v. 18, n. May, p. 101075, 2022. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biteb.2022.101075>>.

PAVLOSTATHIS, S. G.; GIRALDO-GOMEZ, E. **Kinetics of anaerobic treatment: A critical review**. <https://doi.org/10.1080/10643389109388424>, v. 21, n. 5–6, p. 411–490, 1 jan. 2009. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/10643389109388424>>. Acesso em: 5 maio 2022.

PEARSON. VII. **Mathematical contributions to the theory of evolution.—III. Regression, heredity, and panmixia**. Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series A, Containing Papers of a Mathematical or Physical Character, v. 187, p. 253–318, 31 dez. 1896. Disponível em: <<https://royalsocietypublishing.org/doi/10.1098/rsta.1896.0007>>. Acesso em: 20 fev. 2023.

PÉREZ, ANDREA; TORRES, PATRICIA. **Índices de alcalinidad para el control del tratamiento anaerobio de aguas residuales fácilmente acidificables (Alkalinity indices for control of anaerobic treatment of readily acidifiable wastewaters)**. Ingeniería y Competitividad, v. 10, n. 2, p. 41–52, 2008. Disponível em: <<http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=fua&AN=36430334&lang=es&site=ehost-live>>.

PIMENTA CAVALCANTI, MAURICIO; TAKAYUKI KATO SÁVIA GAVAZZA DOS SANTOS, MARIO. **Tratamento de esgoto doméstico em reator híbrido de fibra de Vidro tipo UASB e filtro anaeróbico para comunidades de pequeno porte**. 2005. Disponível em: <<https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/5742>>. Acesso em: 20 fev. 2023.

PLANSAB. **Plansab-2019**. Mdr-Brrasil, p. 240, 2019.

PONTES, PATRÍCIA PROCÓPIO. **Reatores UASB aplicados ao tratamento combinado de esgotos sanitários e lodo excedente de filtro biológico percolador**. p. 175, 2003. Disponível em: <<http://www.smarh.eng.ufmg.br/defesas/81D.PDF>>.

PRADO, MARCO ANTÔNIO CALIL; CAMPOS, CLÁUDIO MILTON MONTENEGRO; DA SILVA, JULIA FERREIRA. **A study on the variation of methane concentration in biogas produced from coffee wastewater**. Ciencia e Agrotecnologia, v. 34, n. 2, p. 475–484, 2010.

PRIYA, M. *et al.* **Comparative Study of Treatment of Sago Wastewater using HUASB Reactor in the Presence and Absence of Effective Microorganisms**. Procedia Earth and Planetary Science, v. 11, p. 483–490, 2015.

RAJAGOPAL, RAJINIKANTH *et al.* **Evaluation of a hybrid upflow anaerobic sludge-filter bed reactor: Effect of the proportion of packing medium on performance**. Water Science and Technology, v. 61, n. 6, p. 1441–1450, 2010.

RAJAKUMAR, R. *et al.* **Treatment of poultry slaughterhouse wastewater in hybrid upflow anaerobic sludge blanket reactor packed with pleated poly vinyl chloride rings**. Bioresource Technology, v. 103, n. 1, p. 116–122, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2011.10.030>>.

RAJESH BANU, J.; KALIAPPAN, S.; BECK, D. **High rate anaerobic treatment of**

Sago wastewater using HUASB with PUF as carrier. International Journal of Environmental Science and Technology, v. 3, n. 1, p. 69–77, 2006.

RAMDHANIE, INDRANI; CHAKRABARTI, DHURJATI PRASAD. **Studies on the Design, Evaluation, and Energy Conservation Potential of a Pilot-Scale Hybrid Uasb Treating a Combination of Waste Activated Sludge and Distillery Spent Wash.** Chemical Engineering Communications, v. 201, n. 6, p. 804–833, 2014.

RAVICHANDRAN, P.; BALAJI, K. **Effect of HRT on performance of hybrid upflow anaerobic sludge blanket (HUASB) reactor using bio balls in treatment of pulp and paper mill bagasse wash water.** Materials Today: Proceedings, v. 22, n. xxxx, p. 627–632, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.matpr.2019.09.011>>.

RIPLEY, L. E.; BOYLE, W. C.; CONVERSE, J. C. **Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes.** Journal of the Water Pollution Control Federation, v. 58, n. 5, p. 406–411, 1986. Disponível em: <https://jglobal.jst.go.jp/en/detail?JGLOBAL_ID=200902021280163472>. Acesso em: 23 fev. 2023.

SATHYAMOORTHY, G. L. **Substrate removal kinetics for anaerobic hybrid reactor (AHR) treating dairy industrial wastewater.** International Journal of Recent Technology and Engineering, v. 7, n. 4, p. 234–240, 2019.

SATHYMOORTHY, DR.G.L. **A novel approach to treat sago industrial wastewater using anaerobic hybrid reactor (AHR).** International Journal of Civil Engineering and Technology (IJCIET), v. 8, n. 7, p. 1229–1238, jul. 2017. Disponível em: <https://iaeme.com/MasterAdmin/Journal_uploads/IJCIET/VOLUME_8_ISSUE_7/IJC IET_08_07_131.pdf>. Acesso em: 19 fev. 2023.

SELVAMURUGAN, M. *et al.* **High rate anaerobic treatment of coffee processing wastewater using upflow anaerobic hybrid reactor.** Iranian Journal of Environmental Health Science and Engineering, v. 7, n. 2, p. 129–136, 2010.

SELVAMURUGAN, M.; DORAISAMY, P.; MAHESWARI, M. **An integrated treatment system for coffee processing wastewater using anaerobic and aerobic process.** Ecological Engineering, v. 36, n. 12, p. 1686–1690, 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.07.013>>.

SHAPIRO, S. S.; WILK, M. B. **An Analysis of Variance Test for Normality (Complete Samples).** Biometrika, v. 52, n. 3/4, p. 591, dez. 1965.

SHIN, CHUNGHEON *et al.* **Pilot-scale temperate-climate treatment of domestic wastewater with a staged anaerobic fluidized membrane bioreactor (SAF-MBR).** Bioresource technology, v. 159, p. 95–103, 2014. Disponível em: <<https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/24632631/>>. Acesso em: 7 ago. 2023.

SHIN, H. S. *et al.* **Performance of UASB reactor treating leachate from acidogenic fermenter in the two-phase anaerobic digestion of food waste.** Water Research, v. 35, n. 14, p. 3441–3447, 2001.

SILLEY; FORSYTHE. **Impedance microbiology-a.** p. 233–243, 1996.

SILVA, GUSTAVO H. R. DA; NOUR, EDSON A. A. **Reator compartimentado anaeróbio/aeróbio: sistema de baixo custo para tratamento de esgotos de pequenas comunidades**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 9, n. 2, p. 268–275, jun. 2005. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/rbeaa/a/jW83bHYVXMqrk685TSjD6yc/?lang=pt>>. Acesso em: 15 jul. 2023.

SKLYAR, VLADIMIR *et al.* **Combined biologic (anaerobic-aerobic) and chemical treatment of starch industry wastewater**. Applied Biochemistry and Biotechnology - Part A Enzyme Engineering and Biotechnology, v. 109, n. 1–3, p. 253–262, 2003.

SOROA DEL CAMPO, S. *et al.* **Diseño de reactores híbridos anaerobios para el tratamiento de aguas residuales industriales**. Tecnología del Agua, v. 25, n. 267, 2005.

SPERLING, MARCOS VON. **Introduction to Water Quality and Sewage Treatment**. p. 470, 2014. Disponível em: <<https://www.editoraufv.com.br/produto/introducao-a-qualidade-das-aguas-e-ao-tratamento-de-esgotos-marcos-von-sperling/1109671>>. Acesso em: 19 fev. 2023.

SPERLING, MARCOS VON. **Volume 2 basic principles of wastewater treatment**. v. 2, 2007. Disponível em: <<http://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/1081/wio9781780402093.pdf>>. Acesso em: 20 fev. 2023.

SPONZA, DELIA TERESA; DEMIRDEN, PINAR. **Treatability of sulfamerazine in sequential upflow anaerobic sludge blanket reactor (UASB)/completely stirred tank reactor (CSTR) processes**. Separation and Purification Technology, v. 56, n. 1, p. 108–117, 1 ago. 2007.

SREEKANTH, D. *et al.* **Thermophilic treatment of bulk drug pharmaceutical industrial wastewaters by using hybrid up flow anaerobic sludge blanket reactor**. Bioresource Technology, v. 100, n. 9, p. 2534–2539, 2009. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2008.11.028>>.

SUBRAMANI, T. *et al.* **Treatability Studies on Hybrid Up-Flow Anaerobic Sludge Blanket Reactor for Pulp and Paper Mill Wastewater**. International Journal of Modern Engineering Research (IJMER), v. 2, n. 3, p. 602–606, 2012.

SUNIL KUMAR, GUPTA; GUPTA, S. K.; SINGH, GURDEEP. **Biodegradation of distillery spent wash in anaerobic hybrid reactor**. Water Research, v. 41, n. 4, p. 721–730, 2007.

SURYAWANSHI, P. C.; CHAUDHARI, A. B.; KOTHARI, R. M. **Mesophilic anaerobic digestion: first option for waste treatment in tropical regions**. Critical reviews in biotechnology, v. 30, n. 4, p. 259–282, dez. 2010. Disponível em: <<https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/20515367/>>. Acesso em: 16 jun. 2023.

THIYAGU, R; SIVARAJAN, P. **Influence of organic loading rate in acclimatization phase of hybrid upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor treating distillery spent wash**. Nature Environment and Pollution Technology, v. 17, n. 1, p. 223–227, 2018. Disponível em: <www.neptjournal.com>. Acesso em: 20 fev. 2023.

TILCHE, A; VIEIRA, S M.M. **Discussion report on reactor design of anaerobic filters and sludge bed reactors**. 1991.

TORRES, P.; FORESTI, E. **Domestic sewage treatment in a pilot system composed of UASB and SBR reactors**. Water Science and Technology, v. 44, n. 4, p. 247–253, 2001.

TORRES, PATRICIA; FORESTI, EUGÊNIO. **Desempenho de um reator anaerobio de manta de lodo (uasb) de bancada no tratamento de substrato sintetico simulando esgotos sanitarios**. 1992.

TORTORELLO, MARY LOU; GENDEL, STEVEN M. **Food Microbiology and Analytical Methods**. Food Microbiology and Analytical Methods, 3 jun. 1997.

TRIVEDI, RITVIJ D.; VYAS, DIPAK S.; PATEL, SEJAL M. **Hybrid UASB Reactor: A Research Evaluation for Treatment of Pharmaceutical Industry Wastewater**. International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences, v. 8, n. 04, p. 1453–1461, 2019.

VAN HAANDEL, ADRIANUS *et al.* **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. p. 443, 1999. Disponível em: <<http://www.sanepar.pr.gov.br/prosab>>. Acesso em: 8 maio 2023.

VAN HULLEBUSCH, ERIC D.; ZANDVOORT, MARCEL H.; LENS, PIET N.L. **Metal immobilisation by biofilms: Mechanisms and analytical tools**. Reviews in Environmental Science and Biotechnology, v. 2, n. 1, p. 9–33, 2003.

VENDRAMEL, S. *et al.* **Treatment of petroleum refinery wastewater containing heavily polluting substances in an aerobic submerged fixed-bed reactor**. Environmental Technology (United Kingdom), v. 36, n. 16, p. 2052–2059, 2015.

VIÑAS, M.; MARTÍNEZ, J.; BASELL, B. **Advantages of an anaerobic reactor for tmp wastewater with separated acidogenic and methanogenic stages**. Environmental Technology (United Kingdom), v. 14, n. 10, p. 995–1000, 1993.

VON SPERLING, MARCOS. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 1996.

YANG, SHUCHENG *et al.* **Effect of wastewater composition on the calcium carbonate precipitation in upflow anaerobic sludge blanket reactors**. Frontiers of Environmental Science and Engineering in China, v. 4, n. 2, p. 142–149, 19 jun. 2010. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s11783-010-0026-3>>. Acesso em: 22 ago. 2023.

YANQORITHA, NYIMAS; TURMUZI, MUHAMMAD; IRVAN, IRVAN; BATUBARA, FATIMAH; *et al.* **Acclimatization Process on Hybrid Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor (HUASBR) using Bioball as Growth Media with OLR Variation for Treating Tofu Wastewater**. Oriental Journal of Chemistry, v. 34, n. 6, p. 3100–3105, 2018.

YANQORITHA, NYIMAS; TURMUZI, MUHAMMAD; IRVAN; FATIMAH; *et al.* **The**

Effect of Organic Loading Rate Variation on Digestion of Tofu Wastewater using PVC Rings as Growth Media in a Hybrid UASB Reactor. Oriental Journal of Chemistry, v. 34, n. 3, p. 1653–1657, 2018.

YE, JIANCHANG; KULICK, FRANK M.; MCDOWELL, CURTIS. S. **Biofilm Performance of High Surface Area Density Vertical-Flow Structured Sheet Media for IFAS and Fixed Bed Biofilm Reactor (FBBR) Applications.** Proceedings of the Water Environment Federation, v. 2010, n. 7, p. 234–253, 22 ago. 2012.

ZHANG, YAOBIN *et al.* **Rapid startup of a hybrid UASB-AFF reactor using bi-circulation.** Chemical Engineering Journal, v. 155, n. 1–2, p. 266–271, 2009.

ZINATIZADEH, A. A. *et al.* **An anaerobic hybrid bioreactor of granular and immobilized biomass for anaerobic digestion (AD) and dark fermentation (DF) of palm oil mill effluent: Mass transfer evaluation in granular sludge and role of internal packing.** Biomass and Bioenergy, v. 103, p. 1–10, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2017.05.006>>.

ZOTTOIA, E.A. **Microbial attachment and biofilm formation: a new problem for the food industry?** Food technology, v. v. 48, 1994.

APÊNDICE A - Resumo de estudos preliminares sobre reatores tipo UASB

Tabela 1 - Resumo de estudos preliminares sobre reatores tipo UASB

(continua)

Autores	Tipo de Reator	Tipo de Afluente	Afluente	Volume útil (m³)	Seção transversal (m²)	Altura (m)	pH	COV	T (°C)	TDH	Remoção DQO (%)	Media Produção de biogás (m³ d⁻¹)
Diamantis e Aivasidis (2007)	CSTR + UASB	Esgoto Sanitário	Esgoto sintético	0,0020			6,6		36,5, 29,8 e 24,4	3	90,00	
Pontes (2003)	UASB		Esgoto Sanitário	0,1760	0,0707	1,00	6,8-7,5		18-25	5,6	74,00	
Elmitwalli e Otterpohl (2007)	UASB		Esgoto sanitário	0,007	0,0038	2,00		0,28	30	10	84,00	
Leitão (2004)	UASB		Esgoto sanitário	0,1200	0,0314	4,00	7,2	3,3	12-20	6,0	59,00	
Carvalho (2006)	UASB		Esgoto sintético	0,1600	0,0707	1,86	6,2-7,5	1,59	20-25	8,0	58,00	0,071
De Almeida <i>et al.</i> (2009)	UASB		Esgoto sanitário		4,9087	4,50	6,1	0,46	20-25	7,7	65,00	
Kalogo e Verstraete (2000)	UASB		Esgoto sanitário	0,0012			7,4-7,8		25-35	2,4	54,00	
Gonçalves <i>et al.</i> (2002)	UASB-BF		Esgoto sanitário	26,45	5,2900	5,00		1,6		9	92,00	6,912
Guimarães <i>et al.</i> (2003)	UASB-SBR		Esgoto sanitário	0,01	0,0079	1,28	7,0-7,2	0,587	25	4	98,00	
Torres e Foresti (2001)	UASB-SBR		Esgoto sanitário	0,1500			6,7-8,1		19-21	6	87,00	
Lew <i>et al.</i> (2004)	UASB		Lodo digerido	0,0053	0,0050	1,08		16	10-28	12	82,00	0,000
Mahmoud <i>et al.</i> (2004)	UASB		Lodo digerido	0,1400	0,0434	3,25	7,4	2,88	15	6	66,00	
Mahmoud (2008)	UASB		Lodo digerido	0,1400	0,0434	3,25		1,5	15-25	10	54,00	
Viñas <i>et al.</i> (1993)	UASB	Afluentes diversos	Efluente agroindustrial	0,0153			6,5 -7,5	11	30	21	90,00	
Sponza e Demirden (2007)	UASB-CSTR		Águas residuárias do processamento de fármacos	0,0025	0,0079	1,00	7	3,6	37-38	20	97,00	0,002
Sklyar <i>et al.</i> (2003)	UASB-AS		Águas residuárias do processamento de amido	0,00268	0,0038	0,85	7,9	15	29-31	24	93,00	
Azbar <i>et al.</i> (2001)	UASB		Águas residuárias do processamento de alimentos	0,02	0,0020		6,5	16	34-36	2	92,00	
Shin <i>et al.</i> (2001)	UASB		Águas residuárias do processamento de alimentos	0,0410	0,0314	1,18	7,5-7,6	15,8	37	11	92,00	0,028
Han <i>et al.</i> (2005)	UASB		Águas residuárias do processamento de alimentos	0,0400	0,0314	1,18		12,9	36-38	6	96,00	0,022
Parawira <i>et al.</i> (2006)	UASB		Águas residuárias do processamento de alimentos	0,00084			6,1	6,1	37	168	98,00	0,001
Ağdağ e Sponza (2005)	UASB-CSTR		Águas residuárias do processamento de alimentos	0,0025	0,0028	1,00	7-7,3	10	37-42	30	79,00	

Tabela 1 - Resumo de estudos preliminares sobre reatores tipo UASB

Autores	Tipo de Reator	Tipo de Afluente	Afluente	Volume útil (m ³)	Seção transversal (m ²)	Altura (m)	pH	COV	T (°C)	TDH	(conclusão)	
											Remoção DQO (%)	Media Produção de biogás (m ³ d ⁻¹)
Işık e Sponza (2004)	UASB-CSTR		Águas residuárias do processamento de algodão	0,0025	0,0028	1,00	7	0,8		30	55,00	0,0004
Ahn <i>et al.</i> (2001)	UASB		Águas residuárias do fabricação de cerveja	0,0083		0,65	6,5	35	33-37	2,2	80,00	
Guardia <i>et al.</i> (2014)	UASB		Águas residuárias do beneficiamento de café	0,0025	0,0064	0,40	7	3,6	37	22	77,20	0,0026
Jung <i>et al.</i> (2012)	UASB		Águas residuárias do beneficiamento de café	0,005	0,0154	0,33	7-9	20	55	6	93,00	
Bruno e De Oliveira (2008)	UASB		Águas residuárias do beneficiamento de café	0,0201	0,0177	1,50	7	4		60	98,00	
Prado <i>et al.</i> (2010)	UASB		Águas residuárias do beneficiamento de café	0,01254	0,0204	0,60	7		22-27		82,00	0,006

Legenda: COV: Carga Orgânica Volumétrica media (KgDQO m⁻³ d⁻¹); TDH: Tempo de detenção hidráulica (h); T: Temperatura (°C).

Fonte: indicadas na Tabela

APÊNDICE A - Resumo de estudos preliminares sobre reatores UAHB

Tabela 1 - Resumo de estudos preliminares sobre reatores UAHB

(continua)

Autores	Tipo de Afluente	Afluente	Volume útil (m³)	Material suporte	Altura de material suporte (m)	% Volume material suporte	Seção transversal (m²)	Altura (m)	pH	COV	T (°C)	TDH	Remoção DQO (%)	Média Produção de biogás (m³ d⁻¹)
Da Silva <i>et al.</i> (2021)	Esgoto Sanitário	Esgoto sintético	0,0221	Anéis corrugados de PVC			0,0144	1,00	6,5-7,5	1,24	18, 23 e 28	8	90,00	0,006
Büyükkamaci e Filibeli (2002)		Esgoto sintético	0,0500	Pedaços de mangueira	0,600	52,17%	0,0491	1,15		6,5		24,0	86,00	-
Michelon (2019)		Esgoto sanitário sintético	0,0221	Anéis corrugados de PVC	0,32	32,00%	0,0240	1,00	6,2-7,4	0,8	14-21	10	85,40	0,003
Godinho (2017)		Esgoto sanitário sintético	0,0221	Anéis corrugados de PVC	0,32	32,00%	0,0250	1,00	6,12-7,74	0,75	15-22,6	8,0	81,00	0,006
Patel e Rana (2022)		Esgoto sanitário	0,0035	Esferas de gel de álcool polivinílico de fibra de coco conchas do mar	0,14	23,00%	0,0064	0,61		3,3		4	62,00	0,0023
Banu e Kaliappan (2007)		Esgoto sanitário	0,0059	Anéis de plástico	0,28	31,82%	0,0095	0,88	7,4-8,1	0,9		3,3	75,00	0,004
Das e Chaudhari (2015)		Esgoto sanitário	0,0620	Cubos de esponja (1 cm x 1 cm)	0,4	14,81%	0,0256	2,70	6,17	0,53	24-28	4	65,00	-
Elmitwalli <i>et al.</i> (2002)		Esgoto sanitário	0,0650	Cilindros de folha tipo Filteren TM30	1	43,48%	0,0284	2,30		0,34	13	8,0	64,00	
Lew <i>et al.</i> (2004)		Esgoto sanitário	0,0053	Anéis de plástico			0,0050	1,08		0,182	14 e 10	16	80,00	
Loganath e Mazumder (2020)	Afluentes diversos	Efluente de matadouro	0,0108	Anéis de polipropileno	0,3		0,0028		6,9	21	35-39	10	96,00	0,007
Rajakumar <i>et al.</i> (2012)		Efluente de matadouro	0,0054	Anéis de PVC	0,21	25,61%	0,0079	0,82	7-7,6	19	29-35	36	86,00	0,003
Loganath, e Mazumder, (2018)		Efluente de matadouro	0,0135	Hexágonos de polipropileno			0,0177	0,60	7-7,2	6,9	35-39	10	89,00	0,035
Musa e Idrus (2020)		Efluente de matadouro	0,0120	Gramma sintética	0,025	3,57%	0,0254	0,70	6,9	10	34-36	36	97,00	0,038

Tabela 1 - Resumo de estudos preliminares sobre reatores UAHB

(continua)

Autores	Tipo de Afluente	Afluente	Volume útil (m ³)	Material suporte	Altura de material suporte (m)	% Volume material suporte	Seção transversal (m ²)	Altura (m)	pH	COV	T (°C)	TDH	Remoção DQO (%)	Média Produção de biogás (m ³ d ⁻¹)
De Mendonça <i>et al.</i> (2017)		Efluente agroindustrial	0,0017	Malha polimérica sintética	0,17	36,96%	0,0038	0,46	7	6	37	48	75,00	0,001
Lavanya e Jodhi (2016)		Efluente agroindustrial	0,0050	Fujino's Spirals (Espiral biológico em vinila)	0,15	15,00%	0,0079	1,00	5,6-8,6	0,026		18	81,00	
Sathyamoorthy (2019)		Efluente agroindustrial	0,0040	Polipropileno em diversas formas	0,05	13,89%	0,0154	0,36	6,4-7,1	0,5		135	80,00	
Gundkal <i>et al.</i> (2019)		Efluente agroindustrial	0,0182	Anéis de plástico	0,536	43,93%	0,0159	1,22	7,2	1,62		36	52,00	
Narra <i>et al.</i> (2014)		Efluente agroindustrial	0,0265	Pedaços de cerâmica, polipropileno e rocha	0,75	59,06%	0,3117	1,27	6,2-8,2	2,56		5	69,00	
Priya <i>et al.</i> (2015)		Águas residuárias do processamento de sagu	0,0047	Anéis de polipropileno	0,15	25,00%	0,0079	0,60	7,5-7,6	6,5	22-32	10,0	88,00	0,002
Ayati e Ganjidoust (2006)		Águas residuárias do processamento de fibra de madeira	0,0070	Cilindros em polietileno			0,0100	0,75	4,5	15	37		73,00	
Sreekanth <i>et al.</i> (2009)		Águas residuárias do processamento de fármacos	0,0140	Anéis de PVC			0,0079	0,90			52- 58	41	75,00	0,004
Trivedi <i>et al.</i> (2019)		Águas residuárias do processamento de fármacos	0,0180	Anéis de PVC			0,0182	1,21					72,00	0,013

Tabela 1 - Resumo de estudos preliminares sobre reatores UAHB

(continua)

Autores	Tipo de Afluente	Afluente	Volume útil (m ³)	Material suporte	Altura de material suporte (m)	% Volume material suporte	Seção transversal (m ²)	Altura (m)	pH	COV	T (°C)	TDH	Remoção DQO (%)	Média Produção de biogás (m ³ d ⁻¹)
Murugesan e Selvarasu (2017)		Águas residuárias do processamento de couro	0,0022	Isopor	0,26	40,00%	0,0038	0,65	8,5	0,06		144	64,00	
Banu e Kaliappan (2007)		Águas residuárias do processamento de couro	0,0063	Cubos em espuma de poliuretano	0,12	15,00%	0,0079	0,80	7,2	2,9	33-42	65	91,00	0,003
Chaiprasert <i>et al.</i> (2003)		Águas residuárias do processamento de amido	0,0056	Fibra de nylon			0,0069	0,85	4-4,5	4		130	87,00	
Balasundaram <i>et al.</i> (2014)		Águas residuárias do processamento de alimentos	0,0042	Anéis de polipropileno	0,145	24,17%	0,0079	0,60	7,5-7,6	9	22-32	10	88,00	0,002
Rajesh Banu <i>et al.</i> (2006)		Águas residuárias do processamento de alimentos	0,0067	Cubos de espuma de poliuretano			0,0095	0,87	7,2	23,5		5,5	91,00	0,001
Paixão <i>et al.</i> (2000)		Águas residuárias do processamento de alimentos		Pedaços de Bamboo	0,240	37,50%	0,0314	0,64	7 a 8	10		48	96,00	0,014
Zhang <i>et al.</i> (2009)		Águas residuárias do processamento de alimentos		"bio-carriers" (cilindros em polipropileno com módulos no interior)			0,0314	0,80		15,4	34-36	24	81,00	0,440

Tabela 1 - Resumo de estudos preliminares sobre reatores UAHB

(continua)

Autores	Tipo de Afluente	Afluente	Volume útil (m³)	Material suporte	Altura de material suporte (m)	% Volume material suporte	Seção transversal (m²)	Altura (m)	pH	COV	T (°C)	TDH	Remoção DQO (%)	Média Produção de biogás (m³ d⁻¹)
Yanqoritha <i>et al.</i> (2018)		Águas residuárias do processamento de alimentos	0,0086	Bio Balls (Esferas biológicas em plástico)	0,800	50,00%		1,60	6,5-7,6	2,5		24	87,00	0,008
Yanqoritha <i>et al.</i> (2018)		Águas residuárias do processamento de alimentos	0,0086	Anéis em PVC	0,800	50,00%		1,60	7,8	5,2		24	85,00	0,002
Subramani <i>et al.</i> (2012)		Águas residuárias do fabricação de celulose e papel	0,0023	Anéis de PVC	0,15	24,59%	0,0071	0,61		1		24	99,00	
Hemalatha e Keerthinarayana (2017)		Águas residuárias do fabricação de celulose e papel	0,0079	Esferas de Polipropileno poliédrico	0,25	25,00%	0,0079	1,00				8	67,00	
Ravichandran e Balaji (2020)		Águas residuárias do fabricação de celulose e papel	0,0130	Bio Balls (Esferas biológicas em plástico)	0,27	20,15%	0,0123	1,34		1,95	28-36	24	92,00	0,003
Oktem <i>et al.</i> (2008)		Águas residuárias do fabricação de celulose e papel	0,0140	Anéis de polipropileno			0,0191	0,82		5		24	99,00	0,024
Selvamurugan <i>et al.</i> (2010a)		Águas residuárias do beneficiamento de café	0,0193	Anéis de PVC	0,2	20,41%	0,0100	0,98	6,28-6,38	7,01		24	70,00	0,000
Selvamurugan <i>et al.</i> (2010b)		Águas residuárias do beneficiamento de café	0,0195	Anéis de PVC	0,2	20,00%	0,0100	1,00	6,31	9,55		18	61,00	

Tabela 1 - Resumo de estudos preliminares sobre reatores UAHB

Autores	Tipo de Afluente	Afluente	Volume útil (m ³)	Material suporte	Altura de material suporte (m)	% Volume material suporte	Seção transversal (m ²)	Altura (m)	pH	COV	T (°C)	TDH	(conclusão)	
													Remoção DQO (%)	Média Produção de biogás (m ³ d ⁻¹)
Fia <i>et al.</i> (2012)		Águas residuárias do beneficiamento de café	0,1395	Cinzas de alto forno, espuma de poliuretano + rocha			0,0962	1,50	6,5-8,2	4,41	6,4-32,9	25	80,00	
Thiyagu e Sivarajan (2018)		Águas residuárias de destilaria	0,0125	Fujino's Spirals (Espiral biológico em vinila)			0,0079	1,85	6,28-8,3	1,3	25-35	24	95,00	0,010
Ramdhanie e Chakrabarti (2014)		Águas residuárias de destilaria	0,0150	Carvão ativado	0,436	29,07%	0,0100	1,50	5-6,5	5		5	65,00	0,002
Gupta e Singh (2010)		Águas residuárias de destilaria	0,0155	Anéis de PVC	0,3048				6-8	8,7		137	79,00	
Rajagopal <i>et al.</i> (2010)		Águas residuárias de destilaria	0,0098	Cilindros em folha de polipropileno						18	32-34	26	85,00	0,006

Legenda: COV: Carga Orgânica Volumétrica média (KgDQO m³ d⁻¹); TDH: Tempo de detenção hidráulica (h); T: Temperatura (°C).

Fonte: indicadas na Tabela