

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL**

**PEDRO HAMILTON OLIVEIRA**

**INFLUÊNCIA DE TEMPERATURAS BAIXAS NO DESEMPENHO DE REATOR  
ANAERÓBIO HÍBRIDO PARA TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO**

**DISSERTAÇÃO**

**CURITIBA**

**2023**

PEDRO HAMILTON OLIVEIRA

**INFLUÊNCIA DE TEMPERATURAS BAIXAS NO DESEMPENHO DE REATOR  
ANAERÓBIO HÍBRIDO PARA TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO**

**INFLUENCE OF LOW TEMPERATURES ON THE PERFORMANCE OF A  
HYBRID ANAEROBIC REACTOR FOR DOMESTIC SEWAGE TREATMENT**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental.

Área de Concentração: Tecnologias e Processos Ambientais.

Linha de Pesquisa: Tratamento de águas de abastecimento e residuárias

Orientador(a): Prof. Dr. Fernando Hermes Passig

**CURITIBA**

**2023**



[4.0 Internacional](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/)

Esta licença permite que outros distribuam, remixem, adaptem e criem a partir do seu trabalho, mesmo para fins comerciais, desde que lhe atribuam o devido crédito pela criação original.



**Ministério da Educação**  
**Universidade Tecnológica Federal do Paraná**  
**Campus Curitiba**



PEDRO HAMILTON OLIVEIRA

**INFLUÊNCIA DE TEMPERATURAS BAIXAS NO DESEMPENHO DE REATOR ANAERÓBIO HÍBRIDO  
PARA TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO**

Trabalho de pesquisa de mestrado apresentado como requisito para obtenção do título de Mestre Em Ciência E Tecnologia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Área de concentração: Tecnologias E Processos Ambientais.

Data de aprovação: 26 de Abril de 2023

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

Dra. Carla Bastos Vidal, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Dr. Douglas Jose Da Silva, Doutorado - Centro Universitário de Brasília (Uniceub)

Documento gerado pelo Sistema Acadêmico da UTFPR a partir dos dados da Ata de Defesa em 26/04/2023.

A Isabela

## **AGRADECIMENTOS**

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental e à Universidade Tecnológica Federal do Paraná pela concessão da bolsa de estudos, código de financiamento 001.

## RESUMO

OLIVEIRA, Pedro Hamilton. **Influência de temperaturas baixas no desempenho de reator anaeróbio híbrido para tratamento de esgoto sanitário**. 2023. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2023.

O uso de reatores anaeróbios híbridos (HUASB) para o tratamento de efluentes em regiões de clima quente vem sendo muito estudado nas últimas décadas, ainda assim, carecem trabalhos sobre a eficiência desses reatores em regiões de clima frio. Com efeito, ambientes de clima temperado representam um desafio, visto que a digestão anaeróbia, realizada por arqueias e bactérias, responsável pela remoção de matéria orgânica nos HUASB, tem seu funcionamento alterado, devido ao metabolismo desses micro-organismos. Este trabalho visa analisar o funcionamento de um HUASB, em escala piloto, com temperaturas baixas em ambiente controlado. O reator, alimentado por efluente doméstico sintético (Afl), foi construído em vidro, com as dimensões de 1,00 m x 0,12 m x 0,20 m, dois separadores trifásicos e volume útil de 22,10 L, material filtrante composto por tubos corrugados de PVC. Por meio de Delineamento Composto Central Rotacional (DCCR), foram estabelecidas 10 etapas de funcionamento, com temperaturas de 4,13, 6,00, 10,50, 15,00 e 16,86 °C e TDH de 7,17, 8,00, 10,00, 12,00 e 12,82 h. Para avaliar o desempenho do reator, analisaram-se os parâmetros de pH, temperatura, alcalinidade total (AT), ácidos voláteis (AV), redução da demanda química de oxigênio bruta (DQO<sub>b</sub>), turbidez, sulfato e produção de biogás. A carga orgânica volumétrica (COV) do Afl, durante os 150 dias de operação, variou entre 1,0 (± 0,0) e 1,9 (± 0,1) kgDQO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>, devido aos diferentes TDH, com uma DQO<sub>b</sub> média de 525 (± 57) mg.L<sup>-1</sup>. O pH, a AT e os AV do Afl, apresentaram as respectivas médias de 7,7 (± 0,3), 162 (± 6) mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup> e 43 (± 18) mgHAc.L<sup>-1</sup>. Já em seu funcionamento, o reator manteve, para esses mesmos parâmetros, o pH próximo à neutralidade, permanecendo entre 6,8 (± 0,1) e 7,1 (± 0,1). Para a AT e os AV, as médias obtidas foram 250 (± 7) mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup> e 27 (± 8) mgHAc.L<sup>-1</sup>. A geração de biogás oscilou durante as 10 etapas, mesmo em situações com características físico-químicas próximas, variando entre 54 (± 44) e 2115 (± 555) mL.d<sup>-1</sup>, para as temperaturas de 10,75 (± 0,00) e 15,5 (± 0,15) °C e, os TDH, de 10 e 8 h, respectivamente. Para a redução da DQO<sub>b</sub>, a menor e a maior eficiência foram, respectivamente, de 82 e 93%, com as temperaturas de 6,20 (± 0,2) e 15,98 (± 0,6) °C e, os TDH, de 12,00 e 10,00 h. Esses resultados evidenciam que o uso de reatores HUASB é vantajoso na remoção de matéria orgânica, mesmo em temperaturas baixas, apesar da baixa geração de biogás.

**Palavras-chave:** Redução da DQO; Produção de biogás; Digestão anaeróbia; Clima temperado; Material filtrante.

## ABSTRACT

OLIVEIRA, Pedro Hamilton. **Influence of low temperatures on the performance of a hybrid anaerobic reactor for domestic sewage treatment**. 2023. Thesis (Master's in Environmental Science and Technology) – Federal University of Technology – Paraná, Curitiba, 2023.

The use of hybrid anaerobic reactors (HUASB) for the treatment of effluents in hot climate regions has been extensively studied in recent decades, even so, there is a lack of work on the efficiency of these reactors in cold climate regions. Temperate climate environments represent a challenge, since anaerobic digestion, carried out by archaea and bacteria, responsible for the removal of organic matter in HUASB, has its functioning altered, due to the metabolism of these microorganisms. This work aims to analyze the operation of a HUASB, on a bench scale, with low temperatures in a controlled environment. The HUASB, fed by synthetic domestic sewage, was built in glass, with dimensions of 1.00 m x 0.12 m x 0.20 m, two three-phase separators and useful volume of 22.10 L, filtering material composed of corrugated PVC rings. Using the Central Composite Rotatable Design (CCRD), 10 operating stages were established, with temperatures of 4.13, 6.00, 10.50, 15.00 and 16.86 °C and Hydraulic Retention Time (HRT) of 7.17, 8.00, 10.00, 12.00 and 12.82 h. To evaluate the performance of HUASB, the parameters of pH, temperature (t), total alkalinity (TA), volatile acids (VA), removal of raw chemical oxygen demand (COD<sub>t</sub>), turbidity, sulfate and biogas production were analyzed. The volumetric organic load (VOC) of the effluent (EFL), during the 150 days of operation, varied between 1.0 (± 0.0) and 1.9 (± 0.1) kg COD m<sup>-3</sup>d<sup>-1</sup>, due to the different HRT, with an average COD<sub>t</sub> of 525 (± 57) mg L<sup>-1</sup>. The pH, TA and VA of the EFL presented the respective averages of 7.7 (± 0.3), 162 (± 6) mg CaCO<sub>3</sub> L<sup>-1</sup> and 43 (± 18) mg HAc L<sup>-1</sup>. In its operation, the HR maintained, for these same parameters, the pH close to neutrality, remaining between 6.8 (± 0.1) and 7.1 (± 0.1). For TA and VA, the means obtained were 250 (± 7) mg CaCO<sub>3</sub> L<sup>-1</sup> and 27 (± 8) mg HAc L<sup>-1</sup>. The biogas generation fluctuated during the 10 stages, even in situations with similar physicochemical characteristics, varying between 54 (± 44) and 2115 (± 555) mL d<sup>-1</sup>, for temperatures of 10.75 (± 0.0) and 15.50 (± 0.15) °C and, the HRT, 10.00 and 8.00 h, respectively. For COD<sub>t</sub> removal, the lowest and highest efficiency were, respectively, 82 and 93%, with temperatures of 6.20 (± 0.2) and 15.98 (± 0.6) °C and, the HRT, from 12.00 and 10.00 h. These results show that the use of HUASB reactors is advantageous in the removal of organic matter, even at low temperatures, despite the low generation of biogas.

**Keywords:** COD removal; Biogas; Anaerobic digestion; Temperate climate; Filter media.

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1</b> – Relação entre bactérias em um mesmo ambiente. ....	20
<b>Figura 2</b> – Atividade de micro-organismos psicrófilos, mesófilos e termófilos. ....	21
<b>Figura 3</b> – Fases do processo de digestão anaeróbia .....	24
<b>Figura 4</b> – Esquema de reator anaeróbico híbrido UBF ( <i>Upflow Blanket Filter</i> ) .....	27
<b>Figura 5</b> – Fluxograma das atividades desenvolvidas .....	32
<b>Figura 6</b> – Esquema do aparato experimental .....	33
<b>Figura 7</b> – Esquema do selo hídrico. ....	34
<b>Figura 8</b> – Fluxograma da relação entre TDH e temperaturas estabelecidos por DCCR.....	38
<b>Figura 9</b> – Comparação das características físico-químicas do afluente e do efluente. ....	40
<b>Figura 10</b> – Gráfico de correlação entre os fatores analisados. ....	43
<b>Figura 11</b> – Produção de biogás relacionada com temperatura e TDH. ....	44
<b>Figura 12</b> – Gráfico de correlação na geração de biogás.....	45
<b>Figura 13</b> – Gráfico de Pareto para a geração de biogás. ....	46
<b>Figura 14</b> – Gráficos da relação entre a geração de biogás, temperatura e TDH. ....	47
<b>Figura 15</b> – Eficiência na redução da DQOb em comparação com temperatura e TDH. ....	49
<b>Figura 16</b> – Eficiência na redução da DQOb em comparação com a COV. ....	49
<b>Figura 17</b> – Gráfico de Pareto para redução da DQOb. ....	52
<b>Figura 18</b> – Distribuição de resíduos em relação ao valor normal esperado.....	53
<b>Figura 19</b> – Distribuição de resíduos em relação ao número de ensaios.....	54
<b>Figura 20</b> – Gráficos da relação entre a redução da DQOb, temperatura e TDH.....	55
<b>Figura 21</b> – Gráficos decodificados para a desejabilidade na redução da DQOb. ....	56

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1</b> – As condições do meio e os processos de obtenção de energia. ....	23
<b>Tabela 2</b> – reatores anaeróbios híbridos utilizados no tratamento de esgoto doméstico.....	28
<b>Tabela 3</b> – reatores híbridos utilizados em temperaturas mesófilas.....	29
<b>Tabela 4</b> – reatores UASB utilizados em temperaturas baixas. ....	31
<b>Tabela 5</b> – Concentrações dos reagentes utilizados na produção do efluente sintético.....	35
<b>Tabela 6</b> – Metodologia utilizada nas análises. ....	36
<b>Tabela 7</b> – Planejamento fatorial 2 <sup>2</sup> e suas variações. ....	37
<b>Tabela 8</b> – Parâmetros estabelecidos por DCCR.....	37
<b>Tabela 9</b> – Caracterização do afluente sintético simulando esgoto sanitário doméstico.....	38
<b>Tabela 10</b> – Valores médios do pH do efluente tratado, em cada uma das etapas. ....	41
<b>Tabela 11</b> – Produção de biogás durante todas as etapas. ....	43
<b>Tabela 12</b> – Estimativas para geração de biogás. ....	45
<b>Tabela 13</b> – Características físico-químicas do reator e suas respectivas eficiências na redução da DQOb.....	48
<b>Tabela 14</b> – Variáveis do DCCR e resultados na redução da DQOb. ....	51
<b>Tabela 15</b> – Estimativas para redução da DQOb.....	51
<b>Tabela 16</b> – ANOVA – Análise de variância na redução da DQOb. ....	52
<b>Tabela 17</b> – Condição ótima e análise experimental. ....	57

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
Afl	Afluente sintético
ANOVA	Análise de variância
AT	Alcalinidade Total
AV	Ácidos Voláteis
COV	Carga Orgânica Volumétrica
DCCR	Delineamento Composto Central Rotacional
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DQO <sub>b</sub>	Demanda Química de Oxigênio em amostra bruta
Efl	Efluente
HUASB	Reator Anaeróbio Híbrido
LabSan	Laboratório de Saneamento
pH	Potencial Hidrogeniônico
PVC	Policloreto de vinila
ST	Sólidos Totais
STF	Sólidos Totais Fixos
STV	Sólidos Totais Voláteis
T	Temperatura
TDH	Tempo de detenção hidráulica
TUR	Turbidez
UASB	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>
UTFPR	Universidade Tecnológica Federal do Paraná

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	<b>16</b>
1.1 JUSTIFICATIVA.....	17
1.2 OBJETIVOS.....	18
1.2.1 Objetivo geral.....	18
1.2.2 Objetivos específicos.....	18
<b>2 REVISÃO DE LITERATURA</b> .....	<b>19</b>
2.1 MICROBIOLOGIA DE PROCESSOS ANAERÓBIOS .....	19
2.1.1 Domínios <i>Archaea</i> e <i>Bacteria</i> e seus processos metabólicos .....	19
2.1.2 Temperatura.....	21
2.1.3 pH e alcalinidade .....	22
2.2 PROCESSOS DE DIGESTÃO ANAERÓBIA .....	23
2.3 REATOR ANAERÓBIO HÍBRIDO .....	26
<b>3 MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	<b>32</b>
3.1 APARATO EXPERIMENTAL.....	32
3.2 EFLUENTE SINTÉTICO .....	35
3.3 PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL.....	35
3.4 ANÁLISES EXPERIMENTAIS .....	36
<b>4 RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	<b>37</b>
4.1 DEFINIÇÃO DAS ETAPAS .....	37
4.2 CARACTERÍSTICAS DO EFLUENTE SINTÉTICO.....	38
4.3 DESEMPENHO DO REATOR ANAERÓBIO HÍBRIDO .....	39
4.3.1 Produção de biogás .....	43
4.3.2 Análises e comparações na remoção de matéria orgânica .....	48
4.3.3 Modelo de regressão .....	56
<b>5 CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	<b>58</b>
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>59</b>
<b>ANEXO 1 – GRÁFICOS DE MÉDIAS DE TEMPERATURAS</b> .....	<b>67</b>

## 1 INTRODUÇÃO

Uma das alternativas para o tratamento de águas residuárias é a utilização do processo digestório anaeróbio, sendo muito atrativa por seu baixo gasto de energia (ELMITWALLI; ZANDVOORT; ZEEMAN, 1999), se comparado a outras técnicas, uma vez que a remoção de matéria orgânica ocorre pelo processo natural do metabolismo de bactérias e arqueias.

Os sistemas anaeróbios apresentam outras características favoráveis a seu uso, tais como, baixa taxa de geração de lodo, baixo custo de construção, são sistemas compactos, sem necessidade de grandes áreas para sua implantação (CHERNICHARO, 2007), além de gerarem gases como metano ( $\text{CH}_4$ ) e gás hidrogênio ( $\text{H}_2$ ), que podem vir a ser utilizados como biogás.

Devido ao baixo custo de operação, os reatores anaeróbios são comumente utilizados em países como Brasil, Índia, Colômbia, Indonésia e Egito, no tratamento de esgoto doméstico. Outro fator importante para o uso da digestão anaeróbia nesses países é o de estarem localizados em regiões tropicais, com temperaturas médias elevadas durante todo o ano, o que promove uma maior atividade microbiológica.

Até o ano de 2019, o Brasil possuía 1373 unidades de reatores anaeróbios como tratamento ou pré-tratamento de outros processos, sendo deles, um total de 419 unidades de reatores do tipo UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket* – Reator Anaeróbio de Manta de Lodo e Fluxo Ascendente) em operação, com uma eficiência de remoção de matéria orgânica de até 80% (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, 2020).

Como uma alternativa para o tratamento anaeróbio, foram propostos por Maxham e Wakamiya, em 1981, os reatores híbridos, nos quais é realizada uma adaptação dos reatores do tipo UASB, com a inserção de material filtrante na parte superior do reator, para a retenção do lodo e desenvolvimento de biofilme, o que eleva a taxa de eficiência de remoção de matéria orgânica do efluente (NARRA; BALASUBRAMANIAN; MEHTA *et al.* 2014).

Para o presente estudo, pretende-se verificar o desempenho de um reator anaeróbio híbrido em regiões temperadas ou de altitudes elevadas, em que as temperaturas médias inverniais chegam a valores abaixo do esperado em tratamentos anaeróbios, devido à diminuição da atividade microbiológica com a redução da temperatura.

Para a verificação do desempenho em temperaturas psicrófilas, um reator híbrido, em escala piloto, foi mantido em ambiente com temperatura controlada, a fim de simular seu funcionamento nesses ambientes no período invernal.

## 1.1 JUSTIFICATIVA

O tratamento de efluentes com reatores anaeróbios híbridos tem mostrado grande eficiência em ambientes com temperaturas elevadas, como nas zonas tropicais ou em ambientes com temperatura elevada controlada.

Na literatura é possível verificar o uso desse tipo de reator em inúmeros trabalhos, com variadas eficiências no tratamento de diferentes tipos de efluentes, porém com temperaturas mesófilas ou termófilas, um exemplo disto é o estudo de Musa e Idrus (2020), que obtiveram uma eficiência máxima de 97% na remoção de matéria orgânica, com uma temperatura em 37 °C, equivalente a uma região tropical.

Apesar desse volume de trabalhos, ainda carecem estudos para regiões temperadas, contingente expressivo do globo, cujas temperaturas, nos períodos inverniais, permanecem na faixa psicrófila.

De acordo com o levantamento bibliográfico realizado para este projeto, existem poucos dados sobre a eficiência dos reatores anaeróbios híbridos para temperaturas psicrófilas, fato que destaca a relevância do trabalho realizado.

## 1.2 OBJETIVOS

### 1.2.1 Objetivo geral

Avaliar o desempenho de reator anaeróbio híbrido, em escala piloto, em ambiente com temperatura baixa controlada, tratando efluente doméstico sintético, com diferentes tempos de detenção hidráulica.

### 1.2.2 Objetivos específicos

- i. Avaliar a influência da temperatura na taxa de remoção de matéria orgânica;
- ii. Avaliar a eficiência e estabilidade de um reator híbrido em ambientes com temperaturas baixas, de 6,00 a 15,00 °C;
- iii. Avaliar a influência da temperatura na geração de biogás pelo reator anaeróbio híbrido.

## 2 REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1 MICROBIOLOGIA DE PROCESSOS ANAERÓBIOS

Diferentes organismos desempenham importantes papéis no tratamento de efluentes, tais como arqueias, bactérias, algas, protozoários, nematódeos, dentre outros, dependendo das características do efluente em que se encontram (QASIM; ZHU, 2018).

O tratamento de efluentes domésticos está intrinsecamente ligado ao processo de digestão anaeróbia, realizado por micro-organismos procarióticos de dois domínios: *Archaea* e *Bacteria*.

#### 2.1.1 Domínios *Archaea* e *Bacteria* e seus processos metabólicos

Os ambientes aquáticos formados por efluentes possuem características que permitem a sobrevivência e o desenvolvimento de diferentes organismos. Ainda que neles existam seres nocivos a outros grupos de seres vivos, são justamente micro-organismos como arqueias e bactérias os responsáveis pela diminuição da demanda de matéria orgânica presente nesses habitats, por meio do metabolismo desses seres.

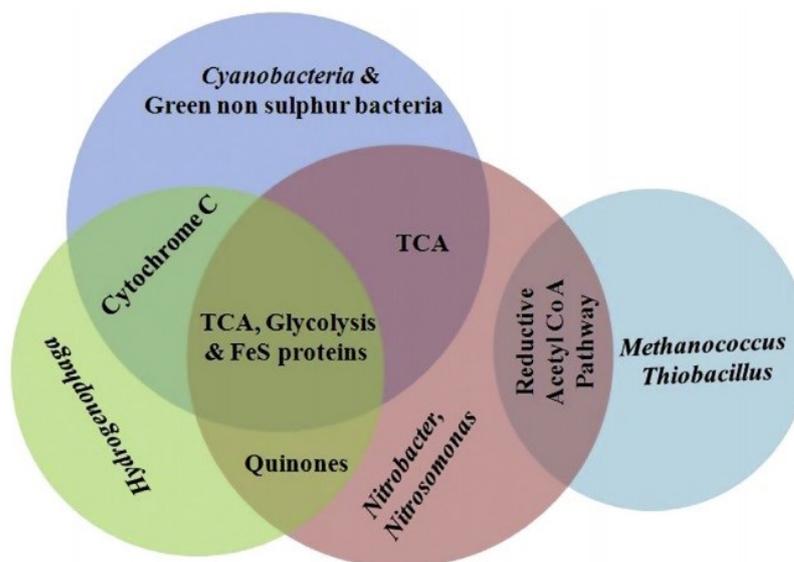
O metabolismo é a combinação do anabolismo – reações de síntese – com o catabolismo – reação de decomposição (RODWELL; BENDER; BOTHAM *et al.*, 2017). São nesses processos que ocorrem as transformações da decomposição da matéria orgânica, presente nos efluentes.

Nas reações catabólicas, substâncias complexas presentes no meio são decompostas em substâncias mais simples ou subprodutos (CAYETANO; KIM; PARK *et al.*, 2022). Essas substâncias, por sua vez, poderão ser utilizadas por outros organismos, como será abordado no processo de digestão anaeróbia.

Por meio da energia liberada no interior da célula pelas reações catabólicas, o micro-organismo, durante o anabolismo, sintetiza proteínas necessárias para seu desenvolvimento. Essas ações resultam na transformação dos compostos químicos do meio em que se encontra.

As relações entre o metabolismo de diferentes micro-organismos, em um mesmo ambiente, podem ser observadas na Figura 1.

Figura 1 – Relação entre bactérias em um mesmo ambiente.



FONTE: Prakasham e Kumar (2019)

Os metabólitos de diferentes bactérias, apresentados na Figura 1, são utilizados por outros micro-organismos para o funcionamento de seus próprios metabolismos, ocorrendo uma interação e dependência entre esses seres e com o meio (PRAKASHAM; KUMAR, 2019).

O crescimento populacional de arqueias e bactérias depende, além do metabolismo desses seres, de outros fatores, como a síntese de macromoléculas e de DNA, a divisão celular, a disponibilidade de nutrientes (WHITE, 2007), dentre outros.

Em ambientes em que as condições do meio favorecem o crescimento e a divisão celular de organismos procarióticos, formam-se, sobre superfícies sólidas, uma camada fina e viscosa, denominada biofilme, o qual é composto por comunidades de diferentes espécies de bactérias e arqueias (WHITE, 2007).

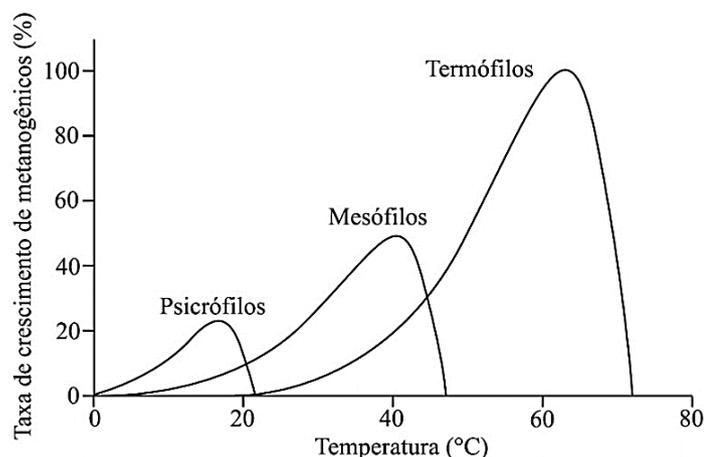
Assim como acontece com qualquer objeto submerso em ambientes aquáticos, as superfícies em contato com o efluente, no interior dos reatores, tendem a formar o biofilme, o que permite aumentar a população de arqueias e bactérias. A adesão desses micro-organismos à superfície está relacionada às características do material suporte, a maior porosidade, por exemplo, permite melhor fixação dos organismos anaeróbios (NARRA; BALASUBRAMANIAN; MEHTA *et al.*, 2014). Como será abordado mais adiante, as características do efluente afetarão diretamente a presença desses organismos.

### 2.1.2 Temperatura

A temperatura do meio interfere diretamente no metabolismo e no desenvolvimento de arqueias e bactérias, além de alterar as características físico-químicas do efluente e na solubilização dos gases no líquido. Cada micro-organismo tem três pontos térmicos definidos, que são suas temperaturas cardiais: as temperaturas mínima e máxima, que atuam inibindo o crescimento celular, e a temperatura ótima, em que o organismo tem a maior atividade enzimática, resultando em maior crescimento celular (BAKA; DERLINDEN; BOONS *et al.*, 2013).

As arqueias e bactérias, que formam o biofilme no interior de um reator, responsáveis pelo processo de digestão anaeróbia, são classificadas, de acordo com suas temperaturas cardiais, em organismos psicrófilos (com maior atividade em temperaturas baixas), mesófilos (com maior atividade em temperaturas medianas) e termófilos (com maior atividade em temperaturas altas) (LETTINGA; REBAC; ZEEMAN, 2001; BAKA; DERLINDEN; BOONS *et al.*, 2013). Suas taxas de crescimento relacionadas com a temperatura do meio podem ser observadas na Figura 2.

Figura 2 – Atividade de micro-organismos psicrófilos, mesófilos e termófilos.



FONTE: Lettinga, Rebac e Zeeman (2001).<sup>1</sup>

Usualmente a digestão anaeróbia é realizada por micro-organismos mesófilos, em temperaturas entre 30 e 37 °C, ou termófilos, em temperaturas entre 50 e 55 °C (FAIR;

---

<sup>1</sup> Tradução do autor.

MOORE, 1934, apud HIDAHA; NAKAMURA; ORITATE *et al.*, 2022), mas também pode ocorrer sob condições psicrofílicas, abaixo dos 18 °C, porém com baixa capacidade de hidrólise, reduzindo a eficiência do tratamento de efluentes (LEÓN; VARGAS-MACHUCA; CORONA *et al.*, 2018; HIDAHA; NAKAMURA; ORITATE *et al.*, 2022). Ainda assim, alguns organismos metanogênicos podem se desenvolver em temperaturas muito baixas, na faixa de 0,6 a 1,2 °C (DENG; LIU; WANG, 2020).

Embora a digestão anaeróbia possa ser utilizada para o tratamento de efluentes domésticos em temperaturas baixas, entre 10 e 30 °C, aumentará a dissolução do metano no efluente tratado (METCALF; EDDY, 2014; CRONE; GARLAND; SORIAL *et al.*, 2016).

Vale destacar que temperaturas altas podem trazer mais problemas para os micro-organismos do que temperaturas baixas, uma vez que altas temperaturas podem inativar enzimas desses organismos, causando danos a eles (VELASCO; FRANCO-MORGADO; REVAH *et al.*, 2019; DENG; LIU; WANG, 2020), contudo, essas variações de temperaturas não são constantes, dependendo das características dos organismos em questão. Ainda segundo Deng, Liu e Wang (2020), mudanças de temperaturas que excedem 2 °C podem ocasionar redução na produção de metano.

### 2.1.3 pH e alcalinidade

Assim como ocorre com a temperatura, os micro-organismos presentes no reator anaeróbio respondem ao pH do ambiente, possuindo faixas ideais para seu desenvolvimento. Durante o processo de digestão anaeróbia, normalmente ocorre variação no pH do efluente, de acordo com a atividade enzimática das arqueias e bactérias envolvidas no processo. Como o pH influencia diretamente na atividade celular desses micro-organismos, alterações bruscas podem afetar o funcionamento do reator (GERARDI, 2003; CHERNICHARO, 2007; MAGDALENA; BALLESTEROS; GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ, 2020).

Comumente as arqueias metanogênicas se desenvolvem bem em ambiente com pH próximo a neutralidade, variando entre 6,8 e 7,2 (GERARDI, 2003; NÁTHIA-NEVES; BERNI; DRAGONE *et al.*, 2018). Segundo Chernicharo (2007), se um reator opera constantemente com o pH inferior a 6,5 ou superior a 8,0, a produção de metano será reduzida. Além disso, mudanças repentinas no pH podem afetar a atividade dos micro-organismos ali presentes.

As bactérias fermentativas, por sua vez, possuem uma faixa ótima de pH entre 5,0 e 6,0 e sua atividade pode diminuir o pH do reator, acelerando a atividade desses micro-organismos, levando a inibição das arqueias metanogênicas (SILVEIRA, 2015).

O pH sofre influência direta do dióxido de carbono e da alcalinidade, ambos gerados pela atividade dos micro-organismos. Ainda que o dióxido de carbono atue diminuindo o pH, a alcalinidade auxilia no controle de alterações bruscas no pH, promovendo estabilidade no processo de digestão (KAYSER, 2001; GERARDI, 2003; CHERNICHARO, 2007).

## 2.2 PROCESSOS DE DIGESTÃO ANAERÓBIA

As condições do ambiente, como a disponibilidade de compostos diluídos no meio líquido, permitirão o desenvolvimento dos micro-organismos ali presentes. As características do meio são responsáveis pelo controle da diversidade de seres. Uma das classificações desses ambientes, relacionada à presença do gás oxigênio, pode ser observada na Tabela 1.

Tabela 1 – As condições do meio e os processos de obtenção de energia.

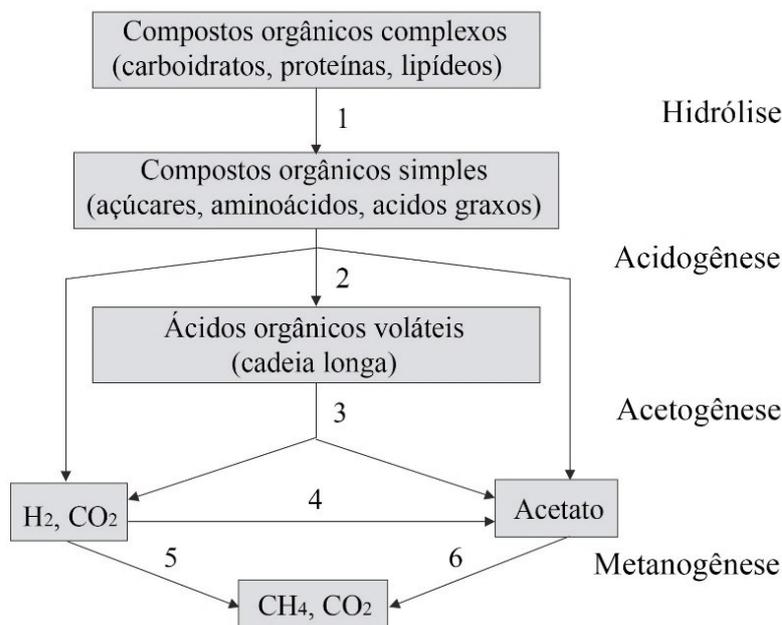
Condição	Substância presente	Substância liberada	Tipo de processo
Aeróbio	Oxigênio (O <sub>2</sub> )	Água (H <sub>2</sub> O)	Metabolismo aeróbio
Anóxico	Nitrato (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	Gás nitrogênio (N <sub>2</sub> )	Redução de nitrato
Anaeróbio	Sulfato (SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> ) Dióxido de carbono (CO <sub>2</sub> )	Sulfeto (H <sub>2</sub> S) Metano (CH <sub>4</sub> )	Redução de sulfeto Metanogênese

FONTE: Adaptado de von Sperling (2007).

A remoção de matéria orgânica ocorre por meio de diferentes micro-organismos, nos ambientes aeróbios, anóxicos e anaeróbios, porém, apenas quando o gás oxigênio não está presente e o nitrato finaliza, a condição anaeróbia ocorre (VON SPERLING, 2007; AHAMMAD; SREEKRISHNAN, 2016). Sob essa condição, inicia a digestão anaeróbia, que ocorre naturalmente em ambientes aquáticos e terrestres (AWE; ZHAO; NZIHOU *et al.*, 2017; NÁTHIA-NEVES; BERNI; DRAGONE *et al.*, 2018).

No processo de digestão anaeróbia há a conversão de matéria orgânica complexa em subprodutos, tais como metano (CH<sub>4</sub>), dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), água (H<sub>2</sub>O), sulfeto de hidrogênio (H<sub>2</sub>S), hidrogênio (H<sub>2</sub>), nitrogênio (N<sub>2</sub>), monóxido de carbono (CO) e amônia (NH<sub>3</sub>), passando por quatro fases: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metagênese (HATTI-KAUL; MATTIASSON, 2016; AHAMMAD; SREEKRISHNAN, 2016; AWE; ZHAO; NZIHOU *et al.*, 2017; MAGDALENA; BALLESTEROS; GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ, 2020; MULLAI; VISHALI; YOGESWARI *et al.*, 2020; AKINDOLIRE; RAMA; ROOPNARAIN, 2022). Na Figura 3 é apresentado um esquema sobre as fases de digestão, descritas a seguir.

Figura 3 – Fases do processo de digestão anaeróbia



FONTE: von Sperling e Chernicharo (2005).<sup>2</sup>

LEGENDA: 1, 2 – Organismos fermentativos hidrolíticos; 3 – organismos acetogênicos produtores de hidrogênio; 4 – organismos acetogênicos consumidores de hidrogênio; 5 – organismos metanogênicos utilizadores de hidrogênio; 6 – organismos metanogênicos acetoclástico.

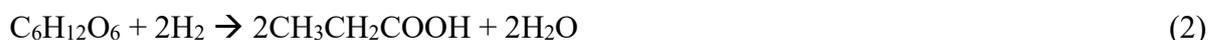
A hidrólise é a primeira fase e a mais lenta do processo de digestão anaeróbia. Nela substâncias complexas como polissacarídeos, proteínas e lipídeos, por meio da ação de enzimas liberadas por bactérias fermentativas, são quebradas em moléculas mais simples como mono e dissacarídeos, aminoácidos, açúcares e ácidos graxos. Nesse processo, temperaturas baixas, inferiores a 20 °C, podem interferir em sua velocidade (AHAMMAD; SREEKRISHNAN, 2016; NÁTHIA-NEVES; BERNI; DRAGONE *et al.*, 2018; MULLAI; VISHALI; YOGESWARI *et al.*, 2020).

Durante a acidogênese, bactérias acidogênicas convertem as substâncias produzidas na hidrólise em ácidos orgânicos, ácidos graxos, dióxido de carbono, hidrogênio, amônia e sulfeto de hidrogênio. A produção desses compostos reduz o pH, favorecendo a ação de bactérias acidogênicas e acetogênicas (AHAMMAD; SREEKRISHNAN, 2016; NÁTHIA-NEVES; BERNI; DRAGONE *et al.*, 2018; MULLAI; VISHALI; YOGESWARI *et al.*, 2020).

Nesta fase, são gerados o ácido etanoico ( $\text{CH}_3\text{COOH}$ ), representado na Equação 1, o ácido propanoico ( $\text{CH}_3\text{CH}_2\text{COOH}$ ), representado na Equação 2, o ácido butanoico

<sup>2</sup> Tradução do autor.

(CH<sub>3</sub>CH<sub>2</sub>CH<sub>2</sub>COOH) e o etanol (C<sub>2</sub>H<sub>5</sub>OH), representado na Equação 3 (ABDELGADIR; CHEN; LIU, 2014).



Na acetogênese, os compostos gerados na etapa anterior são convertidos em substâncias como o hidrogênio, dióxido de carbono e acetato que, por sua vez, reduz ainda mais o pH do sistema, facilitando o desenvolvimento e atividade de arqueias metanogênicas, com as quais essa fase tem forte relação (CHRISTY; GOPINATH; DIVYA, 2014; AHAMMAD; SREEKRISHNAN, 2016; NÁTHIA-NEVES; BERNI; DRAGONE *et al.*, 2018; MULLAI; VISHALI; YOGESWARI *et al.*, 2020).

Nessa etapa tem-se, como exemplos, a transformação da glicose e do etanol em acetato (CH<sub>3</sub>COO<sup>-</sup>) (ABDELGADIR; CHEN; LIU, 2014), como poder ser observado, respectivamente, nas Equações 4 e 5.



Nessa última fase, arqueias metanogênicas, em meio anóxico, realizam a produção de metano e água utilizando dióxido de carbono e hidrogênio. Outra forma de produção ocorre na redução de ácido acético (CH<sub>3</sub>COOH) em metano e dióxido de carbono (CHRISTY; GOPINATH; DIVYA, 2014; AHAMMAD; SREEKRISHNAN, 2016; NÁTHIA-NEVES; BERNI; DRAGONE *et al.*, 2018; MULLAI; VISHALI; YOGESWARI *et al.*, 2020).

Algumas das reações que ocorrem durante a metanogênese são a síntese do gás hidrogênio com o dióxido de carbono e a decomposição do ácido etanoico e do metanol (CH<sub>3</sub>OH) (ABDELGADIR; CHEN; LIU, 2014; ZABRANSKA; POKORNA, 2018), representados, respectivamente, pelas Equações 6, 7 e 8.



Durante as fases de acetogênese e a metanogênese, as bactérias redutoras de sulfato e as arqueias metanogênicas competem pelo hidrogênio disponível e, por meio de seus respectivos metabolismos, geram sulfeto de hidrogênio e metano (GERARDI, 2003).

As concentrações de metano e de dióxido de carbono podem chegar, respectivamente, a 50-70% e 25-45%, sendo os outros gases como hidrogênio, nitrogênio e sulfeto de hidrogênio em quantidades menores (GERARDI, 2003; MULLAI; VISHALI; YOGESWARI *et al.*, 2020).

Assim como a hidrólise, a metanogênese também reage a temperaturas baixas, nesse caso, quando inferiores a 10 °C, diminuindo sua atividade (ZHANG; VRIEZE; HENDRICKX *et al.*, 2018).

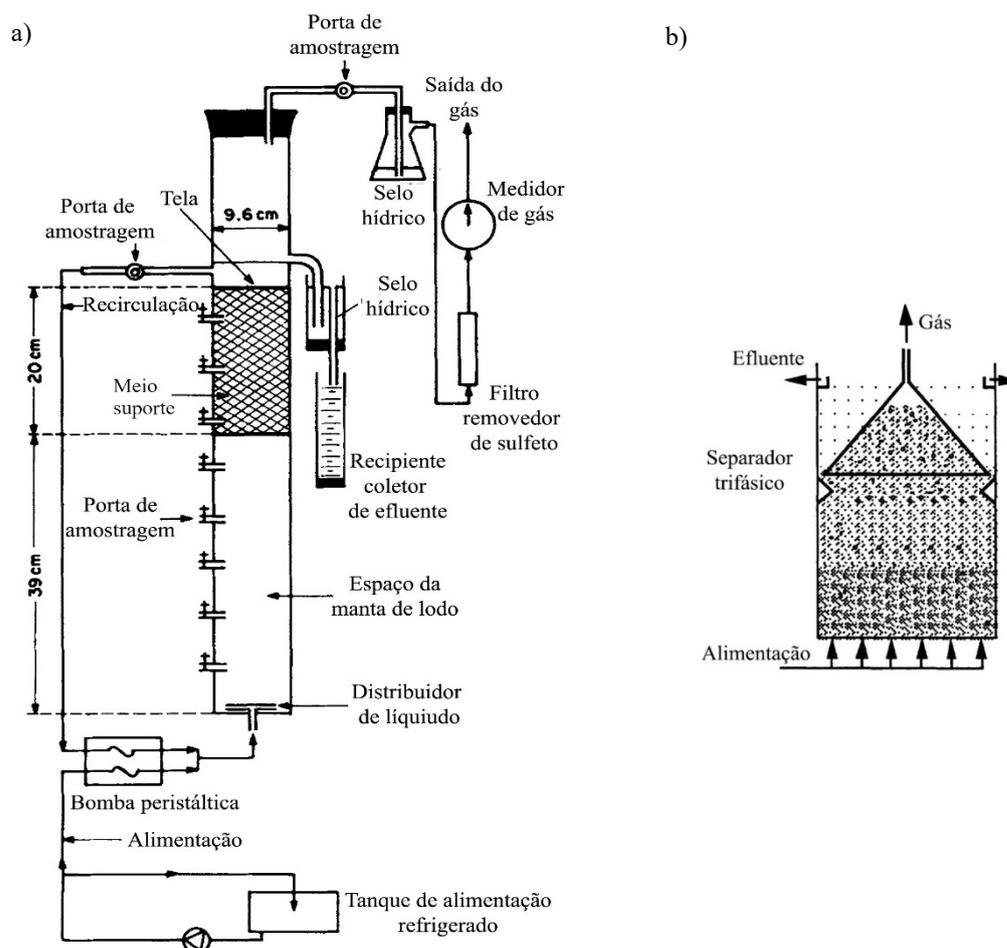
### 2.3 REATOR ANAERÓBIO HÍBRIDO

O reator anaeróbio híbrido possui diferentes designações, podendo ser chamado de *Sludge Blanket Filter* – Filtro de Manta de Lodo (SBF), *Upflow Blanket Filter* – Filtro de Manta de Fluxo Ascendente (UBF), *Hybrid Upflow Anaerobic Sludge Blanket* – Reator Anaeróbio de Manta de Lodo e Fluxo Ascendente Híbrido (HUASB), *Sludge Blanket Anaerobic Filter* – Filtro Anaeróbio de Manta de Lodo (SBAF) (TILCHE; VIEIRA, 1991; MULLAI; VISHALI; YOGESWARI *et al.*, 2020).

O HUASB combina o uso de um reator do tipo UASB com a adição de um filtro ou meio suporte na parte superior, a fim de reter a biomassa no interior do reator (TILCHE; VIEIRA, 1991). Um exemplo de reator anaeróbio híbrido pode ser observado na Figura 4a.

Além de auxiliar na retenção da biomassa, o material suporte na porção superior do reator, com a ação dos micro-organismos presentes nessa região, contribui para a redução da demanda química de oxigênio (DQO) (TILCHE; VIEIRA, 1991). As características do material suporte, como citado anteriormente, definirá a capacidade de retenção do biofilme.

Figura 4 – Esquema de reator anaeróbio híbrido UBF (*Upflow Blanket Filter*) e do separador trifásico.



FONTE: Figura 4a: Guiot e van den Berg (1984)<sup>3</sup>. Figura 4b: Adaptado de Tilche e Vieira (1991)<sup>4</sup>.

Para a remoção do gás do interior do reator híbrido existe uma estrutura denominada separador trifásico, apresentado na Figura 4b, cuja função é permitir a remoção do líquido e do gás, sem a perda de biomassa (MULLAI; VISHALI; YOGESWARI *et al.*, 2020). Dependendo do modelo do reator híbrido utilizado, pode estar presente um ou mais desses separadores, sendo instalados acima do leito fixo e acima do leito móvel.

Na literatura é possível verificar o uso de diferentes tempos de detenção hidráulica (TDH), no uso desses reatores, como pode ser observado na Tabela 2 e na Tabela 3. Michelin *et al.* (2022), verificando os efeitos da temperatura e do TDH na produção de biogás, obtiveram eficiências nas reduções de DQO<sub>b</sub> entre 69 e 83%, com os TDH de 8 e 10 h.

<sup>3</sup> Tradução do autor.

<sup>4</sup> Tradução do autor.

Alguns trabalhos realizados com reatores híbridos no tratamento de esgoto sanitário podem ser observados na Tabela 2.

Tabela 2 – Reatores anaeróbios híbridos utilizados no tratamento de esgoto doméstico.

<b>Autores</b>	<b>Tipo de recheio</b>	<b>V (L)</b>	<b>TDH (h)</b>	<b>T (°C)</b>	<b>COV (kg DQO m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup>)</b>	<b>DQO efl (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	<b>DQO red (%)</b>	<b>Biogás (mL.d<sup>-1</sup>)</b>
ELMITWALLI, T. A. <i>et al.</i> (2002)	Espuma de poliuretano reticulada	88	4	13	–	588	57	–
GODINHO, J. P. (2016)	Anéis corrugados de PVC	22,1	4-12	15-22	0,25-1,25	761	74-81	–
LIMA, D. A. <i>et al.</i> (2015)	Cubos de esponja de poliuretano	52	11,5	–	–	490	77	–
MICHELON, L. K. (2022)	Anéis corrugados de PVC	22,1	8-12	14-21	0,6-1,1	314	69-83	2457-4400
MORANDINI, N. A. (2022)	Anéis corrugados de PVC	22,1	8	15-20	1,25	490	85	600-6230
PATEL, B. B.; RANA, P. H. (2022)	Conchas	3,5	3-6	33-41	0,5-6	503	50-55	1100-3500
PATEL, B. B.; RANA, P. H. (2022)	Miçangas de PVA	3,5	3-6	33-41	0,5-6	503	63-66	1100-3500
PATEL, B. B.; RANA, P. H. (2022)	Fibra de coco	3,5	3-6	33-41	0,5-6	503	70-74	1100-3500
RAMOS, J. G. V. S. (2021)	Anéis corrugados de PVC	22,1	8	18-28	1,24	414	90	4450-5540

FONTE: O autor (2023).

LEGENDA: V: volume do reator; TDH: tempo de detenção hidráulica; T: temperatura; COV: carga orgânica volumétrica; DQO efl: demanda química de oxigênio do efluente; DQO red: eficiência na redução de demanda química de oxigênio.

Na Tabela 3 estão dispostos trabalhos com temperaturas mesófilas, utilizando reatores anaeróbios híbridos, com diferentes recheios, tratando diferentes tipos de efluentes.

Tabela 3 – Reatores híbridos utilizados em temperaturas mesófilas.

<b>Autores</b>	<b>Tipo de efluente</b>	<b>Tipo de recheio</b>	<b>V (L)</b>	<b>TDH (h)</b>	<b>T (°C)</b>	<b>COV (kg DQO m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup>)</b>	<b>DQO efl (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	<b>DQO red (%)</b>	<b>Biogás (mL.d<sup>-1</sup>)</b>
BANU, J. R. <i>et al.</i> (2006)	Sago (tapioca)	Cubos de espuma de poliuretano	5,6	56	–	10,7-24,7	6000	87-91	–
GUIOT, S. R. <i>et al.</i> (1984)	Residuária de refinaria de açúcar	Anéis plásticos	4,25	13	27	26	2500-3000	93	–
LOGANATH, R.; MAZUMDER, D. (2018)	Matadouro de búfalo	Polipropileno	13,5	6-24	37	1,13-14,25	2200	44-89	11250-61500
MORTEZAEI, Y. <i>et al.</i> (2018)	Residuária de iogurte	Basalto vesicular	5,4	25-100	35	0,38-7,68	1000-15000	71-92	134,64-3384
MUSA, M. A.; IDRUS, S. (2020)	Matadouro de gado	Grama sintética	12	24-48	37	0,5-1,75	32000	97	38000
NARRA, M. <i>et al.</i> (2014)	Residual da fermentação alcoólica da palha de arroz	Cascalho	24,5	72-360	–	861-4313	12950	43,57-65,41	4,1-13,5
NARRA, M. <i>et al.</i> (2014)	Residual da fermentação alcoólica da palha de arroz	Pedra-pomes	24,6	72-360	–	861-4313	12950	48,88-69,20	4,8-13,8
NARRA, M. <i>et al.</i> (2014)	Residual da fermentação alcoólica da palha de arroz	Selas de polipropileno	26,5	72-360	–	861-4313	12950	47,14-68,39	4,4-14,5
NARRA, M. <i>et al.</i> (2014)	Residual da fermentação alcoólica da palha de arroz	Selas de cerâmica	24,1	72-360	–	861-4313	12950	45,85-65,54	4,4-14,5
OKTEM, Y. A. <i>et al.</i> (2007)	Farmacêutico	Anéis de polipropileno	14	48	–	1-9	–	85	–
ÖZTÜRK, I. <i>et al.</i> (1993)	Esgoto industrial	Anéis plásticos	8,1	5-23	35	2,54-7,1	–	45-89,5	–

<b>Autores</b>	<b>Tipo de efluente</b>	<b>Tipo de recheio</b>	<b>V (L)</b>	<b>TDH (h)</b>	<b>T (°C)</b>	<b>COV (kg DQO m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup>)</b>	<b>DQO efl (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	<b>DQO red (%)</b>	<b>Biogás (mL.d<sup>-1</sup>)</b>
PRIYA, M. <i>et al.</i> (2015)	Sago (tapioca)	Anéis de polipropileno	4,7	24	27	0,75-9	–	77-88 / 68-76	2000-2800
RAJAGOPAL, R. <i>et al.</i> (2010)	Destilaria	Cilindros de polipropileno	9,8	25-27	33	–	20000	84-87	–
RAMAKRISHNAN, A.; SURAMPALLI, R. Y. (2012)	Compostos fenólicos (carvão)	Anéis de PVC	13,5	7,2-18	27-35	–	21100	92	10000
RAVICHANDRAN, P.; BALAJI, K. (2019)	Papel e celulose /	Bioballs	27,3	7,97-23,55	32-33	–	2503-7996	68,60-92,19	–
ROSAS-MENDOZA <i>et al.</i> (2017)	Indústria de cítricos	Extendosphere <sup>TM</sup>	2,53	–	35	5-10 g/d	14799	85	–
THIYAGU, R.; SIVARAJAN, P. (2018)	Destilaria	Espirais Fujino de cloreto de vinila	12,5	24	30	0,25-2,3	–	95	–
YANQORITHA, N. <i>et al.</i> (2018)	Tofu	Bioballs	8,6	24	–	4,8	–	86,41	7700

FONTE: O autor (2023).

LEGENDA: V: volume do reator; TDH: tempo de detenção hidráulica; T: temperatura; COV: carga orgânica volumétrica; DQO efl: demanda química de oxigênio do efluente; DQO red: eficiência na redução de demanda química de oxigênio.

Na literatura é possível verificar o uso de reatores UASB, também um reator anaeróbio, com temperaturas baixas, no tratamento de esgoto doméstico, como pode ser observado na Tabela 4.

Tabela 4 – Reatores UASB utilizados em temperaturas baixas.

<b>Autores</b>	<b>V</b> (L)	<b>TDH</b> (h)	<b>T</b> (°C)	<b>COV</b> (kg DQO m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )	<b>DQO<sub>b</sub> efl</b> (mg.L <sup>-1</sup> )	<b>DQO<sub>b</sub> red</b> (%)
AKILA, G.; CHANDRA, T. S. (2007)	5,65	24-168	15	0,05-7,25	800-8000	83-90
ELMITWALLI, T.; OTTERPOHL, R. (2011)	7	8-20	14-25	–	647-682	31-41
ESPARZA-SOTO, M. <i>et al.</i> (2022)	244	6	14-20	6,7-11,6	1711-2941	70-90
LEÓN, E. S. <i>et al.</i> (2018)	10	6-36	17-19	–	430-800	60-74
SAFITRI, A. S. <i>et al.</i> (2022)	1	–	2,5-25	1,3-152	502-1669	50-70
STAZI, A. <i>et al.</i> (2022)	0,9	12-22	15	–	472-560	53-87
UEMURA, S.; HARADA, H. (2000)	21,5	4,7	13-25	–	115-595	64-70
ZHANG, L. <i>et al.</i> (2018)	130	6	10-20	–	630	60
ZHANG, Y. <i>et al.</i> (2020)	4,7	16-36	16,5	–	105-462	62-75

FONTE: O autor (2023).

LEGENDA: V: volume do reator; TDH: tempo de detenção hidráulica; T: temperatura; COV: carga orgânica volumétrica; DQO efl: demanda química de oxigênio do efluente; DQO red: eficiência na redução de demanda química de oxigênio.

### 3 MATERIAL E MÉTODOS

Na realização desse estudo foi utilizado um reator anaeróbio híbrido, armazenado no interior de uma câmara térmica, com temperatura controlada e alimentado por efluente sintético simulando esgoto doméstico, para posterior análises.

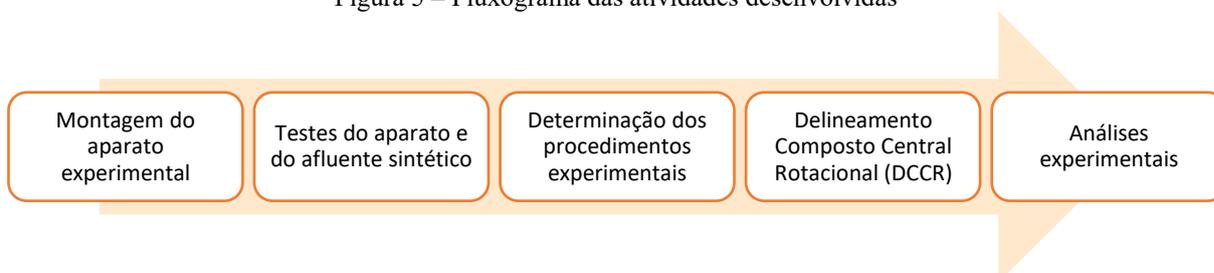
Esse reator já estava estabilizado e em operação no LabSan da UTFPR, em Curitiba – PR, tendo sido utilizado anteriormente por Michelon (2019) – para verificar os efeitos da temperatura e do TDH na produção de biogás –, Ramos (2021) – para testar a recuperação de metano dissolvido no efluente – e Morandini (2022) – no uso de câmara de dessorção para a remoção do metano dissolvido.

Durante a fase experimental, em todas as alterações de funcionamento do reator, como novos TDH ou temperaturas, o efluente era analisado até ser constatada sua estabilização, para então serem obtidas as amostras para uso no trabalho.

Ao serem estabelecidas e aplicadas as variáveis por DCCR, o reator estava funcionando à temperatura ambiente.

A Figura 5 apresenta um fluxograma com as principais atividades realizadas durante o experimento.

Figura 5 – Fluxograma das atividades desenvolvidas



FONTE: O autor (2023).

#### 3.1 APARATO EXPERIMENTAL

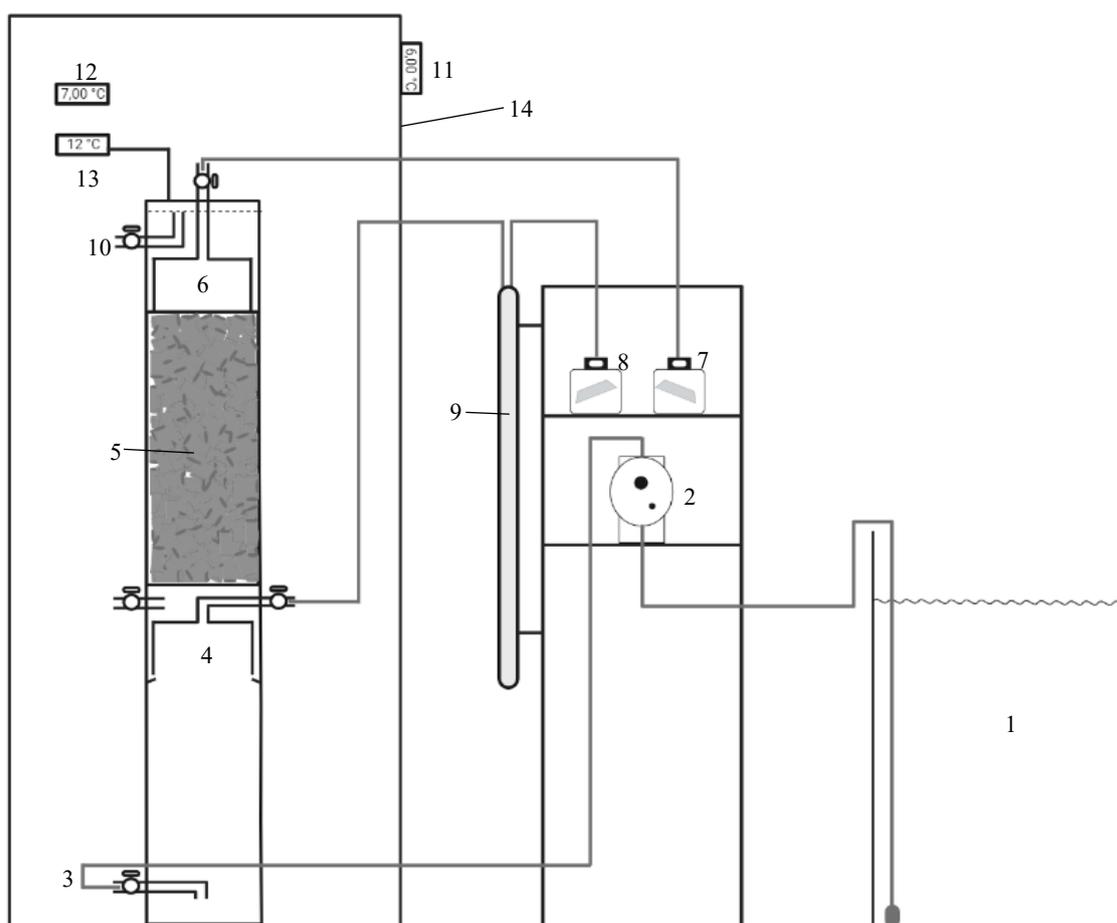
O reator anaeróbio do tipo híbrido utilizado, em escala piloto, construído em vidro, tinha as dimensões de 1,00 m de altura, 0,12 m de largura e 0,20 m de profundidade, compreendendo um volume total de 24,00 L, sendo seu volume útil de 22,10 L.

Internamente, constitui-se pela combinação de um reator do tipo UASB, na parte inferior, com um material filtrante, na parte superior, para a qual foram utilizados tubos corrugados de policloreto de vinila (PVC), utilizado anteriormente por Yanqoritha *et al.* (2018),

com densidade de  $1,40 \text{ g.mL}^{-1}$  e dimensões de 3,00 cm de comprimento e 2,00 cm de diâmetro, totalizando uma área superficial de  $37,70 \text{ cm}^2$  por unidade.

A zona de leito de lodo, na região inferior, compreende o leito móvel, permitindo o desenvolvimento de biomassa desde a base do reator até a altura de 0,33 m, ocupando um volume de 7,92 L. Logo acima dessa região localiza-se um separador trifásico, com 0,08 m de altura, com um volume de 0,46 L, que possibilita a coleta do gás. O esquema do reator híbrido e de seus aparatos pode ser observado na Figura 6.

Figura 6 – Esquema do aparato experimental.

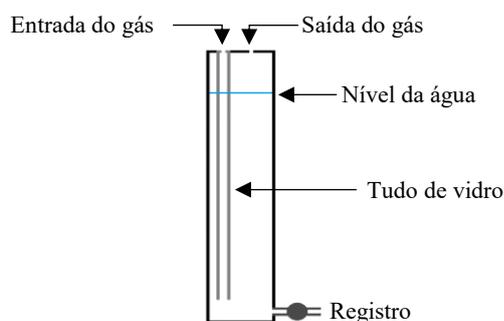


FONTE: O autor (2023).

LEGENDA: 1 – Reservatório de efluente sintético; 2 – Bomba peristáltica; 3 – Entrada para o leito móvel; 4 – Separador trifásico inferior; 5 – Leito fixo com tubos corrugados de PVC; 6 – Separador trifásico superior; 7 – Medidor de vazão de biogás superior; 8 – Medidor de vazão de biogás inferior; 9 – Selo hídrico; 10 – Saída do efluente tratado; 11 – Termostato; 12 – Termômetro de máxima e mínima; 13 – Termômetro no interior do reator; 14 – Câmara térmica.

Para a remoção do gás proveniente da parte inferior do reator, é necessário o uso de um selo hídrico para igualar a pressão dessa região com a da parte superior do reator, evitando a perda de líquido. O esquema do selo hídrico pode ser observado na Figura 7.

Figura 7 – Esquema do selo hídrico.



FONTE: O autor (2023).

O selo hídrico foi montado em um tubo transparente de polímero, com 1,00 m de altura e 0,04 m de diâmetro, com as duas extremidades seladas, na superior foram feitos dois orifícios, sendo um deles para a entrada do gás e o outro para sua saída e, na parte inferior, outro orifício, com um registro, para regular o nível da água dentro do selo.

A entrada do gás no selo hídrico é realizada por meio de um desses orifícios, na parte superior, que está conectada a um tubo de vidro que fica submerso em água. Dessa maneira, a água do interior do selo iguala a pressão da saída da região inferior do reator, com a coluna de água da parte superior do mesmo, permitindo a saída apenas do gás, sem a perda de líquidos, pelo outro orifício da parte superior do selo.

Acima do separador trifásico, em uma altura de 0,50 m da base do reator, estão os materiais filtrantes, formados por tubos de PVC. O local onde estão armazenados tem uma altura de 0,32 m, fornecendo um volume de 7,68 L. A superfície dos anéis corrugados é o local onde ocorre a aderência do biofilme.

Sobre esses anéis, localiza-se outro separador trifásico, com as mesmas dimensões do separador inferior, responsável por coletar o gás gerado na parte superior do reator, no leito fixo, sem a necessidade de um selo hídrico.

Esse reator foi mantido em uma câmara térmica refrigerada, com temperatura controlada e dimensões de 1,53 m de altura, 0,55 m de largura e 0,62 m de profundidade. Para regular a temperatura foi utilizado o termostato da marca *Coel*, modelo *TLZ 10*. Foram

instalados termômetros na parte interna da câmara e do reator para aferição das mínimas e máximas diárias.

Na saída do separador trifásico superior e na saída do selo hídrico, utilizado no separador trifásico inferior, foram instalados medidores de vazão de gás da marca *RITTER MilliGascounters*<sup>®</sup>, modelo *MGC-1 PMMA*, para quantificar a produção de gás no reator, durante todas as etapas.

### 3.2 EFLUENTE SINTÉTICO

A fim de simular o esgoto sanitário doméstico, para alimentar o reator anaeróbio híbrido, foi utilizada a fórmula de efluente sintético, aplicada anteriormente por Ramos (2021). As concentrações dos reagentes são apresentadas na Tabela 5.

Tabela 5 – Concentrações dos reagentes utilizados na produção do efluente sintético.

<b>Reagente</b>	<b>Concentração (mg.L<sup>-1</sup>)</b>
Extrato de carne	200,00
Amido solúvel (C <sub>6</sub> H <sub>10</sub> O <sub>5</sub> )	10,00
Farinha de trigo	200,00
Sacarose (C <sub>12</sub> H <sub>22</sub> O <sub>11</sub> )	17,50
Cloreto de amônio (NH <sub>4</sub> Cl)	76,00
Cloreto de sódio (NaCl)	250,00
Cloreto de magnésio hexaidratado (MgCl <sub>2</sub> .6H <sub>2</sub> O)	7,00
Cloreto de cálcio (CaCl <sub>2</sub> )	4,50
Fosfato de potássio monobásico (HK <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> )	13,20
Bicarbonato de sódio (NaHCO <sub>3</sub> )	150,00

FONTE: Ramos (2021).

Os reagentes eram, então, pesados e diluídos em água de abastecimento público e, após seu preparo, o efluente sintético permanecia armazenado em reservatório com capacidade de até 200,00 L e era bombeado para o reator por meio de uma bomba peristáltica da marca *ProMinet*<sup>®</sup>, modelo *Concept Plus*, de capacidade máxima de 5,20 L.h<sup>-1</sup>.

### 3.3 PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL

Para a seleção das temperaturas a serem utilizadas neste trabalho, foram levadas em consideração as temperaturas médias anuais, mínimas e máximas, de diferentes cidades do Sudeste e Sul do Brasil, nos períodos mais frios do ano, por representarem as épocas com maior interferência nos reatores anaeróbios híbridos, uma vez que necessitam da atividade

microbiológica para seu funcionamento. Os gráficos com as temperaturas de algumas dessas cidades estão disponíveis no ANEXO 1. Com base nesses dados, foram estabelecidas as temperaturas mínima e máxima, respectivamente, de 6,00 e 15,00 °C.

Para o tempo de detenção hidráulica (TDH) foram definidos como mínimo e máximo, respectivamente, os tempos de 8,00 e 12,00 h, utilizado anteriormente por Michelin *et al.* (2022).

### 3.4 ANÁLISES EXPERIMENTAIS

O afluente sintético (Afl) e o efluente (Efl) eram coletados três vezes por semana, pela manhã, e passavam por uma série de testes para analisar suas características físico-químicas, tais como demanda química de oxigênio de amostra bruta (DQO<sub>b</sub>), alcalinidade total, ácidos voláteis, sulfato, pH, temperatura e turbidez. A concentração de sólidos totais, sólidos totais fixos e sólidos totais voláteis foram analisados apenas na primeira e na última semana do experimento. Na Tabela 6 estão descritos os métodos utilizados nas análises de cada um deles.

Diariamente, todo o aparato experimental era verificado e, semanalmente, as mangueiras utilizadas para a inserção do afluente no reator eram limpas, a fim de evitar entupimentos ou alterações no TDH. Após essa limpeza, a vazão era novamente verificada.

Tabela 6 – Metodologia utilizada nas análises.

Ensaio	Unidade	Método	Norma	Referência
Ácidos Voláteis (AV)	mgCaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup>	Titulométrico	–	Dilallo; Albertson (1961)
Alcalinidade Total (AT)	mgCaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup>	Titulométrico	–	Ripley; Boyle; Converse (1986)
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	mg.L <sup>-1</sup>	Espectrofotométrico	N:5220_D	Baird; Eaton; Rice (2017)
Potencial Hidrogeniônico (pH)	–	Potenciométrico	N:4500-H <sup>+</sup>	Baird; Eaton; Rice (2017)
Turbidez (TUR)	NTU	Espectrofotométrico	N:2130	Baird; Eaton; Rice (2017)
Sólidos Totais (ST)	g.L <sup>-1</sup>	Gravimétrico	N:2540_B_E	Baird; Eaton; Rice (2017)
Sólidos Totais Fixos (STF)	g.L <sup>-1</sup>	Gravimétrico	N:2540_B_E	Baird; Eaton; Rice (2017)
Sólidos Totais Voláteis (STV)	g.L <sup>-1</sup>	Gravimétrico	N:2540_B_E	Baird; Eaton; Rice (2017)
Sulfato (SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> )	mgSO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> .L <sup>-1</sup>	Espectrofotométrico	N:4500-SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> _E	Baird; Eaton; Rice (2017)

FONTE: O autor (2023).

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 DEFINIÇÃO DAS ETAPAS

Após serem estabelecidos os valores mínimos e máximos para os TDH, respectivamente, de 8,00 e 12,00 h, e temperaturas, de 6,00 e 15,00 °C, para a realização dos ensaios, foi realizado o Delineamento Composto Central Rotacional (DCCR) e obtiveram-se, por meio do *software* da StatSoft®, *Statística 10.0* (durante o período de licença gratuita), o planejamento fatorial 2<sup>2</sup>, apresentado na Tabela 7.

Tabela 7 – Planejamento fatorial 2<sup>2</sup> e suas variações.

Etapas	Variáveis codificadas	
	Temp.	TDH
1	-1,00	-1,00
2	-1,00	1,00
3	1,00	-1,00
4	1,00	1,00
5	-1,41	0,00
6	1,41	0,00
7	0,00	-1,41
8	0,00	1,41
9	0,00	0,00
10	0,00	0,00

FONTE: O autor (2023).

Com as variáveis codificadas, obtidas por meio do planejamento fatorial 2<sup>2</sup>, interpolando os valores selecionados para esse estudo, resultaram-se os parâmetros utilizados para cada etapa do experimento. Na Tabela 8 são apresentadas as variáveis decodificadas.

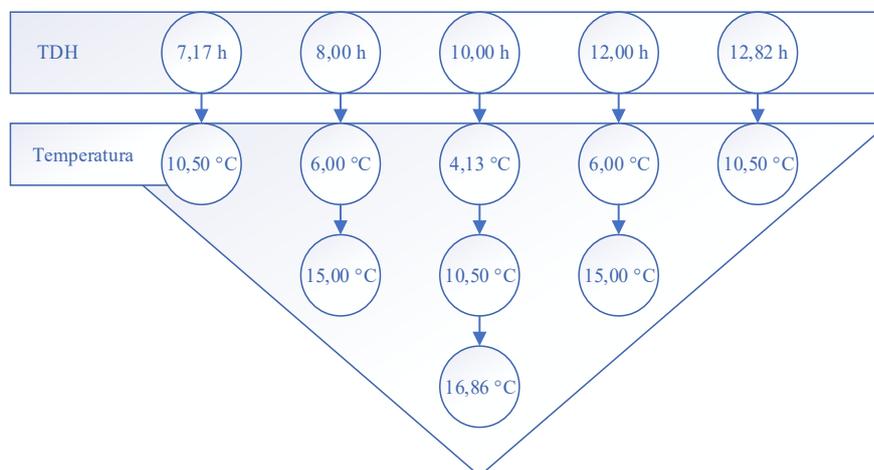
Tabela 8 – Parâmetros estabelecidos por DCCR.

Etapas	Variáveis decodificadas	
	Temp. (°C)	TDH (h)
1	6,00	8,00
2	6,00	12,00
3	15,00	8,00
4	15,00	12,00
5	4,13	10,00
6	16,86	10,00
7	10,50	7,17
8	10,50	12,82
9	10,50	10,00
10	10,50	10,00

FONTE: O autor (2023).

As relações entre os TDH e a temperaturas podem ser observadas no fluxograma apresentado na Figura 8.

Figura 8 – Fluxograma da relação entre TDH e temperaturas estabelecidos por DCCR



FONTE: O autor (2023)

## 4.2 CARACTERÍSTICAS DO EFLUENTE SINTÉTICO

No período de análises foram realizados ensaios semanais, perfazendo 6 ensaios para cada uma das 10 etapas, todos em duplicata, totalizando 120 amostras.

As características do afluente sintético, obtidas durante todo o experimento, realizado entre os meses de julho e novembro de 2022, estão descritos na Tabela 9.

Tabela 9 – Caracterização do afluente sintético simulando esgoto sanitário doméstico.

Parâmetros	Unidade	N	Média	DP	CV	Mínimo	Máximo
pH	–	120	7,7	0,3	4	7,0	8,0
Alcalinidade Total (AT)	mgCaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup>	120	163	6	4	157	167
Ácidos voláteis (AV)	mgHA <sub>c</sub> .L <sup>-1</sup>	120	44	18	42	30	86
DQO <sub>b</sub>	mg.L <sup>-1</sup>	120	526	57	11	376	585
COV	kgDQO.m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup>	120	1,3	0,2	20	1,0	1,9
Turbidez (TUR)	NTU	120	21	4	20	15	28
Sulfato (SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> )	mgSO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> .L <sup>-1</sup>	120	7,2	0,7	10	6,3	8,5

FONTE: O autor (2023).

LEGENDA: N – número de amostras; DP: desvio padrão; CV: coeficiente de variação; DQO<sub>b</sub>: demanda química de oxigênio bruta; COV: Carga Orgânica Volumétrica.

Segundo von Sperling (2014), o esgoto doméstico tem como características físico-químicas valores de DQO entre 450 e 800 mg.L<sup>-1</sup>, o pH entre 6,7 e 8,0 e alcalinidade entre 100 e 250 mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>. Esses valores, contudo, para Qasim e Zhu (2018), apresentam ligeiras

diferenças, apresentando, para a DQO, entre 200 e 780 mg.L<sup>-1</sup>, pH, entre 6,7 e 7,5, e alcalinidade, entre 80 e 350 mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>. Como pode ser observado na Tabela 9, o afluente sintético utilizado simulava essas características do esgoto doméstico.

O pH do afluente sintético permaneceu em uma média de 7,7 ( $\pm$  0,3) e a alcalinidade total, 163 ( $\pm$  6) mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>, valores dentro do estabelecido por von Sperling (2014) e Qasim e Zhu (2018).

A média de DQO<sub>b</sub> presente no afluente foi de 526 ( $\pm$  57) mg.L<sup>-1</sup>, variando de 376 a 585 mg.L<sup>-1</sup>, dentro dos valores apresentados por von Sperling (2014) e Qasim e Zhu (2018).

Os ácidos voláteis do afluente sintético apresentaram uma média de 44 ( $\pm$  18) mgHAc.L<sup>-1</sup>, com mínimo e máximo, respectivamente, de 30 e 86 mgHAc.L<sup>-1</sup>, permanecendo abaixo dos 200 mgHAc.L<sup>-1</sup>, especificidade recomendada por Metcalf e Eddy (2014).

O sulfato, presente no afluente sintético, permaneceu em uma média de 7,2 ( $\pm$  0,7) mgSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>.L<sup>-1</sup>, valor abaixo do enunciado por Metcalf e Eddy (2014), situado entre 24 e 72 mgSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>.L<sup>-1</sup>, porém, esse valor abaixo do esperado, também foi obtido por Michelon (2019), cuja concentração registrada foi de 4,8 ( $\pm$  2,5) mgSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>.L<sup>-1</sup>, em afluente sintético.

A turbidez apresentou valores mínimo e máximo, respectivamente, de 15 e 28 NTU.

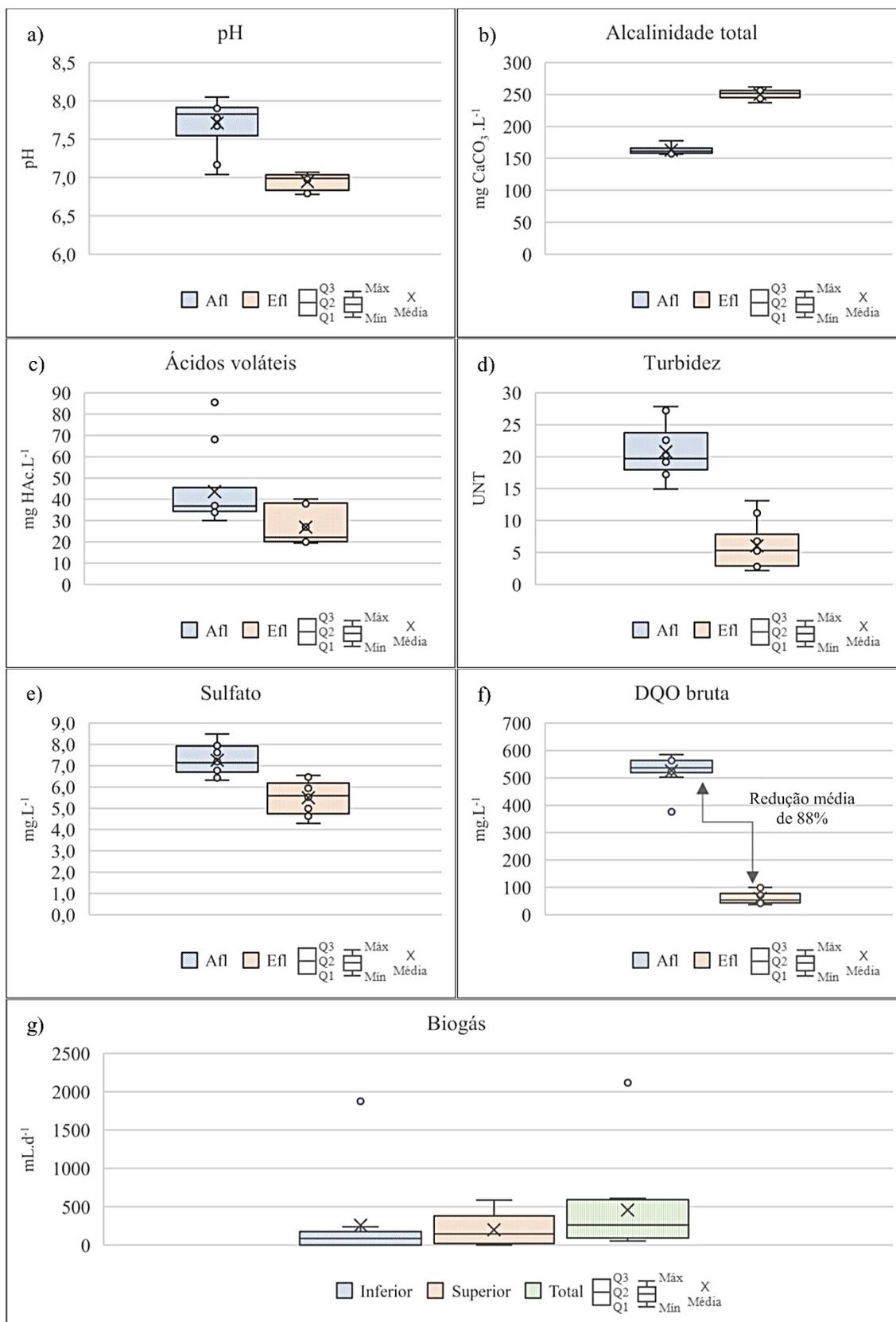
Como a carga orgânica volumétrica é obtida pela relação entre a vazão e DQO, pelo volume do reator (ABDELGADIR; CHEN; LIU *et al.*, 2014), na aplicação das etapas do DCCR, foram obtidos diferentes resultados, variando de 1,0 ( $\pm$  0,0) a 1,9 ( $\pm$  0,1) kg DQO.m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup>.

### 4.3 DESEMPENHO DO REATOR ANAERÓBIO HÍBRIDO

As variações entre as características analisadas no afluente sintético e no efluente, no decorrer de todas as etapas, com as médias para pH, alcalinidade total, ácidos voláteis, DQO em amostra bruta, turbidez, sulfato e biogás, podem ser observadas nos gráficos *boxplot*, presentes na Figura 9.

No decorrer dos experimentos, o pH do afluente sintético permaneceu em uma média de 7,7 ( $\pm$  0,3), já, no efluente, foi obtida uma média de 6,9 ( $\pm$  0,1), com características específicas em cada etapa, como identificado na Tabela 10. O pH do efluente, próximo a neutralidade, indica que as populações microbianas estavam equilibradas, sem apresentar risco de acidificação (BARROS; GAVAZZA; FLORENCIO *et al.*, 2015). O pH ideal para o crescimento bacteriano em reatores anaeróbios fica entre 6,5 e 7,5 (METCALF; EDDY, 2014), o que pôde ser observado em todas as etapas de funcionamento do reator.

Figura 9 – Comparação das características físico-químicas do afluente e do efluente.



FONTE: O autor (2023)

Tabela 10 – Valores médios do pH do efluente tratado, em cada uma das etapas.

<b>Etapas</b>	<b>TDH (h)</b>	<b>T (°C)</b>	<b>pH</b>	<b>DP</b>	<b>CV</b>	<b>Mín.</b>	<b>Máx.</b>
1	8,00	6,00	6,9	0,1	2	6,9	8,0
2	12,00	6,00	6,8	0,1	1	6,7	6,9
3	8,00	15,00	7,0	0,0	1	7,0	7,1
4	12,00	15,00	6,8	0,1	1	6,7	6,8
5	10,00	4,13	7,0	0,0	1	7,0	7,0
6	10,00	16,86	7,1	0,1	2	7,0	7,2
7	7,17	10,50	7,0	0,2	2	6,9	7,2
8	12,82	10,50	6,8	0,0	1	6,8	6,9
9	10,00	10,50	7,1	0,1	1	7,0	7,1
10	10,00	10,50	7,0	0,1	1	7,0	7,1

FONTE: O autor (2023).

LEGENDA: DP: desvio padrão; CV: coeficiente de variação.

As médias de pH, obtidas em cada etapa do projeto, estão dispostas na Figura 9a. Todas elas, provenientes das análises do afluente sintético e do efluente, apresentaram assimetria negativa, sendo o intervalo interquartil de entrada maior que o de saída, mostrando maior variação na entrada do reator.

Os ácidos voláteis, subprodutos gerados da decomposição da matéria orgânica (VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005), podem ocasionar, com seu acúmulo, a eventual queda do pH, fato que comprometeria o funcionamento do processo de digestão anaeróbia (KUNZ; STEINMETZ; AMARAL, 2019). Como apresentado na Figura 9c, os valores para AV, corroboram com a manutenção do pH, para níveis estabilizados, durante todas as etapas do projeto.

Ainda na Figura 9c, notam-se dois *outliers* superiores, durante as etapas 1 e 3, em que os níveis de AV, presentes no afluente sintético, estavam elevados, apresentando, respectivamente, 86 e 60 mgHAc.L<sup>-1</sup>. Também é possível perceber a estabilidade do reator nos dados de saída, com valores para AV entre 19 e 40 mgHAc.L<sup>-1</sup>. Tanto o afluente sintético quanto o efluente apresentaram dados assimétricos positivos.

Para Alcalinidade Total, observando a Figura 9b, o afluente e o efluente do reator possuem um intervalo interquartil pequeno, o que indica pouca variação nos dados obtidos. O afluente apresentou dados assimétricos positivos, com mínimo e máximo, respectivamente, de 157 e 178 mg CaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>, já o efluente, apresentou dados assimétricos negativos, com valores entre 237 e 262 mg CaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>.

Esses valores demonstram um aumento médio na AT do efluente de, aproximadamente, 54% em relação à média do afluente, fato que demonstra a utilização dos ácidos voláteis no processo de alcalinização do reator.

Ainda que, por se tratar de um afluente sintético, a turbidez tenha apresentado valores baixos, em todas as etapas ocorreu sua diminuição em relação ao efluente tratado, como pode ser verificado na Figura 9d. O intervalo interquartilício de entrada do reator é maior que o de saída, e ambos apresentaram dados assimétricos positivos.

Como citado anteriormente, o sulfato apresentou valores abaixo do esperado, em todas as etapas, ainda assim, em todas elas ocorreu sua redução, como pode ser verificado na Figura 9e. Em condições anaeróbias, o sulfato sofre redução a sulfeto, por meio da ação de bactérias redutoras de sulfato (TICHÝ; LENS; GROTENHUIS *et al.*, 1998), característica que justifica a redução observada. O afluente apresentou dados assimétricos negativos, enquanto o efluente, positivos, com intervalos interquartilícios próximos.

A Figura 9f apresenta os valores do afluente e do efluente para a DQO<sub>b</sub> do reator e a eficiência média em sua redução. Quanto as eficiências na redução da DQO<sub>b</sub>, identifica-se a taxa mínima de remoção em 82%, durante as etapas 2 e 5, e, a taxa máxima, de 93%, na etapa 6, mantendo uma média de 88% de redução.

Como pode ser observado nessa mesma figura, ocorreu um *outlier*, durante a etapa 3, em que a DQO<sub>b</sub> do afluente esteve abaixo da média, permanecendo em 376 mg.L<sup>-1</sup>. O afluente sintético e o efluente apresentaram dados assimétricos positivos, e o intervalo interquartilício deste foi menor que do afluente.

A Figura 9g apresenta, em gráfico *boxplot*, a produção diária de biogás, contemplando todas as etapas do projeto, para as regiões inferior e superior do reator, bem como a geração total de biogás.

Como pode ser observado na FIGURA 9g, a produção de biogás apresentou um *outlier*, na região inferior do reator, referente a etapa 3, com uma produção de 1876 ( $\pm$  393) mL.d<sup>-1</sup>, enquanto a geração na região superior, para essa mesma etapa, se manteve abaixo do terceiro quartil, com uma produção de 240 ( $\pm$  248) mL.d<sup>-1</sup>. Os dados obtidos são assimétricos positivos para ambas as regiões do reator.

A Figura 10 apresenta, a partir dos dados coletados, o gráfico de correlação entre os fatores analisados, possibilitando verificar a relação entre eles. Os valores destacados representam os fatores correlacionados durante a fase experimental.

Figura 10 – Gráfico de correlação entre os fatores analisados.

	<b>Temp.</b>								
<b>Temp.</b>	r=1,0000 p= ---	<b>TDH</b>							
<b>TDH</b>	r=,0000 p=1,00	r=1,0000 p= ---	<b>DQO<sub>b</sub></b>						
<b>DQO<sub>b</sub></b>	r=,7110 p=,021	r=-,0629 p=,863	r=1,0000 p= ---	<b>pH</b>					
<b>pH</b>	r=,3103 p=,383	r=-,6074 p=,063	r=,4568 p=,184	r=1,0000 p= ---	<b>AT</b>				
<b>AT</b>	r=,4436 p=,199	r=,4209 p=,226	r=,7089 p=,022	r=,0230 p=,950	r=1,0000 p= ---	<b>AV</b>			
<b>AV</b>	r=-,7976 p=,006	r=-,0899 p=,805	r=-,9156 p=,000	r=-,3544 p=,315	r=-,6827 p=,030	r=1,0000 p= ---	<b>TUR</b>		
<b>TUR</b>	r=,2190 p=,543	r=,5178 p=,125	r=,5513 p=,099	r=,2305 p=,522	r=-,7913 p=,006	r=-,5402 p=,107	r=1,0000 p= ---	<b>COV</b>	
<b>COV</b>	r=-,1935 p=,592	r=-,7645 p=,010	r=,1704 p=,638	r=,3601 p=,307	r=,0111 p=,976	r=-,0175 p=,962	r=-,1968 p=,586	r=1,0000 p= ---	

FONTE: O autor (2023)

LEGENDA: r: coeficiente de correlação; p: grau de significância.

Dessa maneira verifica-se que os fatores temperatura, AT e AV estão correlacionados com a redução de DQO<sub>b</sub>, assim como o TDH correlaciona-se com a COV, e os AV com a AT.

#### 4.3.1 Produção de biogás

A geração de biogás apresentou grande variação em todo o projeto, como pode ser observado na Tabela 11.

Tabela 11 – Produção de biogás durante todas as etapas.

<b>Etapas</b>	<b>TDH (h)</b>	<b>T (°C)</b>	<b>COV (KgDQO. m<sup>-3</sup>d<sup>-1</sup>)</b>	<b>Biogás superior (mL.d<sup>-1</sup>)</b>	<b>Biogás inferior (mL.d<sup>-1</sup>)</b>	<b>Biogás Total (mL.d<sup>-1</sup>)</b>
1	8,00	6,52 (± 0,32)	1,5(± 0,2)	15 (± 20)	105 (± 97)	120 (± 116)
2	12,00	6,20 (± 0,20)	1,1 (± 0,1)	586 (± 295)	0,00 (± 0,00)	586 (± 295)
3	8,00	15,43 (± 0,15)	1,1 (± 0,0)	240 (± 248)	1876 (± 393)	2116 (± 556)
4	12,00	15,32 (± 0,12)	1,2 (± 0,1)	21 (± 24)	153 (± 261)	174 (± 257)
5	10,00	4,97 (± 0,19)	1,3 (± 0,1)	414 (± 264)	1,3 (± 1,8)	415 (± 262)
6	10,00	15,98 (± 0,64)	1,3 (± 0,1)	274 (± 282)	73 (± 69)	347 (± 264)
7	7,17	10,87 (± 0,10)	1,9 (± 0,1)	372 (± 214)	238 (± 155)	610 (± 368)

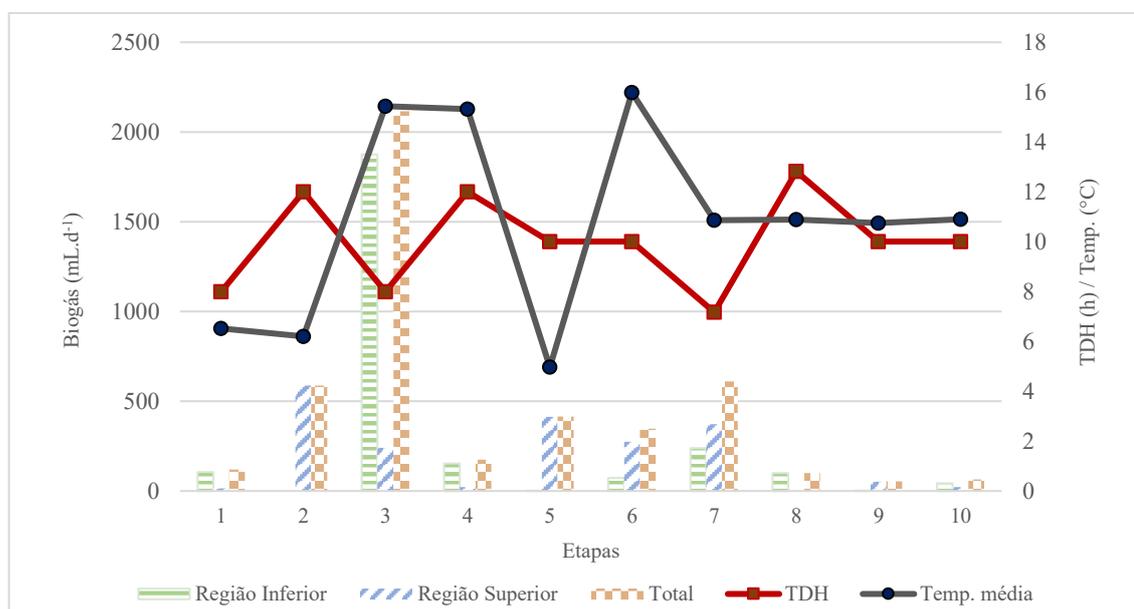
Etapa	TDH (h)	T (°C)	COV (KgDQO. m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup> )	Biogás superior (mL.d <sup>-1</sup> )	Biogás inferior (mL.d <sup>-1</sup> )	Biogás Total (mL.d <sup>-1</sup> )
8	12,82	10,88 (± 0,08)	1,0 (± 0,0)	0,0 (± 0,0)	101 (± 111)	101 (± 111)
9	10,00	10,75 (± 0,00)	1,3 (± 0,1)	52 (± 45)	2,1 (± 2)	54 (± 45)
10	10,00	10,90 (± 0,05)	1,3 (± 0,1)	21 (± 26)	43 (± 70)	65 (± 96)

Fonte: O autor (2023)

Pode-se entender essa variação na geração de biogás devido ao fato de, em reatores anaeróbios, a principal formação de metano ocorrer em meio mesofílico e, a temperatura, pode afetar esse processo alterando as reações enzimáticas e a difusão do substrato (VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005). Além de afetar a atividade biológica, baixas temperaturas alteram a dissolução dos gases no efluente (METCALF; EDDY, 2014), que podem ter sido eliminados dissolvidos no próprio efluente.

O gráfico da Figura 11 mostra a relação da geração de biogás com as temperaturas e os TDH em cada uma das etapas de funcionamento do reator.

Figura 11 – Produção de biogás relacionada com temperatura e TDH.



FONTE: O autor (2023)

Embora a maior produção de biogás tenha ocorrido com a temperatura de 15,43 (± 0,15) °C e TDH de 8,00 h, quando o reator estava operando com 15,98 (± 0,64) °C e TDH de 10,00 h, o mesmo não ocorreu, gerando, na região inferior, um volume máximo de 144 mL.d<sup>-1</sup> e, na superior, de 584 mL.d<sup>-1</sup>.

A geração de gás, nas temperaturas baixas em que o reator se encontrava, ficou aquém da observada por Michelon (2022), utilizando outra composição de efluente sintético nesse mesmo reator, que obteve uma média, para a região inferior e superior, respectivamente de 1561 e 896 mL.d<sup>-1</sup>, para o TDH de 12,00 h e temperatura de 15,98 °C.

Na Figura 12 é possível verificar o gráfico de correlação entre a geração de biogás e os fatores analisados no decorrer das etapas.

Figura 12 – Gráfico de correlação na geração de biogás

	Temp.	TDH	DQO	pH	AT	AV	TUR	COV
<b>Biogás</b>	r=,2834	r=-,4183	r=-,2814	r=,2525	r=-,6331	r=,0874	r=-,6191	r=-,0938
	p=,428	p=,229	p=,431	p=,482	p=,049	p=,810	p=,056	p=,797

FONTE: O autor (2023)

LEGENDA: r: coeficiente de correlação; p: grau de significância.

Nele, nota-se que os fatores temperatura e TDH não influenciaram a geração de biogás, podendo ser correlacionado apenas a alcalinidade total, com um grau de erro de 4,9%.

As estimativas estabelecidas pelo DCCR, com 2 fatores, 1 bloco e 10 etapas, para a produção de biogás, estão dispostas na Tabela 12. Os fatores utilizados foram a temperatura e o TDH e a relação entre esses dois fatores.

Tabela 12 – Estimativas para geração de biogás.

Fatores	Efeitos	Erro padrão	T	p-valor	Coefficiente	Erro padrão do coeficiente
Média	59,36	298,8320	0,19864	0,852232	59,360	298,8320
Temp. (L)	371,76	298,8320	1,24404	0,281406	185,879	149,4160
Temp. (Q)	511,90	395,3176	1,29492	0,265036	255,952	197,6588
TDH (L)	-548,80	298,8320	-1,83649	0,140167	-274,401	149,4160
TDH (Q)	486,57	395,3176	1,23083	0,285812	243,284	197,6588
Temp. (L) x TDH (L)	-1204,07	422,6123	-2,84911	0,046437	-602,035	211,3061

Fonte: O autor (2023)

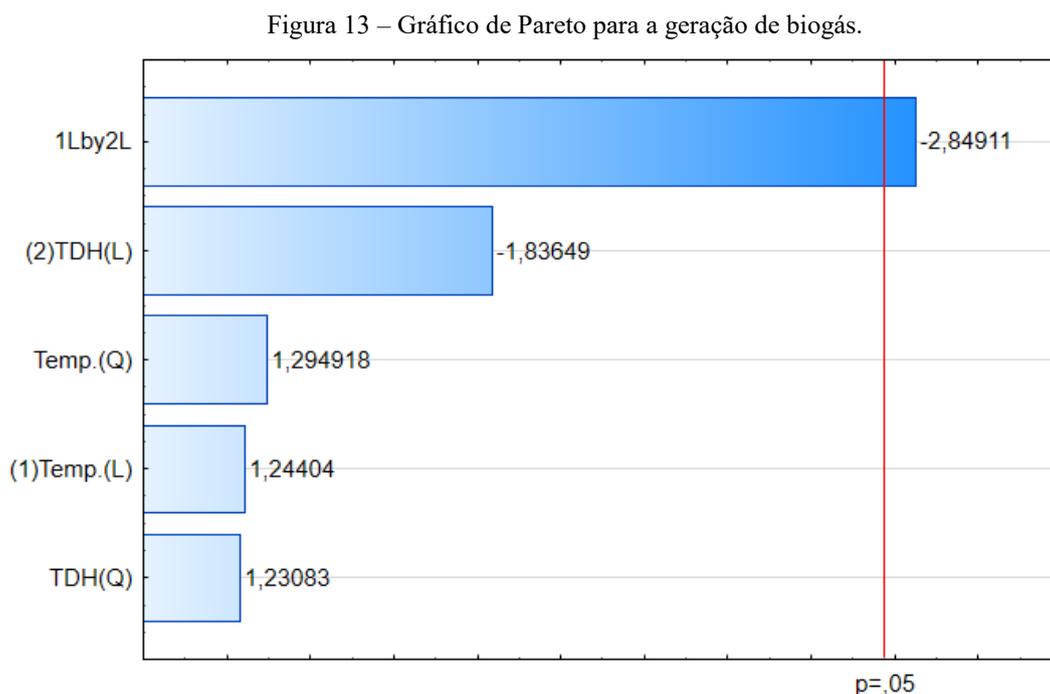
LEGENDA: Temp.: temperatura; TDH: tempo de detenção hidráulica; (L): linear; (Q): quadrático; T: *Student*.

Utilizando o nível de significância de 5%, observa-se que apenas a interação entre os fatores temperatura (L) e TDH (L) atua significativamente na geração de biogás, uma vez que apresenta *p*-valor menor que 0,05, demonstrando uma probabilidade de erro de apenas 4,64%.

Nota-se que no gráfico de correlação, representado na Figura 12, os fatores temperatura e TDH, isoladamente, não se mostraram atuantes, de maneira significativa, na

geração de biogás, mas ao relacionar a interação entre esses dois fatores com a geração de gás, é possível verificar sua atuação.

Na Figura 13 está a representação do gráfico de Pareto, com as respectivas significâncias para os fatores temperatura e TDH, lineares, quadráticos e com a interação entre os fatores.



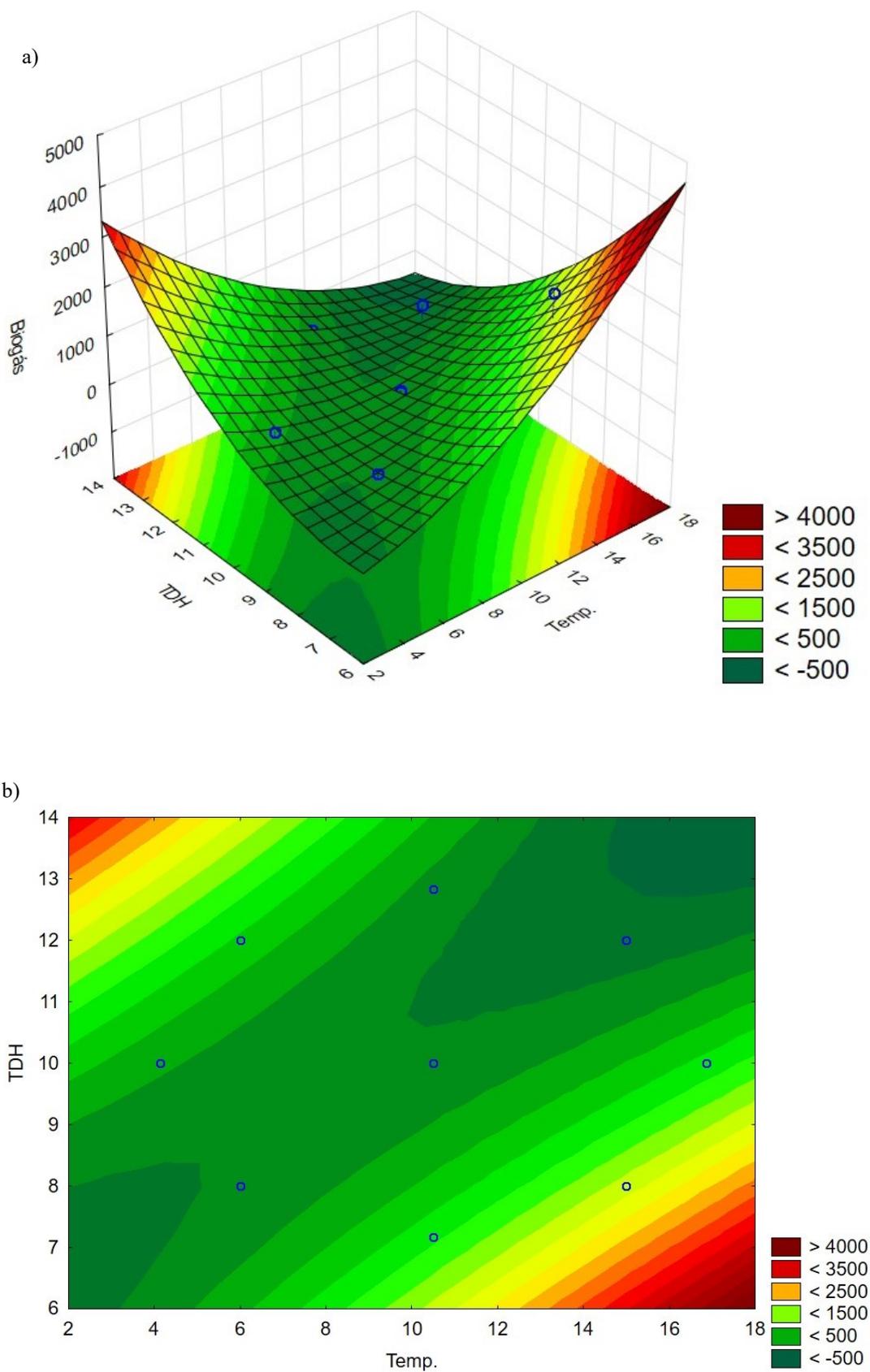
FONTE: O autor (2023)

O gráfico de Pareto, juntamente com a Tabela 12, confirmam que, para a geração de biogás, estatisticamente, a interação entre a temperatura linear e TDH linear, é um fator significativo no modelo utilizado.

A Figura 14 mostra o gráfico de superfície de resposta e de curva de nível, gerados a partir do modelo de regressão, relacionando a geração de biogás com as diferentes temperaturas e TDH, para todas as etapas do projeto.

Na Figura 14a e na Figura 14b, as regiões vermelho-escuras representam as maiores gerações de biogás, enquanto as verde-escuras, as menores. Como pode ser verificado, os resultados obtidos permaneceram predominantemente nas áreas verdes.

Figura 14 – Gráficos da relação entre a geração de biogás, temperatura e TDH.



FONTE: O autor (2023)

### 4.3.2 Análises e comparações na remoção de matéria orgânica

Na Tabela 13 estão dispostas as características físico-químicas presentes no reator, com suas respectivas eficiências na redução da DQO<sub>b</sub>, com destaque para as eficiências mínima e máxima.

Tabela 13 – Características físico-químicas do reator e suas respectivas eficiências na redução da DQO<sub>b</sub>.

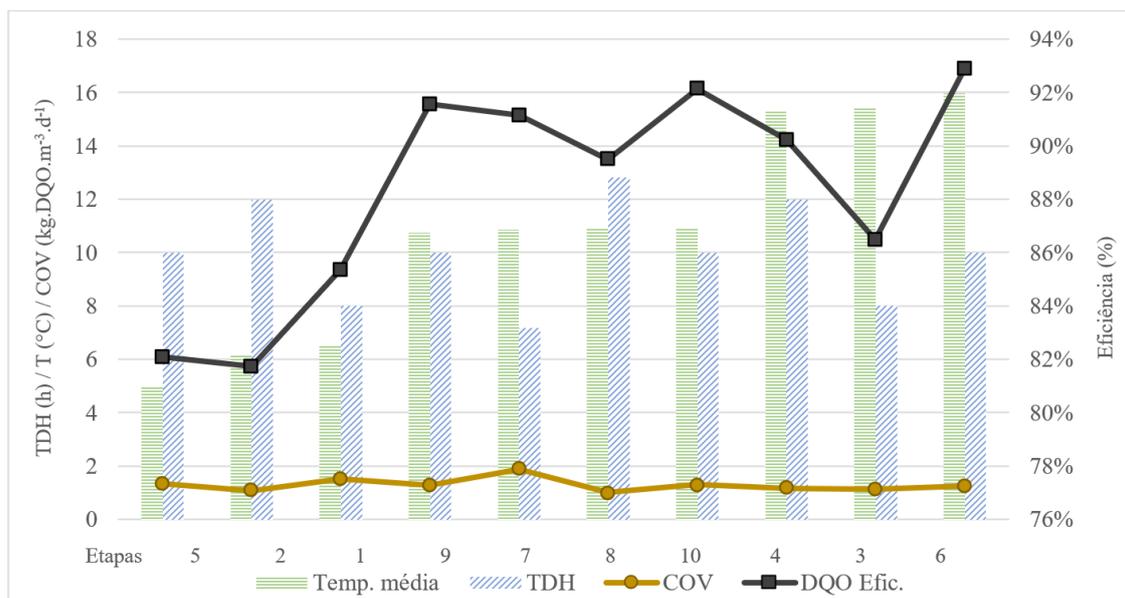
Etapa	TDH (h)	Temp. (°C)	COV (kgDQO.m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup> )	DQO <sub>b</sub> Afl. (mg.L <sup>-1</sup> )	DQO <sub>b</sub> Efl. (mg.L <sup>-1</sup> )	DQO <sub>b</sub> Efic. (%)
1	8,00	6,52 (± 0,32)	1,5(± 0,2)	503 (± 65)	71 (± 16)	85 (± 5)
2	12,00	6,20 (± 0,20)	1,1 (± 0,1)	540 (± 30)	99 (± 2)	82 (± 1)
3	8,00	15,43 (± 0,15)	1,1 (± 0,0)	376 (± 12)	51 (± 5)	86 (± 1)
4	12,00	15,32 (± 0,12)	1,2 (± 0,1)	585 (± 38)	57 (± 2)	90 (± 1)
5	10,00	4,97 (± 0,19)	1,3 (± 0,16)	563 (± 24)	101 (± 2)	82 (± 1)
6	10,00	15,98 (± 0,64)	1,3 (± 0,1)	524 (± 31)	37 (± 5)	93 (± 1)
7	7,17	10,87 (± 0,10)	1,9 (± 0,1)	564 (± 38)	50 (± 3)	91 (± 1)
8	12,82	10,88 (± 0,08)	1,0 (± 0,0)	534 (± 4)	56 (± 3)	90 (± 0)
9	10,00	10,75 (0,00)	1,3 (± 0,1)	526 (± 28)	45 (± 6)	92 (± 1)
10	10,00	10,90 (± 0,05)	1,3 (± 0,1)	540 (± 43)	42 (± 3)	92 (± 1)

FONTE: O autor (2023)

LEGENDA: Temp.: temperatura; TDH: tempo de detenção hidráulica; COV: carga orgânica volumétrica; DQO<sub>b</sub> Afl.: demanda química de oxigênio bruta do afluente; DQO<sub>b</sub> Efl.: demanda química de oxigênio bruta do efluente; DQO<sub>b</sub> Efic.: eficiência na redução da DQO<sub>b</sub>. Os valores entre parênteses correspondem ao desvio padrão.

Como pode ser observado na Tabela 13, o índice de menor eficiência do reator, com 82%, ocorreu com os TDH de 12,00 e 10,00 h, e temperatura de 6,20 (± 0,32) °C e 4,97 (± 0,19) °C, resultados superiores aos encontrados por Elmitwalli, Zandvoort, Zeeman *et al.* (1999), tratando afluentes com DQO entre 344 e 456 mg.L<sup>-1</sup>, com um TDH de 8 h e temperatura de 13 °C, em que obtiveram, respectivamente, eficiências de 61 e 66% na remoção de matéria orgânica, expressa em termos de DQO de amostras brutas.

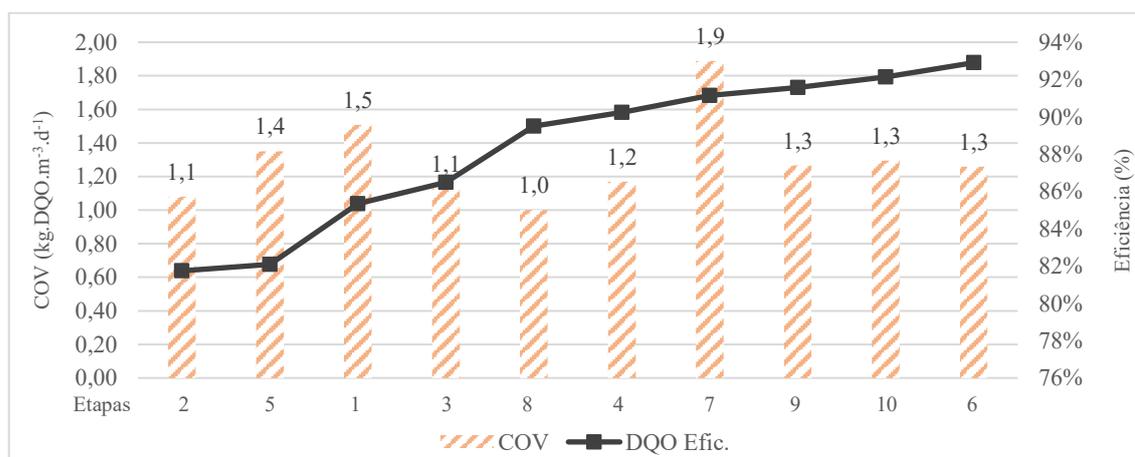
Na Figura 15 é possível verificar no gráfico a evolução na eficiência na redução da DQO<sub>b</sub>, em comparação com os diferentes TDH e temperaturas, tomando como base o crescimento da temperatura.

Figura 15 – Eficiência na redução da DQO<sub>b</sub> em comparação com temperatura e TDH.

FONTE: O autor (2023)

Para as temperaturas mais baixas, nota-se a influência da temperatura na redução da DQO<sub>b</sub> que, mesmo com diferentes TDH, de 8,00, 10,00 e 12,00 h, obtiveram-se as menores taxas de todas as etapas.

A Figura 16 apresenta a relação entre a eficiência na remoção de matéria orgânica, com a redução da DQO<sub>b</sub>, e a carga orgânica volumétrica.

Figura 16 – Eficiência na redução da DQO<sub>b</sub> em comparação com a COV.

FONTE: O autor (2023)

A variação identificada nessa figura não revela uma relação direta entre a COV e a eficiência na redução da DQO<sub>b</sub>. Para a menor e a maior COV tem-se as etapas 8 e 7, em que

estavam, respectivamente, com 1,0 e 1,9 kg DQO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>, mas essas etapas não apresentam a menor e maior eficiência na redução da DQO<sub>b</sub>, permanecendo como valores intermediários. Considerando-se a menor e a maior eficiência na redução da DQO<sub>b</sub>, tem-se, respectivamente, as etapas 2 e 6, com as COV de 1,1 e 1,3 kg DQO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>, com uma redução na DQO<sub>b</sub> de 82 e 93%.

Nas etapas 1, 2 e 5, o reator estava com as temperaturas médias, respectivamente, de 6,52 (± 0,32), 6,20 (± 0,20) e 4,97 (± 0,19) °C e, TDH, de 8,00, 12,00 e 10,00 h. É possível verificar que, nessas etapas, para essas características específicas, o TDH, que interfere diretamente na COV, influenciou na eficiência do reator na redução da DQO<sub>b</sub>, uma vez que quanto maior o TDH, menor foi sua eficiência. Fato ocorrido apenas na observação dessas três etapas.

Em quatro das 10 etapas estabelecidas por DCCR a temperatura do meio estava próxima a 10 °C, essas foram as etapas 7, 8, 9 e 10, em que as médias de temperaturas observadas eram, respectivamente, 10,87 (± 0,10), 10,88 (± 0,08), 10,75 (0,00) e 10,90 (± 0,05) °C e, seus TDH, de 7,17, 12,82, 10,00, 10,00 h. Para essas etapas foi possível verificar eficiências próximas a 90% de redução da DQO<sub>b</sub>, em todos os TDH utilizados, com destaque para o TDH de 10,00 h, durante as etapas 9 e 10, nas quais foram obtidas as eficiências de 92%.

Ainda em relação a temperaturas próximas, nas etapas 3, 4 e 6 o reator permaneceu com as temperaturas médias, respectivamente, em 15,43 (± 0,15), 15,32 (± 0,12) e 15,98 (± 0,64) °C e, com TDH, de 8,00, 12,00 e 10,00 h. Com essa faixa de temperatura é possível perceber que, com os TDH mais elevados, ocorreram as melhores eficiências na redução da DQO<sub>b</sub>, permanecendo em 90%, com TDH de 12,00 h e 93% com 10,00 h.

Durante as etapas 5, 6, 9 e 10, as quais estavam com o TDH de 10,00 h, mas com as respectivas temperaturas de 4,97 (± 0,19), 15,98 (± 0,64), 10,75 (± 0,00) e 10,90 (± 0,05) °C. Ainda que as etapas em que as temperaturas estavam entre 10,75 e 15,98 °C tenham apresentado eficiências entre 92 e 93%, na etapa 5, com a temperatura de 4,97 °C ocorreu apenas 82% de redução de DQO<sub>b</sub> que, mesmo menor em comparação com as outras temperaturas, ainda exibe uma satisfatória redução da DQO<sub>b</sub>.

Para o TDH de 12,00 h, nas etapas 2 e 4, e de 12,82 h, na etapa 8, a influência da temperatura pode ser notada, uma vez que a eficiência de redução da DQO<sub>b</sub> ficou em 82%, na etapa 2, quando a temperatura média estava em 6,20 (± 0,20) °C, apresentando a menor eficiência em todo o experimento. Esse resultado contrasta com os obtidos nas etapas 4 e 8, em que as eficiências ficaram em torno de 90%, sob o mesmo TDH ou próximo a ele.

As variáveis codificadas e decodificadas do DCCR, bem como os resultados obtidos na redução da DQO<sub>b</sub>, estão dispostas na Tabela 14.

Tabela 14 – Variáveis do DCCR e resultados na redução da DQO<sub>b</sub>.

Etapas	Variáveis codificadas		Variáveis decodificadas		Resultados obtidos
	Temp.	TDH	Temp. (°C)	TDH (h)	Redução da DQO <sub>b</sub> (%)
1	-1,00	-1,00	6,00	8,00	85 (± 5)
2	-1,00	1,00	6,00	12,00	82 (± 1)
3	1,00	-1,00	15,00	8,00	86 (± 1)
4	1,00	1,00	15,00	12,00	90 (± 1)
5	-1,41	0,00	4,13	10,00	82 (± 1)
6	1,41	0,00	16,86	10,00	93 (± 1)
7	0,00	-1,41	10,50	7,17	91 (± 1)
8	0,00	1,41	10,50	12,82	90 (± 0)
9	0,00	0,00	10,50	10,00	92 (± 1)
10	0,00	0,00	10,50	10,00	92 (± 1)

FONTE: O autor (2023).

As estimativas estabelecidas pelo DCCR, com 2 fatores, 1 bloco e 10 etapas, para a redução da DQO<sub>b</sub> estão dispostas na Tabela 15. Os fatores utilizados foram a temperatura e o TDH e a relação entre esses dois fatores.

Tabela 15 – Estimativas para redução da DQO<sub>b</sub>.

Fatores	Efeitos	Erro padrão	T	p-valor	Coefficiente	Erro padrão do coeficiente
Média	91,86000	1,673698	54,88446	0,000001	91,86000	1,673698
Temp. (L)	6,22941	1,673698	3,72195	0,020440	3,11471	0,836849
Temp. (Q)	-5,84375	2,214094	-2,63934	0,057620	-2,92187	1,107047
TDH (L)	-0,55086	1,673698	-0,32913	0,758570	-0,27543	0,836849
TDH (Q)	-3,01375	2,214094	-1,36117	0,245096	-1,50687	1,107047
Temp. (L) x TDH (L)	3,67500	2,366966	1,55262	0,195469	1,83750	1,183483

Fonte: O autor (2023)

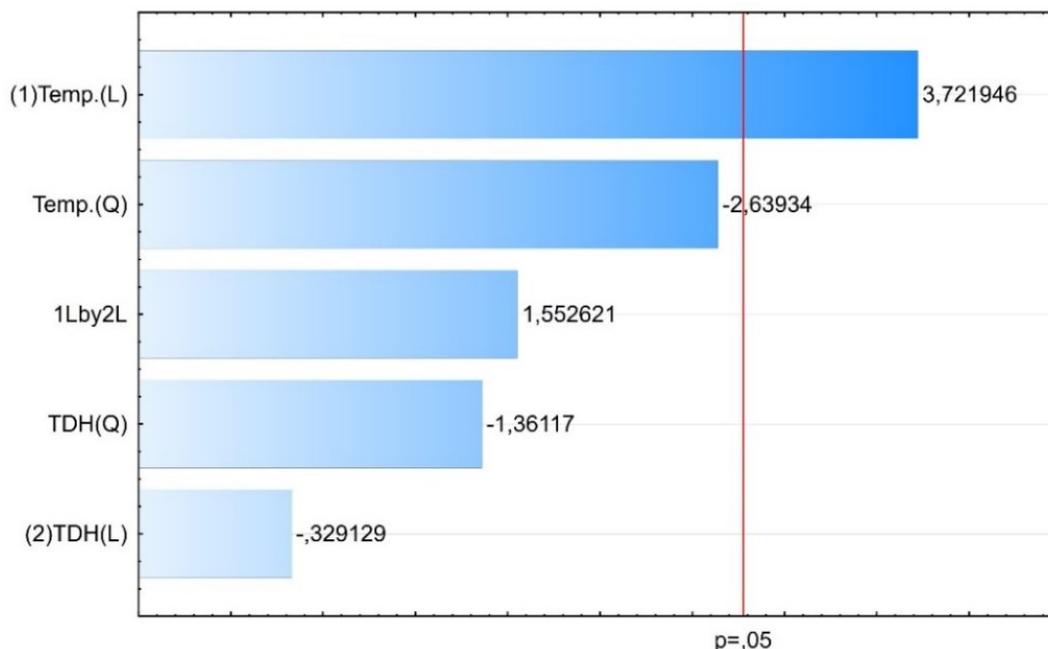
LEGENDA: Temp.: temperatura; TDH: tempo de detenção hidráulica; (L): linear; (Q): quadrático; T: *Student*.

Utilizando o nível de significância de 5%, observa-se que apenas temperatura (L) atua significativamente na remoção de matéria orgânica, uma vez que apresenta *p*-valor menor que 0,05, demonstrando uma probabilidade de erro de apenas 2,04%.

É possível notar, também, que TDH (L) e TDH (Q) não influenciaram de maneira significativa na redução da DQO<sub>b</sub>, enquanto temperatura (Q) permanece dentro do nível de 10% de significância, com 5,76% de probabilidade de erro.

Na Figura 17 está a representação do gráfico de Pareto, com as respectivas significâncias para os fatores temperatura e TDH, lineares, quadráticos e com a interação entre os fatores.

Figura 17 – Gráfico de Pareto para redução da DQO<sub>b</sub>.



FONTE: O autor (2023)

O gráfico de Pareto, juntamente com a Tabela 15, confirmam que, para a redução da DQO<sub>b</sub>, estatisticamente, a temperatura como um efeito linear é um fator significativo no modelo utilizado. Na sequência, ainda com alta significância, está a temperatura (quadrático).

Na Tabela 16 pode-se observar a descrição estatística da análise de variância (ANOVA), para a redução da DQO<sub>b</sub>.

Tabela 16 – ANOVA – Análise de variância na redução da DQO<sub>b</sub>.

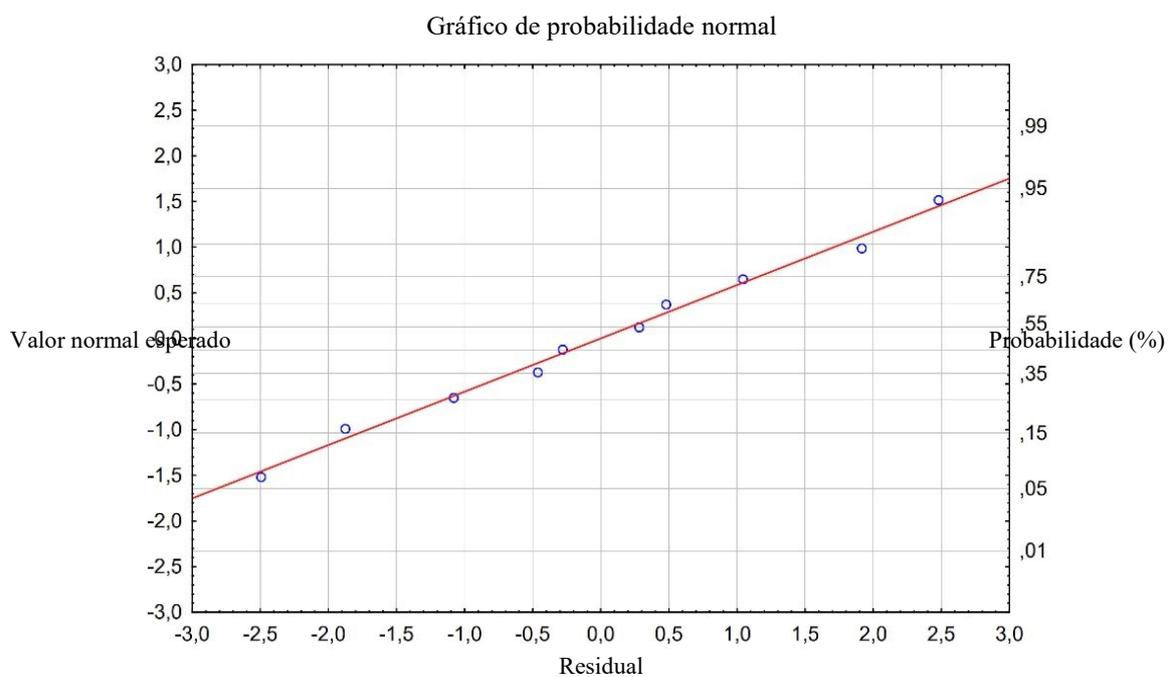
Fatores	SQ	GL	QM	F	p-valor
Temp. (L)	77,6112	1	77,61115	13,85288	0,020440
Temp. (Q)	39,0279	1	39,02790	6,96612	0,057620
TDH (L)	0,6069	1	0,60690	0,10833	0,758570
TDH (Q)	10,3802	1	10,38022	1,85277	0,245096
Temp. (L) x TDH (L)	13,5056	1	13,50563	2,41063	0,195469
Erro	22,4101	4	5,60253		
Soma quadrática total	153,5248	9			

Fonte: O autor (2023)

LEGENDA: Temp.: temperatura; TDH: tempo de detenção hidráulica; (L): linear; (Q): quadrático; SQ: soma quadrática; GL: grau de liberdade; QM: quadrado médio; RF: relação F (Fisher);

Para determinar e validar os modelos de regressão, na Figura 18 são apresentados os valores normais esperados para as etapas do estudo, para a redução da DQO<sub>b</sub>, em relação aos valores residuais e suas probabilidades.

Figura 18 – Distribuição de resíduos em relação ao valor normal esperado.

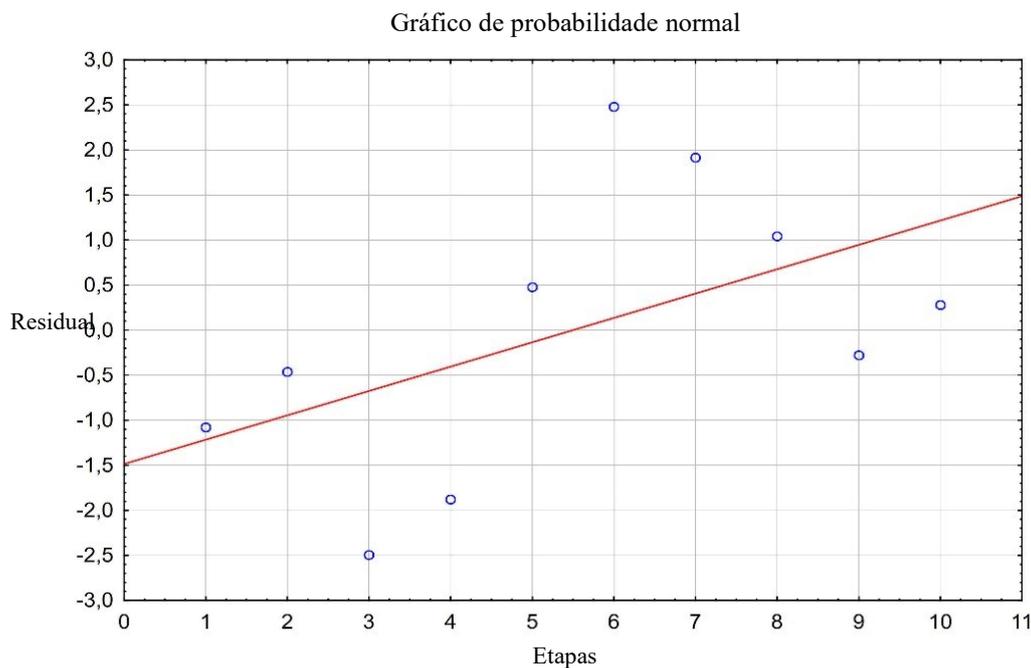


FONTE: O autor (2023)

Os percentis teóricos e amostrais, idealmente, deveriam estar homogeneamente distribuídos, formando uma linha diagonal, como na Figura 18.

Os dados obtidos nas etapas experimentais podem ser observados na Figura 19.

Figura 19 – Distribuição de resíduos em relação ao número de ensaios.



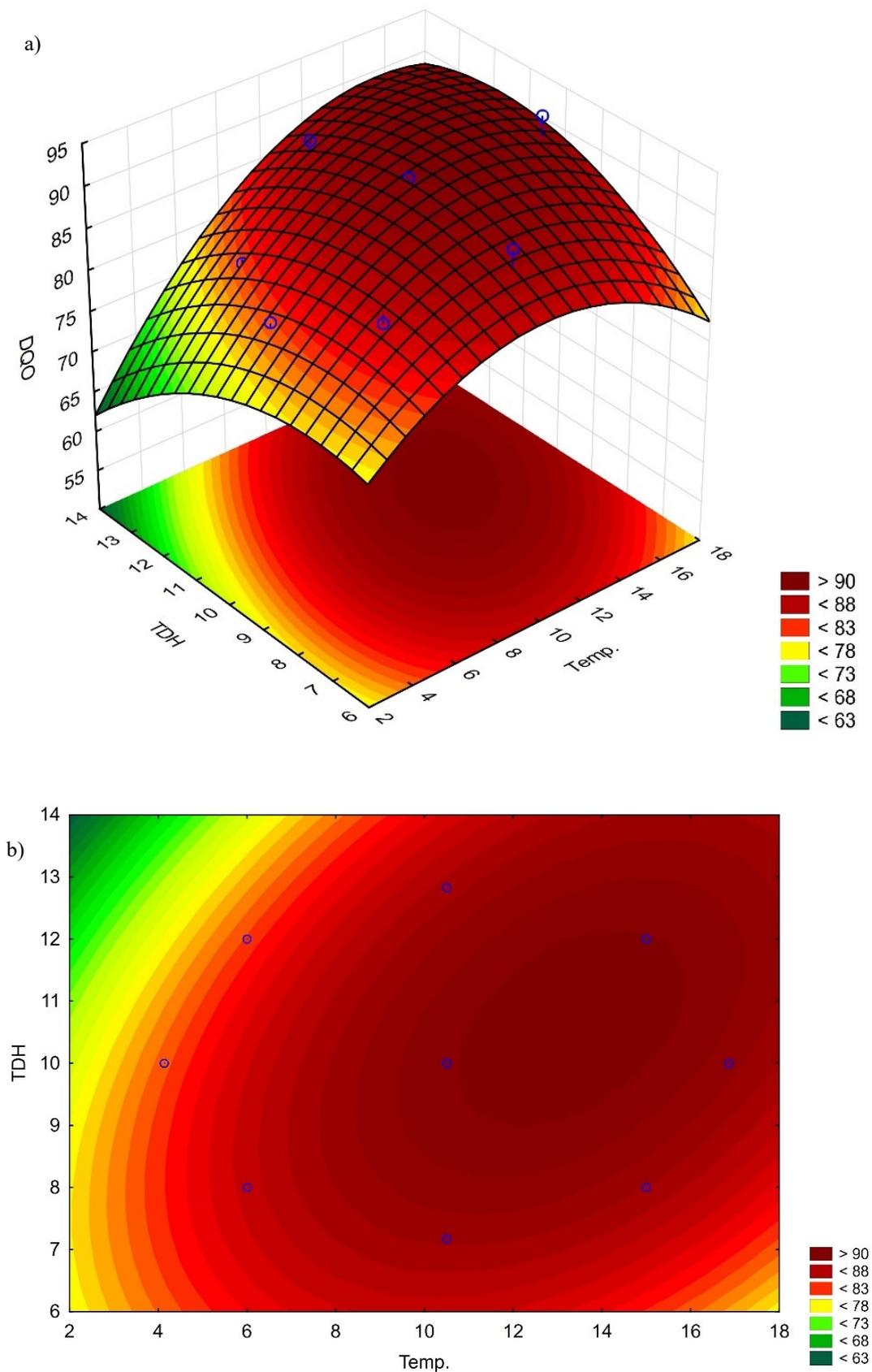
FONTE: O autor (2023)

A Figura 20 mostra o gráfico de superfície de resposta e de curva de nível, gerados a partir do modelo de regressão, relacionando a eficiência na redução da DQO<sub>b</sub> com as diferentes temperaturas e TDH, para todas as etapas do projeto.

Na Figura 20a e na Figura 20b, as regiões vermelho-escuras representam as maiores reduções de DQO<sub>b</sub>, enquanto as verde-escuras, as menores. Como pode ser verificado, os resultados obtidos permaneceram predominantemente nas áreas vermelhas.

Em ambas as figuras se percebe que, para os TDH utilizados durante o experimento, esses valores não influenciaram diretamente as eficiências na redução da DQO<sub>b</sub>, uma vez que essas foram de 91 e 90%, para os TDH de 7,17 e 12,82 h, respectivamente. Já nas temperaturas de 4,13 e 6,00 °C, mesmo com os TDH variando de 8,00, 10,00 e 12,00 h, ocorreram as situações com as menores eficiências na redução da DQO.

Figura 20 – Gráficos da relação entre a redução da DQO<sub>b</sub>, temperatura e TDH.



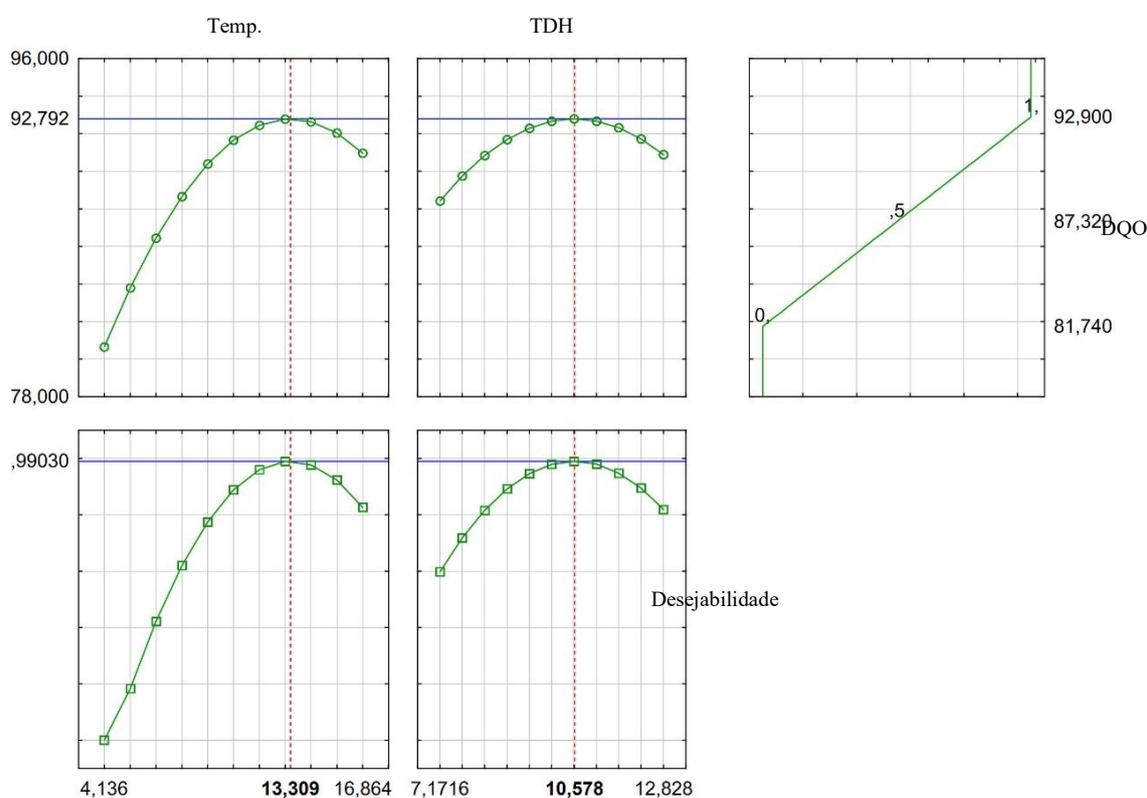
FONTE: O autor (2023)

### 4.3.3 Modelo de regressão

Com os resultados das eficiências na redução da  $DQO_b$ , obtidos nas 10 etapas estabelecidas pelo DCCR, foi realizada a condição ótima, estabelecendo-se a desejabilidade para as características determinadas anteriormente.

Na Figura 21, os pontos representados nas linhas verdes, apresentam os resultados obtidos nas análises para redução da  $DQO_b$ , em relação a temperatura e TDH, as linhas azuis indicam os melhores pontos para as variáveis e, as linhas vermelhas, o ponto para melhor desempenho, sendo considerada a condição desejável.

Figura 21 – Gráficos decodificados para a desejabilidade na redução da  $DQO_b$ .



FONTE: O autor (2023)

As variáveis para condição ótima, estabelecidas nos gráficos da Figura 21, com temperatura de 13,31 °C e TDH de 10,58 h, foram testadas em análise experimental no reator anaeróbio híbrido, para posterior comparação com os valores preditos, conforme Tabela 17.

Tabela 17 – Condição ótima e análise experimental.

<b>Resultados</b>	<b>Variáveis decodificadas</b>		<b>Redução da DQO<sub>b</sub> (%)</b>
	<b>Temp. (°C)</b>	<b>TDH (h)</b>	
Predito	13,30	10,57	93
Realizado	13,50	10,57	92

FONTE: O autor (2023).

Os valores obtidos por meio da configuração do reator com as características para a condição ótima ficaram muito próximos ao predito. Enquanto o valor predito era de 93% de eficiência na redução da DQO<sub>b</sub>, o resultado obtido ficou em 92%, confirmando a validação do modelo de regressão definido pelo DCCR.

## 5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Após a análise dos resultados de todas as etapas realizadas durante o experimento, conclui-se que o uso de reatores anaeróbios híbridos, em regiões de clima frio, são eficientes para a remoção de matéria orgânica, uma vez que, com temperaturas variando de  $4,97 (\pm 0,19)$  e  $15,98 (\pm 0,64)$  °C, a eficiência em reduzir a DQO<sub>b</sub> permaneceu acima de 80%, chegando a 93%.

A estabilidade do reator foi verificada, tendo mantido pH próximo à neutralidade, com valores entre 6,8 e 7,1, mesmo com as alterações sofridas devido às mudanças de temperatura e TDH, e a AT e os AV se mantiveram estáveis durante todas as etapas de funcionamento.

A geração de biogás, por meio da digestão anaeróbia, apresentou oscilação em todas as temperaturas e TDH, gerando diferentes vazões desse gás, mesmo em ensaios com as mesmas características físico-químicas.

Embora o uso de reatores híbridos seja interessante para a remoção de matéria orgânica em regiões de clima temperado, o mesmo não ocorre para a geração de biogás, dessa maneira, caso o interesse para a instalação desse tipo de reator vise à utilização do biogás como alternativa a combustíveis fósseis, a produção nas épocas mais frias poderá permanecer abaixo do esperado.

Haja vista os resultados e a operação do reator durante esse projeto, o levantamento da diversidade dos micro-organismos presentes em cada etapa poderá auxiliar na compreensão sobre a oscilação na geração de biogás e da alta eficiência na redução da DQO<sub>b</sub>, ao associar as arqueias e bactérias presentes, com suas características biológicas de consumo de matéria orgânica e geração de gases como metano, hidrogênio e sulfeto de hidrogênio.

A análise, em cada etapa, dos sólidos totais, sólidos totais fixos e sólidos totais voláteis, poderá auxiliar na correlação entre a disponibilidade desses sólidos no efluente, com a eficiência na redução da DQO. Além disso, poderá ser observada a retenção de sólidos para cada temperatura trabalhada.

## REFERÊNCIAS

- ABDELGADIR, A.; CHEN, X.; LIU, J. *et al.* Characteristics, process parameters, and inner components of anaerobic bioreactors. **BioMed Research International**, [s.l.], v. 2014, p. 1-10, 2014.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Atlas esgotos**: atualização da base de dados de estações de tratamento de esgotos no Brasil. Brasília, ANA, 2020.
- AGRAWAL, L. K.; OHASHI, Y.; MOCHIDA, E. *et al.* Treatment of raw sewage in a temperate climate using a UASB reactor and the hanging sponge cubes process. **Water Sci. Technol.**, [s.l.], v. 36, n. 6-7, p. 433-440, 1997.
- AHAMMAD, S. Z.; SREEKRISHNAN, T. R. Energy from wastewater treatment. *In*: PRASAD, M. N. V. (Ed.). **Bioremediation and Bioeconomy**. [s.l.]: Elsevier, [s.v.], c. 20, p. 523-536, 2016.
- AKILA, G.; CHANDRA, T. S. Performance of na UASB reactor treating synthetic wastewater at low-temperature using cold-adapted seed slurry. **Process Biochemistry**, [s.l.], v. 42, p.466-471, 2007.
- AKINDOLIRE, M. A.; RAMA, H.; ROOPNARAIN, A. Psychrophilic anaerobic digestion: a critical evaluation of microorganisms and enzymes to drive the process. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, [s.l.], v. 161, [s.p.], 2022.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 6023**: informação e documentação: referências: elaboração. Rio de Janeiro, 2018.
- AWE, O.W.; ZHAO, Y.; NZIHOU, A. *et al.* A review of biogas utilisation, purification and upgrading technologies. **Waste Biomass Valor**, [s.l.], v. 8, p. 267-283, 2017.
- BAIRD, R. B.; EATON, A. D.; RICE, E. W. (Ed.) **Standard methods for examination of water and wastewater**. 23 ed. Washington D.C.: American Public Health Association, 2017.
- BAKA, M.; DERLINDEN, E. V.; BOONS, K. *et al.* Impact of pH on the cardinal temperatures of *E. coli* K12: evaluation of the gamma hypothesis. **Food Control**, [s.l.], v. 29, n. 2, p. 328-335, 2013.
- BANU, J. R.; KALIAPPAN, S.; BECK, D. High rate anaerobic treatment of sago wastewater using HUASB with PUF as carrier. **International Journal of Environmental Science & Technology**, [s.l.], v. 3, n. 1, p. 69-77, 2006.
- BARROS, K. K.; GAVAZZA, S.; FLORENCIO, L. *et al.* The influence of excess sludge discharge on the performance of a full-scale UASB reactor. **Archaea**, [s.l.], v. 2013, p. 1-10, 2013.
- CAYETANO, R. D. A.; KIM, G.; PARK, J. *et al.* Biofilm formation as a method of improved treatment during anaerobic digestion of organic matter for biogas recovery. **Bioresource Technology**, [s.l.], v. 344 B, 2022,

CHERNICHARO, C. A. L. Post-treatment options for the anaerobic treatment of domestic wastewater. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, [s.l.], v. 5, n. 1, p. 73-92, 2006.

CHERNICHARO, C. A. L. **Biological wastewater treatment**. Londres: IWA Publishing, 2007. (Anaerobic Reactors, v.4), 2007.

CHRISTY, P. M.; GOPINATH, L. R.; DIVYA, D. A review on anaerobic decomposition and enhancement of biogas production through enzymes and microorganisms. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, [s.l.], v. 34p. 167-173, 2014.

**Climatempo**. Disponível em: <https://www.climatempo.com.br>. Acesso em: 08 dez. 2022.

CRONE, B. C.; GARLAND, J. L.; SORIAL, G. A. *et al.* Significance of dissolved methane in effluents of anaerobically treated low strength wastewater and potential for recovery as an energy product: A review. **Water Research**, [s.l.], v. 104, p. 520-531, 2016.

DAUD, M. K.; RIZVI, H.; AKRAM, M. F. *et al.* Review of upflow anaerobic sludge blanket reactor technology: effect of different parameters and developments for domestic wastewater treatment. **Journal of Chemistry**, [s.l.], v. 2018, p. 1-13, 2018.

DENG, L.; LIU, Y.; WANG, W. **Biogas Technology**. Singapura: Springer, 2020.

DILALLO, R.; ALBERTSON, O. R. Volatile acids by direct titration. **Journal Water Pollution Control Federation**, Washington, v. 23, n. 4, p. 356-365, 1961.

ELMITWALLI, T. A.; ZANDVOORT, M.; ZEEMAN, G. *et al.* Low temperature treatment of domestic sewage in upflow anaerobic sludge blanket and anaerobic hybrid reactors. **Water Sci. Technol.**, [s.l.], v. 39, n. 5, p. 177-185, 1999.

ELMITWALLI, T. A.; ZEEMAN, G.; LETTINGA, G. Anaerobic treatment of domestic sewage at low temperature. **Water Sci. Technol.**, [s.l.], v. 44, n. 4, p. 33-40, 2001.

ELMITWALLI, T. A., SKLYAR, V., ZEEMAN *et al.* Low temperature pre-treatment of domestic sewage in an anaerobic hybrid or an anaerobic filter reactor. **Bioresource Technology**, [s.l.], v. 82, n.3, p. 233-239, 2002.

ELMITWALLI, T.; OTTERPOHL, R. Grey water treatment in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor at different temperatures. **Water Sci. Technol.**, [s.l.], v. 64, n. 3, p. 610-617, 2011.

ESPARZA-SOTO, M.; ALCARAZ-IBARRA, S.; LUCERO-CHÁVEZ, M. *et al.* Influence of low operating temperature on biomass yield during anaerobic treatment of chocolate confectionery wastewater in a pilot-scale UASB reactor. **Journal of Water Process Engineering**, [s.l.], v. 48, [s.p.], 2022.

GERARDI, M. H. (Ed.). **The Microbiology of Anaerobic Digesters**. Nova Jersey: John Wiley & Sons, Inc, 2003.

GODINHO, J. P. **Comportamento dinâmico e hidrodinâmico de reator anaeróbio híbrido (UAHB) submetido à variação de carga hidráulica horária no tratamento de esgoto sanitário**. 2017. 129 f. Dissertação de Mestrado (Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2016.

GODOI, L. A. G.; COSTA, R. B.; GUERRERO, R. B. S. *et al.* (Org.) **Métodos analíticos aplicados ao monitoramento de processos biológicos de tratamento de águas residuárias**. São Carlos: EESC/USP, 2021.

GUIOT, S. R.; VAN DEN BERG, L. Performance of an upflow anaerobic reactor combining a sludge blanket and a filter treating sugar waste. **Biotechnology letters**, [s.l.], v. 6, n. 3, p. 161-164, 1984.

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**, [s.l.], v. 24, p. 352-357, 2017.

HIDAKA, T.; NAKAMURA, M.; ORITATE, F. *et al.* Comparative anaerobic digestion of sewage sludge at different temperatures with and without heat pre-treatment. **Chemosphere**, [s.l.], v. 307, n. 3, [s.p.], 2022.

KAUL, R.; MATTIASSON, B. Anaerobes in industrial- and environmental biotechnology. **Adv. Biochem Eng Biotechnol**, [s.l.], v. 156, p. 1-33, 2016.

KAYSER, R. Activated sludge process. *In*: REHM, H. -J.; REED, G. (Ed.). **Biotechnology**. Weinheim: WILEY-VCH, v. 11a, c. 13, p. 254-281, 2001.

KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R., AMARAL, A. S. (Ed.). **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato**. Concórdia: Sbera: Embrapa Suínos e Aves, 2019.

LENS, P. N. L.; VISSER, A.; JANSSEN, A. J. H. *et al.* Biotechnological treatment of sulfate-rich wastewaters. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, [s.l.], v. 28, n. 1, p. 41-88, 1998.

LEÓN, E. S.; VARGAS-MACHUCA, J. A. P.; CORONA, E. L. *et al.* Anaerobic digestion of municipal sewage under psychrophilic conditions. **Journal of Cleaner Production**, [s.l.], v. 198, p. 931-939, 2018.

LETTINGA, G.; POL, L. W. H.; VAN LIER, J. B. *et al.* Possibilities and potential of anaerobic wastewater treatment using anaerobic sludge bed (ASB) reactors. *In*: REHM, H. - J.; REED, G. (Ed.). **Biotechnology**. Weinheim: WILEY-VCH, v. 11a, c. 25, p. 517-526, 2001.

LETTINGA, G.; REBAC, S.; ZEEMAN, G. Challenge of psychrophilic anaerobic wastewater treatment. **Trends in Biotechnology**, [s.l.], v. 19, p. 363-370, 2001.

LIMA, D. A.; SOUSA, J. T. ; LIMA, J. F ; SOUSA, T. A. T. ; HENRIQUE, I. N. Tratamento de esgotos domésticos em reator anaeróbio híbrido seguido de reator com algas imobilizadas. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales**, [s.l.], v. 8, p. 270-285, 2015.

LOGANATH, R.; MAZUMDER, D. 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**, [s.l.], v. 6, n. 2, p. 3474-3484, 2018.

LUOSTARINEN, S.; SANDERS, W.; KUJAWA-ROELEVELD, K. *et al.* Effect of temperature on anaerobic treatment of black water in UASB-septic tank systems. **Bioresource Technology**, [s.l.], v. 98, n. 5, p. 980-986, 2007.

MAGDALENA, J. A.; BALLESTEROS, M.; GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ, C. Acidogenesis and chain elongation for bioproduct development. *In: OLIVARES, J.A. et al. (Ed.). Wastewater Treatment Residues as Resources for Biorefinery Products and Biofuels.* [s.l.]: Elsevier, [s.v.], c. 17, p. 391-414, 2020.

MAHMOUD, N. **Anaerobic pre-treatment of sewage under low temperature (15 °C) conditions in an integrated UASB-digester system.** 2002. 128 p. Doutorado – Wageningen University. Wageningen, Países Baixos, 2002.

MAHMOUD, N.; ZEEMAN, G.; GIJZEN, H. *et al.* Solids removal in upflow anaerobic reactors, a review. **Bioresource Technology**, [s.l.], v. 90, n. 1, p. 1-9, 2003.

METCALF, L.; EDDY, H. **Wastewater engineering: Treatment and Resource Recovery.** 5. ed. Nova Iorque: McGraw-Hill, 2014.

MICHELON, L. K. **Avaliação da produção de biogás em um reator anaeróbio híbrido (UAHB) tratando esgoto sanitário sintético.** 2019. 67 f. Mestrado (Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2019.

MICHELON, L. K.; RAMOS, J. G. V. *et al.* Effects of temperature and HRT on biogás production in moving and fixed bed of a novel upflow anaerobic hybrid (UAHB) reactor. **Environmental Technology**, [s.l.], v. 13, n. 1, p. 1-14, 2022.

MIKI, M. K.; CHEN, G. H., VAN LOOSDRECHT, M. C. M. *ET AL.* (Ed.). **Tratamento biológico de esgoto: Princípios, Modelagem e Projeto.** [s.l.]: IWA Publishing, 2022.

MORANDINI, N. A. **Remoção de metano dissolvido com câmara de dessorção em reator anaeróbio híbrido.** 2022. 81 f. Mestrado (Pós-Graduação em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2022.

MORTEZAEI, Y.; AMANI, T.; ELYASI, Sh. High-rate anaerobic digestion of yogurt wastewater in a hybrid EGSB and fixed-bed reactor: optimizing through response surface methodology. **Process Safety and Environmental Protection**, [s.l.], v. 113, p. 255-263, 2018.

MULLAI, P.; VISHALI, S.; YOGESWARI, M. K. *et al.* Methane production and recovery from wastewater. *In: VARJANI, S.; PANDEY, A.; GNANSOUNOU, E. et al. (Ed.). Current Developments in Biotechnology and Bioengineering*. [s.l.]: Elsevier, [s.v.], c. 2, p. 17-36 2020.

MUSA, M. A.; IDRUS, S. Effect of hydraulic retention time on the treatment of real cattle slaughterhouse wastewater and biogas production from HUASB reactor. **Water**, [s.l.], v. 12, n. 2, p. 490, 2020.

NARRA, M.; BALASUBRAMANIAN, V.; MEHTA, H. *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**, [s.l.], v. 152, p. 59-65, 2014.

NÁTHIA-NEVES, G.; BERNI, M.; DRAGONE, G. *et al.* Anaerobic digestion process: technological aspects and recent developments. **International Journal of Environmental Science and Technology**, [s.l.], v. 15, p. 2033-2046, 2018.

NOYOLA, A.; CAPDEVILLE, B.; ROQUES, H. Anaerobic treatment of domestic sewage with a rotating-stationary fixed-film reactor. **Wat. Res.**, [s.l.], v. 22, n. 12, p. 1585-1592, 1988.

OKTEM, Y. A.; INCE, O.; SALLIS, P. *et al.* Anaerobic treatment of a chemical synthesis-based pharmaceutical wastewater in a hybrid upflow anaerobic sludge blanket reactor. **Bioresource Technology**, [s.l.], v. 99, n. 5, p. 1089-1096, 2007.

ÖZTÜRK, I.; EROGLU, V.; UBAY, G. *et al.* Hybrid upflow anaerobic sludge blanket reactor (HUASBR) treatment of dairy effluents. **Wat. Sci. Tech.**, [s.l.], v. 28, n. 2, p. 77-85, 1993.

PATEL, B. R.; RANA, P. H. Performance evaluation of hybrid upflow anaerobic sludge blanket reactors with different inert media for sewage treatment. **Bioresource Technology Reports**, [s.l.], v. 18, [s.p.], 2022.

PETROPOULOS, E.; SHAMURAD, B.; TABRAIZ, S. *et al.* Sewage treatment at 4 °C in anaerobic upflow reactors with and without a membrane – performance, function and microbial diversity. **Environmental Science: Water Research and Technology**, [s.l.], v. 7, n. 1, p. 156-171, 2021.

PRAKASHAM, R. S.; KUMAR, B. S. Bacterial metabolism – coupled energetics. *In* MOHAN, S. V.; VARJANI, S.; PANDEY, A. (Ed.). **Biomass, Biofuels and Biochemicals - Microbial Electrochemical Technology**, [s.l.]: Elsevier, [s.v.], c. 2.1, p. 227–260, 2019.

PRIYA, M., MEENAMBAL, T., BALASUBRAMANIAN, N. *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**, [s.l.], v. 11, p. 483-490, 2015.

QASIM, S. R.; ZHU, G. **Wastewater Treatment and Reuse – Theory and Design Examples**. Nova Iorque: CRC Press, 2018. (v.1 Principles and Basic Treatment).

RAJAGOPAL, R.; MEHROTRA, I.; KUMAR, P. *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**, [s.l.], v. 61, n. 6, p. 1441-1450, 2010.

RAMAKRISHNAN, A.; SURAMPALLI, R. Y. Comparative performance of UASB and anaerobic hybrid reactors for the treatment of complex phenolic wastewater. **Bioresource Technology**, [s.l.], v. 123, p. 352-359, 2012.

RAMOS, J. G. V.; LEON, F. A.; MICHELON, L. K. *et al.* Recovery of methane dissolved in the effluent of a novel upflow anaerobic hybrid reactor (UAHB) submitted to temperature variation. **Environmental Technology**, [s.l.], v. 44, n. 1, p. 57-67, 2021.

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**, [s.l.], v. 22, n. 3, p. 627-632, 2020.

RIPLEY, L. E.; BOYLE, W. C.; CONVERSE, J. C. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digester of high strength wastes. **Journal Water Pollution Control Federation**, Washington, v. 58, n. 5, p. 406-411, 1986.

RODWELL, V. W.; BENDER, D. A.; BOTHAM, K. M. *et al.* **Bioquímica Ilustrada de Harper**. Tradução: Luís Fernando Marques Dorvillé, Maria Elisabete Costa Moreira, Simone Kobe de Oliveira. 30. ed. Porto Alegre: AMGH, 2017.

ROSAS-MENDOZA, E. S.; MÉNDEZ-CONTRERAS, J. M.; MARTÍNEZ-SIBAJA, N. A. *et al.* Anaerobic digestion of citrus industry effluents using an anaerobic hybrid reactor. **Clean Technologies and Environmental Policy**, [s.l.], v. 20, n. 7, p. 1387-1397.

SAFITRI, A. S.; KASTER, K. M.; KOMMEDAL, R. Effect of low temperature and municipal wastewater organic loading on anaerobic granule reactor performance. **Bioresource Technology**, [s.l.], v. 360, [s.p.], 2022.

SILVEIRA, B. *et al.* **Guia técnico de aproveitamento energético de biogás em estações de tratamento de esgoto / Probiogás**. Organizadores: Ministério das Cidades, Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit GmbH (GIZ); Brasília, DF. Ministério das Cidades, 2015.

STANFORD, M. P. A.; KATO, M. Comparação de reatores UASB e Híbrido tratando esgoto sanitário *In: Anais do 22º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES)*, Joinville, 2003.

STAZI, V.; ANNESINI, M. C.; TOMEI, M. C. Anaerobic domestic wastewater treatment in a sequencing granular UASB bioreactor: feasibility study of the temperature effect on the process performance. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, [s.l.], v. 10, n. 5, 2022.

TICHÝ, R., LENS, P., GROTENHUIS, J. T. C. *et al.* Solid-state reduced sulfur compounds: environmental aspects and bio-remediation. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, [s.l.], v. 28, n. 1, p. 1-40, 1998.

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**, [s.l.], v 17, n. 1, p. 223-227, 2018.

TILCHE, A.; VIEIRA, S. M. M. Discussion report on reactor design of anaerobic filters and sludge bed reactors. **Water Sci. Technol.**, [s.l.], v. 24, p. 193-206, 1991.

TREGO, A. C.; HOLOHAN, B. C.; KEATING, C. *et al.* First proof of concept for full-scale, direct, low-temperature anaerobic treatment of municipal wastewater. **Bioresource Technology**, [s.l.], v. 341, [s.p.], 2021.

UEMURA, S.; HARADA, H. Treatment of sewage by a UASB reactor under moderate to low temperature conditions. **Bioresource Technology**, [s.l.], v. 72, p. 275-282, 2000.

VAN DEN BRAND, T. P.; ROEST, K.; CHEN, G. H. *et al.* Potential for beneficial application of sulfate reducing bacteria in sulfate containing domestic wastewater treatment. **World J Microbiol Biotechnol.**, [s.l.], v. 31, n. 11, p. 1675-1681, 2015.

VELASCO, A.; FRANCO-MORGADO, M.; REVAH, S. *et al.* Desulfurization of biogas from a closed landfill under acidic conditions deploying an iron-redox biological process. **ChemEngineering**, [s.l.], v. 3, n. 71, [s.p.], 2019.

VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L. **Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions**. Londres: IWA Publishing, v. 1, 2005.

VON SPERLING, M. **Biological Wastewater Treatment**. Londres: IWA Publishing, 2007. (Basic Principles of Wastewater Treatment, v.2), 2007.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, v. 1, 2014.

WATANABE, R.; NIE, Y.; WAKAHARA, S. Investigation on the response of anaerobic membrane bioreactor to temperature decrease from 25 °C to 10 °C in sewage treatment. **Bioresource Technology**, [s.l.], v. 243, p. 747-754, 2017.

WERKNEH, A. A.; GEBRU, S. B. Development of ecological sanitation approaches for integrated recovery of biogas, nutrients and clean water from domestic wastewater. **Resources, Environment and Sustainability**, [s.l.], v. 11, [s.p.], 2023.

WHITE, D. **The physiology and biochemistry of prokaryotes**. 3 ed. Nova Iorque: Oxford University Press, Inc., 2007.

YANQORITHA, N.; TURMUZI, M.; IRVAN, I *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**, [s.l.], v. 34, n. 6, p. 3100-3105, 2018.

ZABRANSKA, J.; POKORNA, D. Bioconversion of carbon dioxide to methane using hydrogen and hydrogenotrophic methanogens. **Biotechnology Advances**, [s.l.], v. 36, n. 3, p. 707-720, 2018.

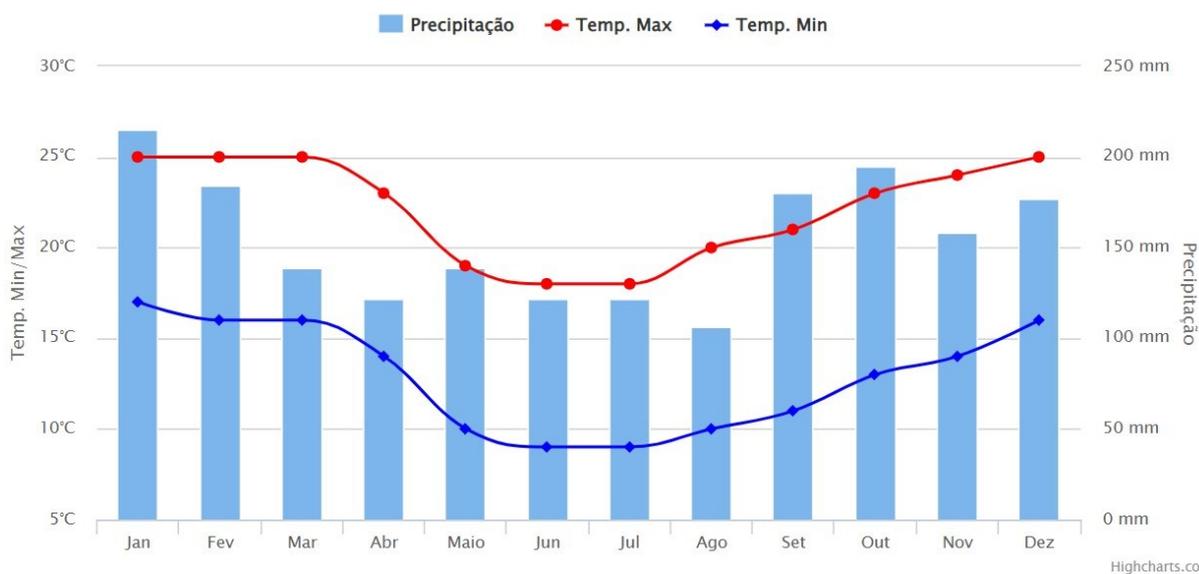
ZHANG, L.; VRIEZE, J.; HENDRICKX, T. L. G. *et al.* Anaerobic treatment of raw domestic wastewater in a UASB-digester at 10 °C and microbial community dynamics. **Chemical Engineering Journal**, [s.l.], v. 334, p. 2088-2097, 2018.

ZHANG, Y.; GUO, B.; ZHANG, L. *et al.* Key syntrophic partnerships identified in a granular activated carbon amended UASB treating municipal sewage under low temperature conditions. **Bioresource Technology**, [s.l.], v. 312, [s.p.], 2020.

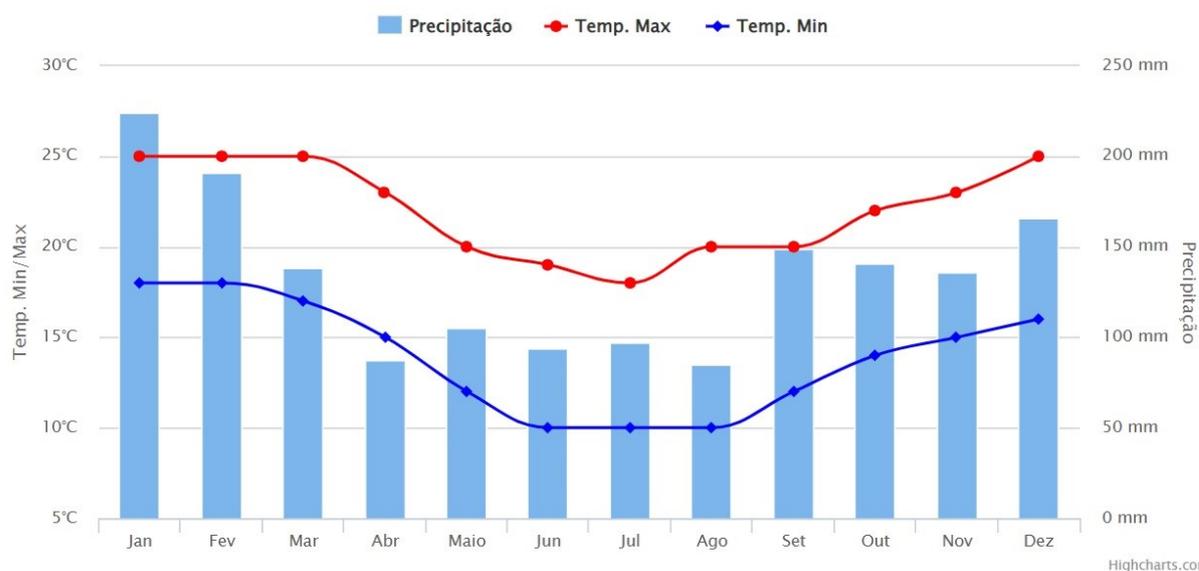
## ANEXO 1 – GRÁFICOS DE MÉDIAS DE TEMPERATURAS

Guarapuava - BR

compartilhar



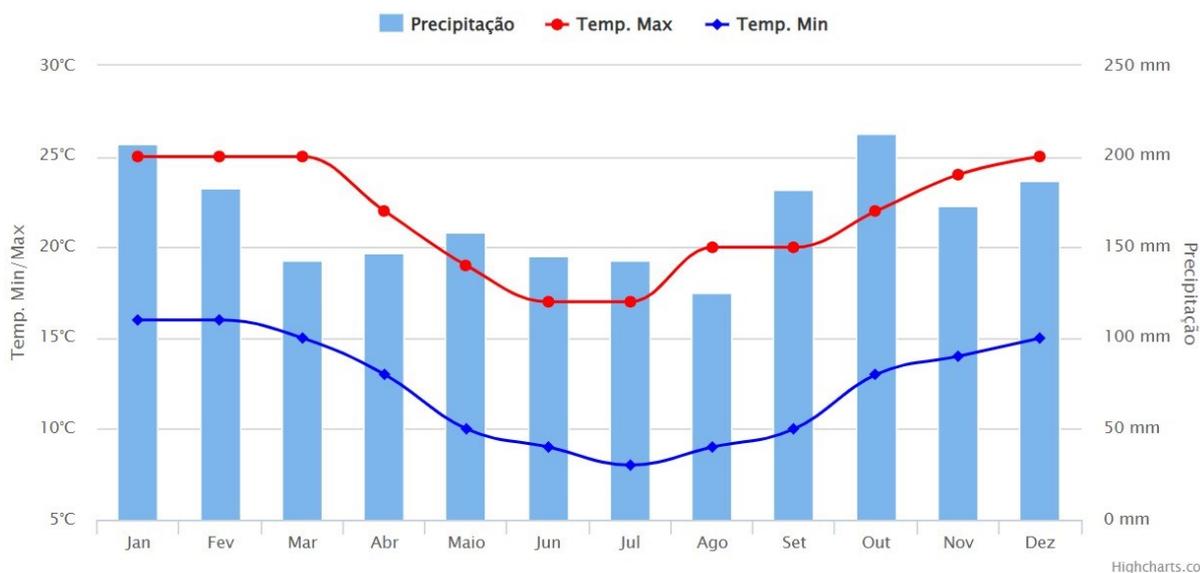
FONTE: Climatempo (2022) Disponível: <https://www.climatempo.com.br/climatologia/273/guarapuava-pr>. Acesso em: 08 dez. 2022.



FONTE: Climatempo (2022) Disponível: <https://www.climatempo.com.br/climatologia/271/curitiba-pr>. Acesso em: 08 dez. 2022.

## Palmas - BR

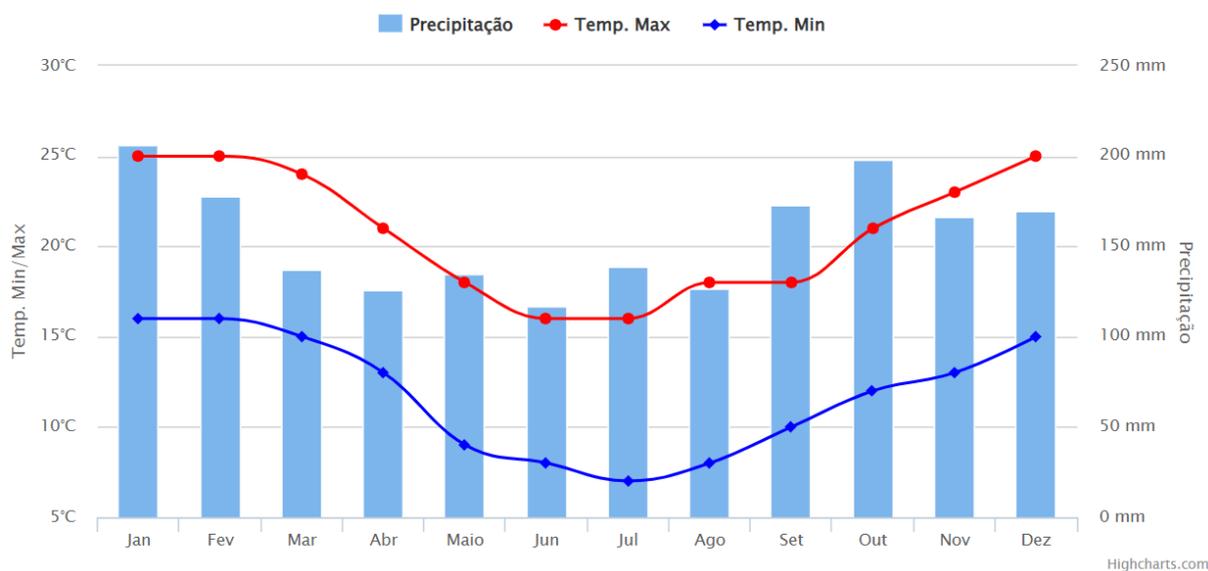
compartilhar 



FONTE: Climatempo (2022) Disponível: <https://www.climatempo.com.br/climatologia/767/palmas-pr>. Acesso em: 08 dez. 2022.

## Lages - BR

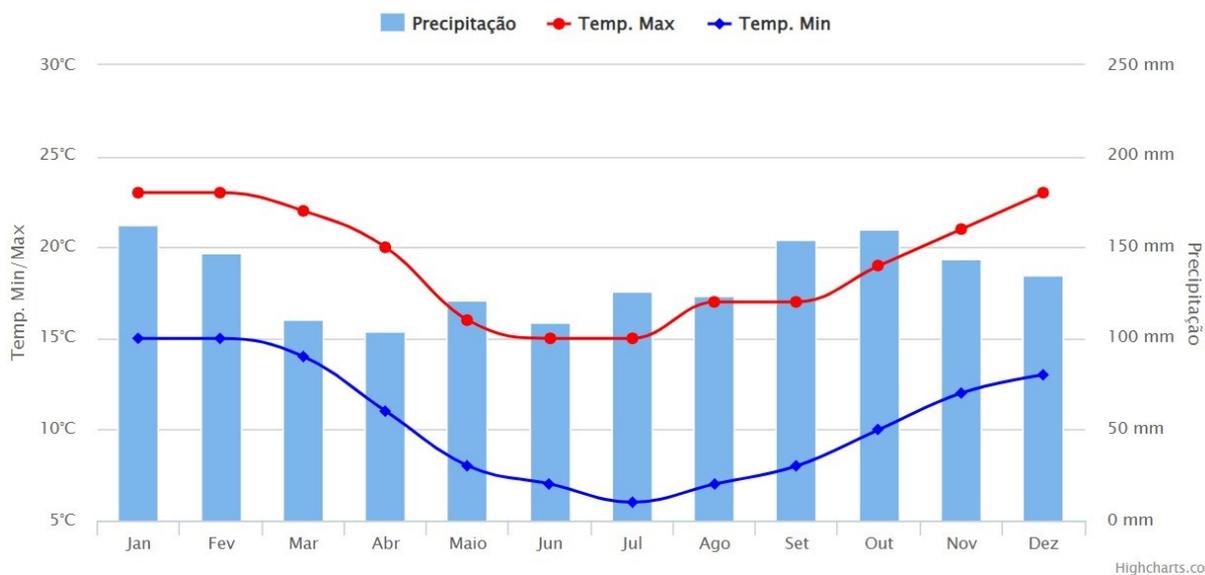
compartilhar 



FONTE: Climatempo (2022) Disponível: <https://www.climatempo.com.br/climatologia/382/lages-sc>. Acesso em: 08 dez. 2022.

### São Joaquim - BR

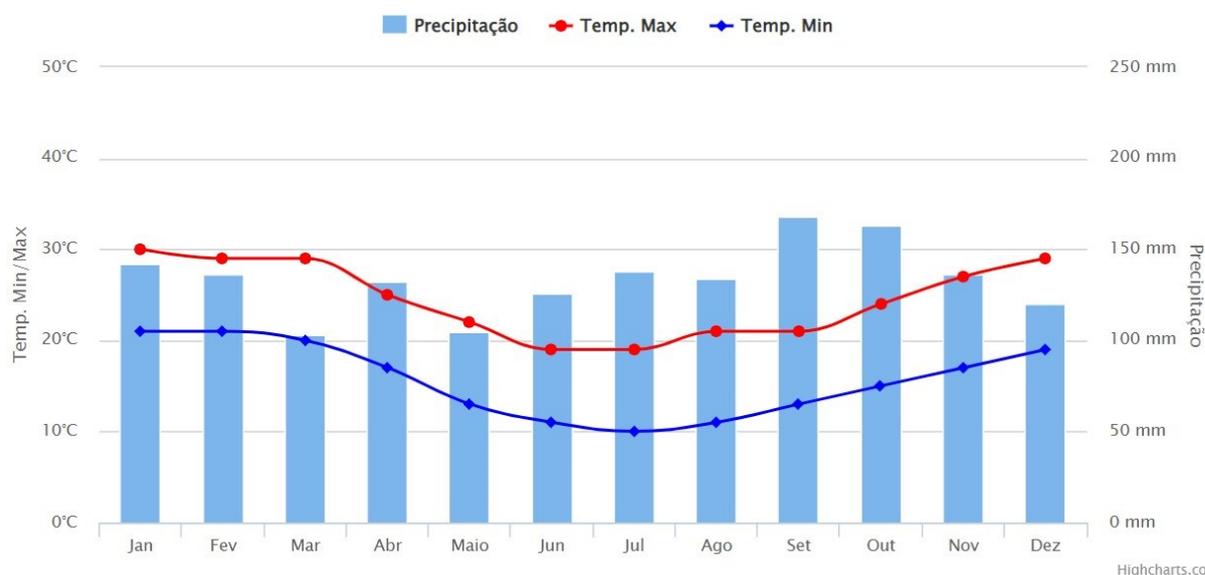
compartilhar 



FONTE: Climatempo (2022) Disponível: <https://www.climatempo.com.br/climatologia/383/saojoaquim-sc>. Acesso em: 08 dez. 2022.

### Porto Alegre - BR

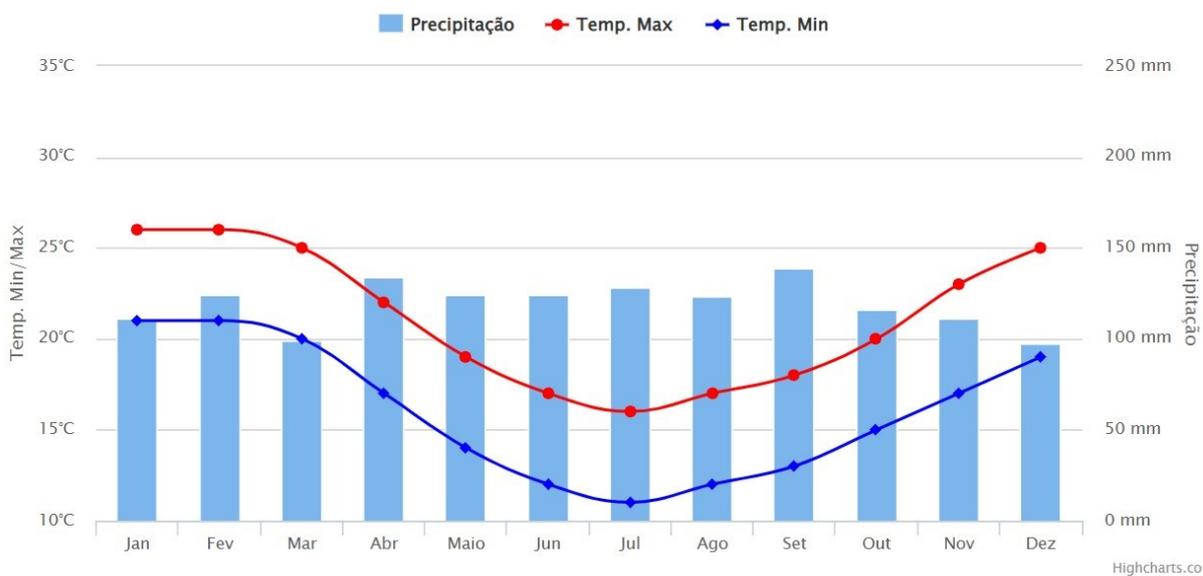
compartilhar 



FONTE: Climatempo (2022) Disponível: <https://www.climatempo.com.br/climatologia/363/portoalegre-rs>. Acesso em: 08 dez. 2022.

## Pelotas - BR

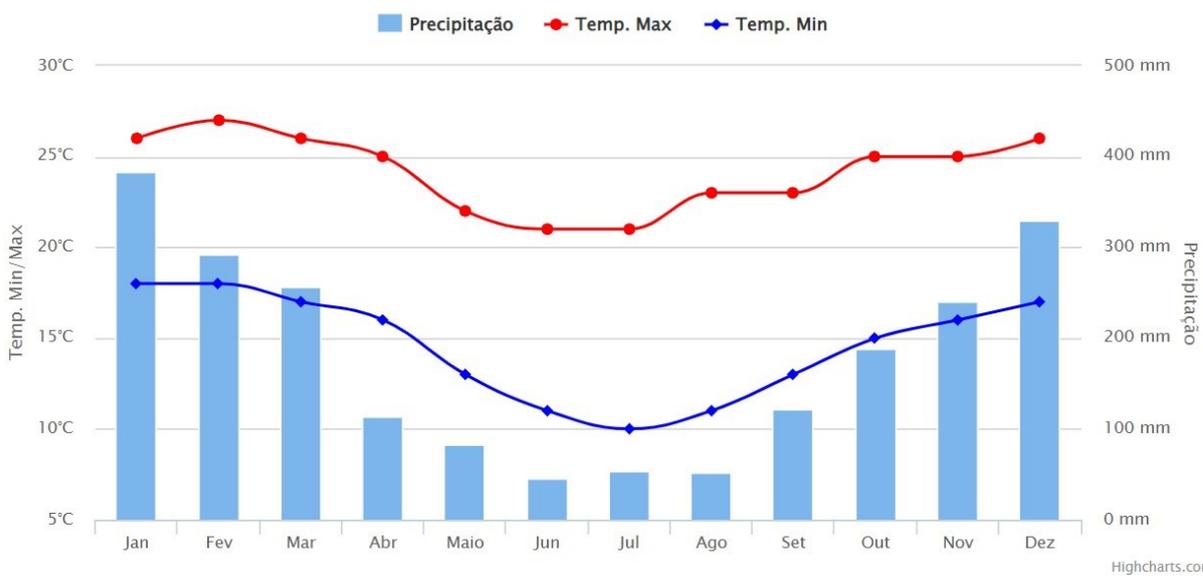
compartilhar 



FONTE: Climatempo (2022) Disponível: <https://www.climatempo.com.br/climatologia/362/pelotas-rs>. Acesso em: 08 dez. 2022.

## Campos do Jordão - BR

compartilhar 



FONTE: Climatempo (2022) Disponível: <https://www.climatempo.com.br/climatologia/420/camposdojordao-sp>. Acesso em: 08 dez. 2022.