

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE PONTA GROSSA**  
**SETOR DE ENGENHARIAS, CIÊNCIAS AGRÁRIAS E TECNOLOGIA**  
**DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL**

**KAIO GUSTAVO GOMES**

**EFEITO DE CARGAS ORGÂNICAS CRESCENTES NO TRATAMENTO DE ÁGUA  
CINZA DE PIA DE COZINHA POR REATORES ANAERÓBIOS ACIDOGÊNICO-  
METANOGÊNICO**

**PONTA GROSSA**

**2023**

**KAIO GUSTAVO GOMES**

**EFEITO DE CARGAS ORGÂNICAS CRESCENTES NO TRATAMENTO DE ÁGUA  
CINZA DE PIA DE COZINHA POR REATORES ANAERÓBIOS ACIDOGÊNICO-  
METANOGÊNICO**

Trabalho apresentado à disciplina de OTCC  
como requisito parcial para a obtenção do título  
de Bacharelado em Engenharia Civil, da  
Universidade Estadual de Ponta Grossa.

Orientadora: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Maria Magdalena  
Ribas Döll

**PONTA GROSSA**

**2023**

**KAIO GUSTAVO GOMES**

**EFEITO DE CARGAS ORGÂNICAS CRESCENTES NO TRATAMENTO DE ÁGUA  
RESIDUÁRIA DE PIA DE COZINHA POR REATORES ANAERÓBIOS  
ACIDOGÊNICO-METANOGÊNICO**

Este Trabalho de Conclusão de Curso foi julgado e aprovado como requisito para a obtenção do título de Bacharel em Engenharia Civil pela Universidade Estadual de Ponta Grossa.

**BANCA EXAMINADORA:**

---

Prof.<sup>a</sup> Dra. Maria Magdalena Ribas Döll

Departamento de Engenharia Civil – Universidade Estadual de Ponta Grossa

---

Prof.º Dr. Guilherme Araújo Vuitik

Departamento de Engenharia Civil – Universidade Estadual de Ponta Grossa

---

Prof.º Dr. Lucas Tadeu Fuess

Departamento de Hidráulica e Saneamento – Escola de Engenharia de São Carlos,  
Universidade de São Paulo (SHS/EESC/USP)

Ponta Grossa, 23 de Novembro de 2023

## AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, a Deus.

À minha mãe, Edineia Latyki, que não apenas me incentivou a focar nos estudos, mas também esteve comigo nos momentos difíceis, oferecendo amor, apoio e amparo que não tenho palavras para descrever quão importantes foram para mim. Sem a presença dela, eu não teria alcançado o que alcancei.

Ao meu pai, Welson Luis Gomes, que nos deixou no início ano de 2023, mas com certeza fez tudo o que estava ao seu alcance (e às vezes, mais do que podia) para me auxiliar nesta trajetória. Sua partida deixou um vazio que jamais será preenchido, mas ele deixa um legado de aprendizado que moldou a pessoa que sou hoje. A sua presença, ainda que física tenha se ido, continuará a me acompanhar em cada passo da minha jornada.

Ao meu irmão, Welson Luis Gomes Junior, que nunca permitiu que eu desistisse, esteve ao meu lado nos momentos bons mais principalmente nos momentos difíceis, oferecendo conselhos e tornando a minha caminhada mais fácil.

À minha orientadora Dr<sup>a</sup> Maria Magdalena Ribas Döll, que me acolheu como aluno de iniciação científica ainda no meu primeiro ano de faculdade, e tem sido minha mentora desde então. Sua paciência e apoio inabaláveis me incentivaram a nunca desistir dos meus objetivos, por mais desafiadores e ousados que fossem.

Ao laboratorista Cícero Wislei Fernandes Guerellus por sua competência técnica excepcional, que não apenas auxiliou na execução das análises, mas também pela atmosfera de trabalho alegre e contagiante que ele trouxe ao laboratório.

A todos os professores que compartilharam seus conhecimentos comigo, como disse Isaac Newton “Se eu vi mais longe, foi por estar sobre ombros de gigantes.” E com certeza sempre tive os melhores professores, que tornavam a ciência mais empolgante e estimulante.

Agradeço, em particular, aos professores do departamento de Engenharia Civil da UEPG, que me ensinaram não apenas a teoria, mas também a paixão pela Engenharia Civil.

Agradeço também a todos os colegas da faculdade que me ajudaram durante esse período, seja em trabalhos em grupos ou nas conversas durante as inúmeras horas de análises no laboratório.

Este é um marco significativo na minha vida, e essas palavras de agradecimento são uma pequena forma de reconhecer e valorizar todas as pessoas que fizeram parte dessa jornada comigo. Obrigado a todos por fazerem parte da minha trajetória acadêmica e por contribuírem para o meu crescimento pessoal e profissional.

## RESUMO

O saneamento básico é essencial para a qualidade de vida e prevenção de doenças. No entanto, muitos brasileiros ainda não têm acesso a coleta e tratamento de esgoto e, por isso, a meta de aumentar este atendimento para 90% da população até 2033 foi estabelecida pelo Marco Legal do Saneamento. Os sistemas anaeróbios desempenham um papel muito importante, pois são economicamente mais interessantes para o tratamento de esgotos. Porém, estes sistemas necessitam de outras unidades operacionais complementares para atingir os padrões de lançamento de esgotos em corpos hídricos superficiais. O objetivo deste trabalho foi avaliar o tratamento anaeróbio em reator acidogênico seguido por metanogênico da água cinza oriunda da lavagem de louças usando detergente biodegradável. O trabalho foi dividido em três etapas principais: montagem do aparato experimental, ensaios hidrodinâmicos e operação do sistema. Foram usados dois reatores em acrílico, um para representar o reator acidogênico com enchimento de espuma de poliuretano e um para representar o reator metanogênico com enchimento de espuma de polietileno. A água residuária cinza de lavagem de louça foi utilizada como afluente. O ensaio hidrodinâmico utilizou cloreto de sódio como material traçador, com análise da condutividade para avaliar a dispersão no sistema e ensaio com estímulo tipo degrau. Os reatores foram operados em diferentes fases, variando a carga orgânica volumétrica. O pH foi controlado, principalmente no reator metanogênico, e estratégias de correção incluíram o uso de bicarbonato de sódio e calcário. Durante a operação, ocorreu uma variação na temperatura ambiente. As análises realizadas incluíram parâmetros como pH, turbidez, condutividade elétrica, demanda química de oxigênio, fósforo, nitrogênio, sólidos, alcalinidade e acidez volátil. As análises estatísticas foram aplicadas em alguns parâmetros para avaliar possíveis diferenças significativas. A relação entre a demanda química de oxigênio e a demanda biológica de oxigênio (DQO/DBO) da água residuária de 4,58 (DP=1,71) indicou baixa biodegradabilidade, mas a relação entre sólidos dissolvidos totais e sólidos totais (SDT/ST) de 0,61 (DP=0,17) com potencial para tratamento biológico. A análise hidrodinâmica mostrou volume morto menor no reator metanogênico (404,7 mL), comparado ao reator acidogênico (1027,5 mL). Durante a variação de carga orgânica o sistema mostrou bom comportamento nas fases iniciais, apresentando remoção média de DQO de 81,46% (DP=5,82%) na fase 1 e 2 e de 93,37% (DP=1,40%) na fase 3. Mas chegou ao colapso devido a uma drástica e brusca mudança na carga orgânica que aumento de 4,04 para 18,87 KgDQO/dia, um aumento de 4,7 vezes. Mas apesar do colapso o sistema mostrou bons indicativos de que conseguiria se recuperar gradualmente, mostrando eficiência de remoção de DQO de 69,73% (DP=16,29%) na última fase de operação. Os resultados encontrados enfatizam a necessidade de considerar a origem e composição da água residuária cinza. Por fim este estudo contribuiu para compreender o desempenho do sistema de duas fases em condições ambientais diversas.

**Palavras-chave:** Biodigestão anaeróbia; Reatores de duas fases; Água residuária cinza; Esgoto Doméstico.

## ABSTRACT

Basic sanitation is essential for quality of life and disease prevention. However, many Brazilians still lack access to sewage collection and treatment, prompting the establishment of a goal to increase this coverage to 90% of the population by 2033, as outlined in the Legal Framework for Sanitation. Anaerobic systems play a crucial role, being economically advantageous for sewage treatment. Nevertheless, these systems require additional operational units to meet sewage discharge standards into surface water bodies. This study aimed to evaluate anaerobic treatment in an acidogenic followed by methanogenic reactor for graywater from dishwashing using biodegradable detergent. The work was divided into three main stages: assembly of the experimental apparatus, hydrodynamic tests, and system operation. Two acrylic reactors were employed, one representing the acidogenic reactor with polyurethane foam filling and the other representing the methanogenic reactor with polyethylene foam filling. Graywater from dishwashing served as the influent. Hydrodynamic testing utilized sodium chloride as a tracer material, with conductivity analysis to assess system dispersion and step-change stimulus testing. The reactors operated in different phases with varying volumetric organic loads. pH was controlled, particularly in the methanogenic reactor, and correction strategies included the use of sodium bicarbonate and limestone. Throughout the operation, ambient temperature varied. Analyses encompassed parameters such as pH, turbidity, electrical conductivity, chemical oxygen demand, phosphorus, nitrogen, solids, alkalinity, and volatile acidity. Statistical analyses were applied to certain parameters to assess potential significant differences. The chemical oxygen demand to biochemical oxygen demand ratio (COD/BOD) of the wastewater, 4.58 (SD=1.71), indicated low biodegradability, while the ratio of total dissolved solids to total solids (TDS/TS) of 0.61 (SD=0.17) suggested potential for biological treatment. Hydrodynamic analysis revealed a smaller dead volume in the methanogenic reactor (404.7 mL) compared to the acidogenic reactor (1027.5 mL). During organic load variations, the system exhibited good performance in the initial phases, showing an average COD removal of 81.46% (SD=5.82%) in phases 1 and 2, and 93.37% (SD=1.40%) in phase 3. However, it collapsed due to a drastic and abrupt increase in organic load, rising from 4.04 to 18.87 KgCOD/day, a 4.7-fold increase. Despite the collapse, the system demonstrated promising signs of gradual recovery, achieving a COD removal efficiency of 69.73% (SD=16.29%) in the last operational phase. The findings underscore the importance of considering the origin and composition of graywater. Ultimately, this study contributes to understanding the performance of the two-phase system under diverse environmental conditions.

**Keys words:** Anaerobic biodigestion; Two-phase reactors; Gray wastewater; Domestic Sewage.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Rotas metabólicas e grupos microbianos associados à degradação anaeróbia da matéria orgânica .....	17
Figura 2 - Esquemas de reatores básicos (a) Reator de batelada (b) Reator tubular (c) Reator de mistura completa (d) Reator arbitrário .....	21
Figura 3 – Exemplos de reatores de altas taxas (a) Reator de leito fixo tradicional (b) Reator com biodisco rotatório e (c) Reator com recirculação interna. ....	23
Figura 4 – Exemplos de reatores de alta taxa com crescimento disperso (a) Reator com recirculação interna (b) reator com chicanas e (c) reator de manta de lodo .....	23
Figura 5 – Configurações de sistema combinados de tratamento com o uso de reatores anaeróbios. Reator anaeróbio - reator anaeróbio .....	25
Figura 6 – Variação percentual do uso de detergente biodegradável em água cinza de pia de cozinha com relação a água cinza sem nenhum detergente .....	30
Figura 7 - Programação das etapas experimentais do trabalho .....	31
Figura 8 - Esquema do aparato experimental usado no trabalho .....	33
Figura 9 – Espuma de polietileno usada como meio suporte no reator metanogênico .....	33
Figura 10 - Reatores acidogênico e metanogênico antes e depois da montagem com os enchimentos .....	34
Figura 11 - Fases operacionais de acordo com a variação da carga orgânica volumétrica .....	38
Figura 12 - Capa de alumínio usada para proteção dos reatores .....	39
Figura 13 - Variação da temperatura durante o período experimental .....	40
Figura 14 - Pedra simuladas de calcário para correção do pH .....	42
Figura 15 - Gráfico de resposta (ajustado) padrão e DTR obtidos para o reator acidogênico .....	46
Figura 16 - Gráfico de resposta (ajustado) padrão e DTR obtidos para o reator metanogênico .....	46
Figura 17 – Caracterização das amostras coletadas .....	49
Figura 18 – Valores de DQO e DBO das amostras coletadas .....	51
Figura 19 - Relação DQO/DBO das amostras coletadas .....	52
Figura 20 - Relação de sólidos nas amostras coletadas .....	53
Figura 21 – Variação do pH durante o período experimental .....	55
Figura 22 – Variação da condutividade elétrica durante o período experimental .....	57
Figura 23 – Variação da turbidez período experimental .....	58
Figura 24 – Comportamento do valor médio da turbidez durante o período experimental .....	59
Figura 25 – Comportamento do valor das alcalinidades parcial, intermediária e total durante o período experimental .....	61
Figura 26 – Valores da relação AI/AP afluente do reator acidogênico e do reator metanogênico durante o período experimental .....	63
Figura 27 – Variação da concentração de ácidos voláteis durante o período experimental .....	65
Figura 28 – Comportamento do valor carga orgânica volumétrica de entrada em cada reator durante o período experimental .....	67
Figura 29 – Comportamento do valor médio de DQO durante o período experimental .....	68
Figura 30 – Eficiência de remoção de DQO durante o período experimental .....	69

Figura 31 - Distribuição de sólidos de acordo com sua classificação.....	71
Figura 32 – Comportamento da concentração de sólidos durante o período experimental na entrada do sistema e no efluente final (Saída) .....	72
Figura 33 – Variação da concentração de sólidos sedimentáveis durante o período experimental na entrada do sistema e no efluente final (Saída).....	73
Figura 34 – Variação da concentração de sólidos dissolvidos durante o período experimental na entrada do sistema e no efluente final (Saída).....	74
Figura 35 – Variação das relações entre sólidos o período experimental na entrada do sistema e no efluente final (Saída) .....	75
Figura 36 – Variação da concentração de fósforo inorgânico durante o período experimental.....	77
Figura 37 – Variação da concentração de fósforo total durante o período experimental.....	78
Figura 38 – Variação da relação entre fósforo inorgânico e total durante o período experimental .....	78
Figura 39 – Variação da concentração de nitrogênio amoniacal durante o período experimental .....	80
Figura 40 – Variação da concentração de nitrito durante o período experimental .....	81
Figura 41 – Variação da concentração de nitrato durante o período experimental.....	81



## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Limitações de cada etapa da degradação anaeróbia .....	19
Tabela 2 - Dados de operação do sistema usados na literatura .....	28
Tabela 3 - Dados dos reatores que foram usados no sistema.....	32
Tabela 4 – Composição do Detergente segundo o rotulo comercial.....	34
Tabela 5 - Caracterização do lodo usado para inoculação do reator metanogênico .....	35
Tabela 6 – Condições operacionais do sistema para a execução do ensaio hidrodinâmico .....	36
Tabela 7 - Tipos de bactérias de acordo com a temperatura.....	40
Tabela 8 – Frequência de análises e métodos empregados para o monitoramento dos reatores.....	43
Tabela 9 - Resumo dos resultados obtidos nos ensaios hidrodinâmicos.....	47
Tabela 10 - Análise de sólidos (em mg/L) das amostras de água residuária coletadas .....	50
Tabela 11 - Perda de calcário usado para correção do pH.....	56
Tabela 12 – Variação da eficiência de remoção de turbidez durante o período operacional .....	59
Tabela 13 - Valores de alcalinidade total médios durante o período operacional .....	62
Tabela 14 - Valores de média, desvio padrão (DP), valores máximos e mínimos de ácidos voláteis encontrados durante o período operacional .....	66

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>12</b>
1.1	OBJETIVOS.....	13
1.1.1	Objetivo geral .....	13
1.1.2	Objetivos específicos .....	14
1.2	JUSTIFICATIVA .....	14
<b>2</b>	<b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>16</b>
2.1	FUNDAMENTOS DA DIGESTÃO ANAERÓBIA.....	16
2.1.1	Microbiologia.....	17
2.1.2	Bioquímica.....	18
2.1.3	Ensaio hidrodinâmico .....	20
2.2	SISTEMAS ANAERÓBIOS DE TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS.....	21
2.2.1	Sistemas otimizados.....	22
2.2.2	Sistemas anaeróbios com pós-tratamentos ou em reatores sequenciais.....	24
2.3	REATORES EM DOIS ESTÁGIOS .....	25
2.3.1	Microrganismos e rotas metabólicas.....	26
2.3.2	Vantagens do uso do sistema em duplo estágio.....	26
2.3.3	Trabalhos correlatos.....	27
2.4	ÁGUA RESIDUÁRIA CINZA .....	29
2.4.1	Impacto do detergente na água residuária cinza .....	29
<b>3</b>	<b>METODOLOGIA.....</b>	<b>31</b>
3.1	APARATO EXPERIMENTAL.....	31
3.2	ÁGUA RESIDUÁRIA CINZA .....	34
3.3	INOCULAÇÃO DOS REATORES .....	35
3.4	ENSAIOS HIDRODINÂMICOS .....	36
3.4.1	Descrição do ensaio .....	36
3.4.2	Análise matemática dos resultados .....	36

3.5	OPERAÇÃO DO SISTEMA.....	37
3.5.1	Variação da carga orgânica volumétrica.....	37
3.5.2	Variação da temperatura .....	38
3.5.3	Estratégias de correção do pH.....	40
3.5.4	Metodologias analíticas .....	42
3.6	ANÁLISES MATEMÁTICA DOS RESULTADOS.....	43
<b>4</b>	<b>RESULTADOS .....</b>	<b>45</b>
4.1	AVALIAÇÃO HIDRODINÂMICA DOS REATORES.....	45
4.1.1	Reator acidogênico .....	45
4.1.2	Reator metanogênico .....	46
4.1.3	Conclusões dos ensaios hidrodinâmicos.....	47
4.2	CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA RESIDUÁRIA .....	48
4.2.1	Biodegradabilidade da água residuária .....	51
4.3	AVALIAÇÃO TEMPORAL DO SISTEMA DE DOIS ESTÁGIOS .....	54
4.3.1	Variação do pH .....	54
4.3.2	Variação da condutividade elétrica.....	56
4.3.3	Eficiência na remoção de turbidez.....	58
4.4	VARIAÇÃO DA ALCALINIDADE E ÁCIDOS VOLÁTEIS .....	60
4.4.1	Variação da alcalinidade .....	60
4.4.2	Variação da relação AI/AP .....	63
4.4.3	Variação de ácidos voláteis.....	65
4.5	EFICÊNCIA DE REMOÇÃO DE DQO .....	67
4.6	REMOÇÃO DE SÓLIDOS .....	71
4.6.1	Sólidos totais (ST) .....	72
4.6.2	Sólidos suspensos (SS) .....	73
4.6.3	Sólidos dissolvidos (SD).....	74
4.6.4	Relação entre sólidos .....	75

4.7	REMOÇÃO DE NUTRIENTES .....	76
4.7.1	Remoção de fósforo .....	77
4.7.2	Remoção de nitrogênio .....	79
4.8	CONSIDERAÇÕES FINAIS SOBRE O TRABALHO.....	82
4.9	SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....	85
<b>5</b>	<b>CONCLUSÕES.....</b>	<b>87</b>
	<b>REFÊRENCIAS .....</b>	<b>89</b>
	<b>APÊNDICES .....</b>	<b>94</b>
	APÊNDICE 01 – ROTEIRO DE ANÁLISE DE COMPARAÇÃO DE MÉDIAS PELO TESTE T-STUDENT .....	95
	APÊNDICE 02 – RESULTADOS OBTIDOS NA ANÁLISE DE COMPARAÇÃO DE MÉDIAS PELO TESTE T-STUDENT .....	97
	APÊNDICE 03 – RESULTADOS BRUTOS OBTIDOS NO ENSAIO DE HIDRODINÂMICA PARA AMBOS REATORES.....	100
	<b>ANEXOS .....</b>	<b>102</b>
	ANEXO 01 – ROTEIRO DE CÁLCULO PARA DETERMINAÇÃO DE PARÂMETROS HIDRÁULICOS DE REATORES (APÊNDICE A DE VUITIK (2017)).....	103

## 1 INTRODUÇÃO

Como ressaltado pela ONU (2020) na declaração dos direitos humanos, o saneamento básico é direito de todos. No Brasil, a Lei 11.445, de 5 de janeiro de 2007, estabelece as diretrizes que devem guiar o estado a garantir a universalização do saneamento no país (BRASIL, 2007).

O saneamento básico é essencial para prevenir doenças e garantir uma qualidade de vida digna para as pessoas, contudo, muitas pessoas não têm acesso nem ao básico. No Brasil, cerca de 45% da população não têm acesso à coleta de esgoto e do montante de esgoto que é coletado apenas 55 % têm um tratamento adequado antes de ser direcionado novamente à natureza (INSTITUTO TRATA BRASIL, 2020).

O Marco legal do Saneamento tem meta de que 90% da população seja atendida com coleta e tratamento de esgotos até 2033 por meio de diretrizes legais e econômicas (BRASIL, 2020). Com maior coleta de esgoto haverá maior volume de esgoto chegando nas estações de tratamento, sendo assim, é vital que haja diferentes tecnologias eficientes de tratamento.

O esgoto é composto pelas águas negras e cinzas. As negras têm origem do vaso sanitário, são compostas principalmente por matéria orgânica, com presença de microrganismos. As cinzas são originadas dos demais pontos da residência, como a pia da cozinha, e geralmente apresentam inúmeros produtos químicos (MENEZES; MAGALHÃES FILHO; PAULO, 2011). A separação do esgoto em águas negras e águas cinzas pode ser interessante para o tratamento uma vez que cada tipo de água possui características próprias que podem propiciar um tratamento mais eficiente (REBÊLO, 2011).

O tratamento biológico de esgoto em uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) é o principal processo para tratamento de esgoto que é realizado por microrganismos com metabolismo aeróbio, onde há o consumo de oxigênio, ou ainda, por microrganismos anaeróbios, quando não há o consumo de oxigênio para a degradação da matéria orgânica (JORDÃO; PESSÔA, 2014).

De acordo com Chernicharo (2016) os principais sistemas para tratamento coletivo de esgoto são as lagoas de estabilização, lodos ativados, tanque séptico seguido de filtro anaeróbio, filtro biológico percolador e reatores anaeróbios de manta de lodo. Este último, em especial, tem sido muito usado no estado do Paraná pela Sanepar (Companhia de Saneamento do Paraná), nomeado Reator Anaeróbio de Leito Fluidizado (RALF).

O uso de sistemas anaeróbios tem um papel importante para alcançar metas, como as estabelecidas pela ONU e pelo marco legal do saneamento no Brasil, pois esse sistema alia a

facilidade de operação com o menor custo de instalação e manutenção, quando comparado a outros sistemas (como os lodos ativados), características essenciais para o atendimento de cidades menores (CHERNICHARO, 2016; VON SPERLING, 1996).

Contudo os sistemas anaeróbios são relacionados a menores eficiências, comparado a sistemas aeróbios, assim, pesquisas de tecnologias visam aproveitar a atividade anaeróbia, melhorando a sua eficiência para permitir um uso mais abrangente desse sistema (VON SPERLING, 1996), como maior remoção de matéria orgânica e geração de subprodutos, como o biogás e o lodo (CHERNICHARO, 2016) são avaliadas.

Entender o funcionamento de um sistema anaeróbio permite com que sejam analisados vários fatores que interferem no funcionamento do mesmo para propor alterações com objetivo de aproveitar as vantagens do sistema anaeróbio e contornar alguns problemas, a fim de melhorar sua eficiência e a qualidade do biogás, por exemplo, para geração de energia, tornando o processo mais sustentável (VON SPERLING; VERBYLA; OLIVEIRA, 2020).

O sistema de duas fases em que dois reatores anaeróbios são operados em série, visando a separação de fases da degradação em um reator acidogênico e um reator metanogênico, pode ser aplicado para que a degradação da matéria orgânica ocorra de forma mais eficiente devido à otimização dos fatores ambientais para cada tipo de microrganismo (FUESS, 2017).

Desse modo, no primeiro reator, ocorrem as fases de hidrólise e acidogênese e no segundo reator, ocorrem as fases acetogênica e metanogênica. Essa separação traz algumas vantagens, pois permite uma melhor eficiência do tratamento e permite a formação do biogás mais concentrado, com a possibilidade de se aproveitar a geração de hidrogênio, que ocorre na etapa da acidogênese para a geração de energia de forma mais eficiente (CARNEIRO *et al.*, 2022a; FUESS, 2017; PIFFER *et al.*, 2021; ROGERI *et al.*, 2023).

## 1.1 OBJETIVOS

### 1.1.1 Objetivo geral

Avaliar o efeito de cargas orgânicas crescentes no tratamento de água residuária de pia de cozinha por um reator acidogênico preenchido de espumas de poliuretano seguido por um reator metanogênico preenchido de rede de espuma de polietileno.

### 1.1.2 Objetivos específicos

São objetivos específicos do trabalho:

- Avaliar a biodegradabilidade da água residuária cinza da pia de cozinha contendo detergente biodegradável;
- Avaliar o comportamento hidrodinâmico dos reatores acidogênico e metanogênico com os meios suportes;
- Avaliar a estabilidade e desempenho do sistema de duas fases com o aumento gradual de cargas orgânicas;

## 1.2 JUSTIFICATIVA

O aprimoramento de sistemas de tratamento de esgotos domésticos por reatores de duas fases, com a separação física das fases da degradação anaeróbia da matéria é estudado para que no primeiro reator ocorram as reações de hidrólise e acidogênese e no segundo reator ocorram as reações de acetogênese e metanogênese (CARNEIRO *et al.*, 2022a; FUESS; ZAIAT; DO NASCIMENTO, 2019; MOTA, 2019; ROGERI *et al.*, 2023).

E, o estabelecimento de metas para universalizar o acesso ao saneamento é um pilar importante para alcançar padrões cada vez melhores. Nesse contexto a ONU propôs os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) que reúnem 17 objetivos e 169 metas específicas para um desenvolvimento mais sustentável do mundo (ONU, 2020), sendo que este trabalho se encaixa nos seguinte ODS:

- Objetivo 6 – Que tem como meta levar o acesso a água potável e o saneamento básico para todos até o ano de 2030;
- Objetivo 12 – Que visa promover um consumo e produção mais responsável e sustentável reduzindo desperdícios;
- Objetivo 13 – Onde o tratamento de águas residuárias pode ajudar a combater as mudanças climáticas, já que que sistemas mal projetados e operados de tratamento de água residuária podem acarretar a emissão de gases de efeito estufa;
- Objetivo 15 - Que visa proteger a vida terrestre, conservando a vida e promovendo um uso mais sustentável do solo, de modo que o tratamento de

águas residuárias nesse contexto visa à não contaminação do meio ambiente pela água residuária bruta.

Como esgoto sanitário entende-se que sua composição é a água residuária cinza (ARC) misturada com as águas residuárias escuras (ARE).

Ao contrário da ARC, a ARE tende a ser mais biodegradável por conter mais matéria orgânica, apresentando melhores condições para o tratamento biológico anaeróbio. O tratamento somente da ARC é mais complexo e possivelmente mais oneroso. A maior concentração de águas cinzas é observada, como no caso de restaurantes (REBÊLO, 2011).

Neste trabalho, optou-se por avaliar o tratamento de uma ARC do enxague de louça com o uso do detergente biodegradável comercial em um sistema de alta taxa, nesse caso o sistema de duas fases, visando alcançar uma melhor eficiência de operação, avaliando a eficiência de remoção de matéria orgânica e a variação da concentração de nutrientes como nitrogênio e fósforo, que vêm tendo cada vez mais importância na legislação, para enquadramento aos padrões de lançamento de efluentes.

Desse modo esse trabalho teve como diferenciais os principais pilares:

- Abordagem inovadora e sustentável: O tratamento de água residuária cinza de pia de cozinha contendo detergente biodegradável comercial por um sistema de alta taxa (em duas fases), vislumbrando-se um efluente mais ecológico, que permite um tratamento mais eficiente com um menor custo.
- Avaliação da eficiência: O trabalho não focou apenas na remoção de DQO como medida indireta de matéria orgânica, mas avaliou parâmetros importantes no monitoramento de uma ETE como turbidez, sólidos e a concentração de nutrientes como fósforo e nitrogênio, buscando uma análise mais ampla do funcionamento e eficiência do sistema.



## 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Neste capítulo serão descritos aspectos da fundamentação teórica do trabalho, incluindo aspectos da digestão anaeróbia, uma contextualização dos sistemas de tratamentos anaeróbios de águas residuárias, aspectos do sistema de duas fases e por fim será feita uma discussão sobre as características das águas residuárias cinzas.

### 2.1 FUNDAMENTOS DA DIGESTÃO ANAERÓBIA

A degradação da matéria orgânica via digestão anaeróbia é dada em condições de ausência de oxigênio e pode ser dividida em quatro etapas principais: hidrólise; acidogênese, acetogênese e metanogênese (CHERNICHARO, 2016) a seguir será explorado mais as características particulares de cada fase, bem como a sua importância e dependência no contexto geral da atividade anaeróbia.

A fase da hidrólise compreende a etapa em que os materiais mais complexos são degradados em compostos mais simples pelas bactérias fermentativas hidrolíticas. A velocidade de degradação na etapa da hidrólise depende de muitos fatores como temperatura, pH, tempo de residência do material no reator e dos tamanhos das partículas a serem digeridas (LETTINGA *et al.*, 1993).

A etapa de acidogênese, por sua vez, é realizada pelas bactérias “fermentativas” acidogênicas, responsáveis por degradar principalmente os compostos de açúcares, aminoácidos e ácidos graxos, produzindo ácidos orgânicos, álcoois, cetonas, dióxido de carbono e hidrogênio (LETTINGA; ROERSMA; GRIN, 1983).

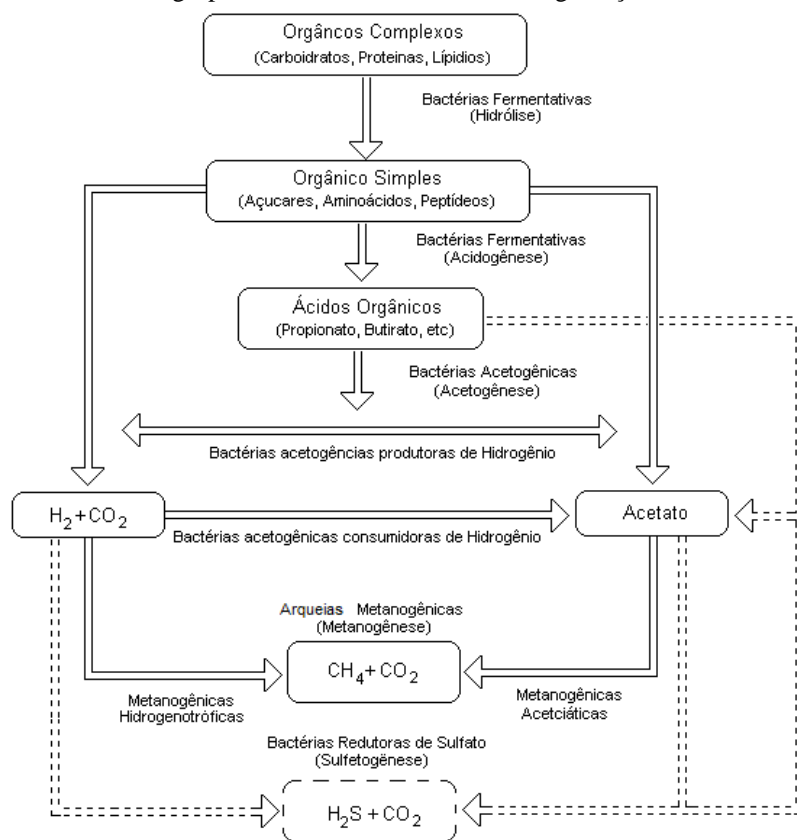
Já acetogênese é realizada pelas bactérias sintróficas acetogênicas, que transformam os compostos orgânicos intermediários (como por exemplo, o propionato e o butirato) em acetatos, dióxido de carbono e hidrogênio, que serão consumidos na metanogênese. A acetogênese tem como particularidade uma dependência direta das arqueias metanogênicas, pois essa etapa da degradação anaeróbia só acontece quando o meio apresenta baixas concentrações de hidrogênio (CAMPOS, 1999).

A última etapa da degradação anaeróbia, a metanogênese, pode ser realizada pelas arqueias metanogênicas acetoclásticas, onde ocorre o consumo dos acetatos para a formação do metano com o gás carbônico, ou ainda pode ser realizadas pelas arqueias metanogênicas hidrogenotróficas, onde ocorre o consumo do hidrogênio para formação do metano, (CHERNICHARO, 2016).

### 2.1.1 Microbiologia

As principais rotas metabólicas e grupos microbianos que são encontrados e têm influência no desenvolvimento da degradação anaeróbia da matéria podem ser vistos de maneira esquemática e resumida na Figura 1, em seguida cada etapa será explorada com mais propriedades, especificando a parte da microbiologia e da bioquímica que ocorre em cada etapa.

Figura 1 – Rotas metabólicas e grupos microbianos associados à degradação anaeróbia da matéria orgânica



Fonte: (CHERNICHARO, 2016)

Os principais gêneros de bactérias, relacionados à etapa de hidrólise podem ser relacionados em três grupos. Primeiramente os responsáveis pelas degradações de lipídeos e ácidos graxos são: *Clostridium*, *Micrococcus* e *Staphylococcus*. Em seguida os responsáveis por degradação de proteínas e aminoácidos são: *Bacteroides*, *Butyvirbio*, *Clostridium* entre outros. E, os responsáveis pela degradação de polissacarídeos são: *Acetivibrio*, *Eubacterium*, *Clostridium* e *Staphylococcus* (CHERNICHARO, 2016).

Já referente a etapa da acidogênese os principais gêneros de bactérias responsáveis por essa etapa são: *Bacteroides*, *Ruminococcus*, *Pseudomonas*, *Butyribacterium*,

*Propionibacterium* entre outros. Enquanto que na etapa da acetogênese os gêneros mais conhecidos de bactérias são *Syntrophobacter* e *Syntrophomonas* (CHERNICHARO, 2016).

Na metanogênese os microrganismos metanogênicos podem ser classificados dentro do domínio *Archea*. Esses microrganismos podem ainda ser divididos em dois grupos principais, as metanogênicas acetoclásticas, que são as que produzem gás carbônico e metano a partir dos acetatos, sendo responsáveis por cerca de 60 a 70 % da geração de metano e as metanogênicas hidrogenotróficas que usam como fonte de energia o gás hidrogênio (METCALF & EDDY, 2003).

As acetoclásticas são representadas principalmente por duas famílias, as *Methanosaetaceae* que tem grande afinidade com o acetato, contudo baixo crescimento específico, e a família *Methanopsarcinaceae* mais generalista com uma afinidade mais baixa com o acetato, mas com rápido crescimento específico (LETTINGA *et al.*, 1993).

Já as hidrogenotróficas, nos reatores anaeróbios são associadas principalmente aos gêneros: *Methanoculleus*, *Methanocorpusculum*, *Methanobacterium*, *Methanobrevibacter* e *Methanobrevibacter* (CHERNICHARO, 2016).

### 2.1.2 Bioquímica

Em cada etapa da degradação anaeróbia ocorre uma série de reações que são as responsáveis pela degradação da matéria orgânica, em cada caso há particularidades e características próprias. A degradação anaeróbia é formada por um consórcio de microrganismo onde cada um tem seu papel e importância, contudo o sistema também se torna sensível a variações dos fenômenos físicos químicos e biológicos (FLORENCIO; BASTOS; AISSE, 2006).

Além de depender das características ambientais físico-químicas como pH, temperatura, possui também limitações cinéticas, limitações termodinâmicas e limitações quanto ao tipo de reator.

Na Tabela 1 estão dispostos os principais limitantes da degradação anaeróbia da matéria, quanto à cinética (onde  $K_s$  é a concentração de saturação e  $\mu_{m\acute{a}x}$  a velocidade máxima de crescimento celular), termodinâmica, de transferência de massa e quanto ao crescimento que se refere ao pH, ausência de nutrientes e a presença de compostos tóxicos, (CHERNICHARO, 2016; VON SPERLING, 1996).

As reações acetogênicas não são termodinamicamente favoráveis, já que possuem uma variação de energia livre padrão negativa, desse modo nos reatores anaeróbios essas reações

ocorrem principalmente devido à interação entre os microrganismos acetogênicos e metanogênicos (LETTINGA *et al.*, 1993).

Tabela 1 - Limitações de cada etapa da degradação anaeróbia

Etapa	Limitações			Ao crescimento
	Cinética	Termodinâmica	De transferência de massa	
Acidogênica	Pouco Provável ( $\uparrow K_s \uparrow \mu_{\text{máx}}$ )	Possível, devido ao acúmulo de acetato	Pouco Provável (Substratos solúveis)	Muito afetada
Acetogênica	Provável ( $\downarrow K_s \downarrow \mu_{\text{máx}}$ )	Provável, devido ao acúmulo de hidrogênio e acetato	Pouco Provável (Substratos solúveis)	Muito afetada
Metanogênica (Acetoclástica)	Provável ( $\downarrow K_s \downarrow \mu_{\text{máx}}$ )	Pouco Provável	Pouco Provável (Substratos solúveis)	Muito afetada
Metanogênica (Hidrogenotrófica)	Pouco Provável ( $\uparrow K_s \uparrow \mu_{\text{máx}}$ )	Pouco Provável	Provável (Substratos insolúveis)	Relativamente menos afetada

Fonte:(CHERNICHARO, 2016)

A presença de  $H_2$  na etapa da metanogênese é interessante, desde que não comprometa o equilíbrio bioquímico da acetogênese, uma vez que o acúmulo de  $H_2$  pode levar a uma maior produção de ácidos orgânicos (que levam a um consumo da alcalinidade) e maior liberação de íons  $H^+$  acarretando uma diminuição do pH afetando o crescimento de microrganismos de crescimento mais lento, como as arqueias metanogênicas. Desse modo o ideal é que as bactérias e arqueias consumidoras de hidrogênio consumam rapidamente e efetivamente o  $H_2$  para manter assim a pressão parcial de hidrogênio baixa (CHERNICHARO, 2016).

Os microrganismos acidogênicos são os que possuem menor tempo mínimo de divisão celular, ou seja, que têm elevada taxa de crescimento. A acumulação de ácidos orgânicos no reator, principalmente o acetato, butirato e principalmente o propionato pode indicar uma instabilidade no sistema, em que uma ou mais etapas da degradação anaeróbia não está ocorrendo da maneira esperada (LETTINGA; ROERSMA; GRIN, 1983).

Há duas rotas básicas de geração de metano: a primeira ocorre a partir da decomposição do ácido acético em gás carbônico e metano, como mostrado na Reação 1; a segunda rota, ocorre a redução do gás carbônico reagindo com o hidrogênio presente no meio, como mostrando na Reação 2, porém a formação de metano, em geral na degradação anaeróbia, resulta, principalmente da primeira rota (CHERNICHARO, 2016).



Após formado o metano por ter baixa solubilidade na água deixa o meio líquido e passa para a fase gasosa, o dióxido de carbono, por sua vez é mais solúvel em água do que o metano e por isso passa parcialmente a fase gasosa, enquanto parte permanece ainda dissolvido no material líquido (METCALF & EDDY, 2003).

### 2.1.3 Ensaios hidrodinâmicos

O conhecimento da cinética das reações que ocorrem na degradação anaeróbia é de grande interesse para melhor entendimento do funcionamento dos reatores, contudo devido ao substrato e o meio complexo em questão há uma grande dificuldade em escrever matematicamente essa cinética (VON SPERLING, 1996).

Outro fator muito importante na análise de reatores quando se analisa a cinética das reações, é o tempo de detenção hidráulica, que representa o tempo em que o material (esgoto) permanece dentro do reator, esse tempo é muito importante pois é necessário que esse tempo seja tal que permita que as reações de degradação anaeróbia possam ocorrer de forma eficiente dentro do reator (VON SPERLING, 1996).

Desse modo é possível realizar uma análise prática de hidrodinâmica na qual é inserido no sistema um material traçador que é analisado na saída, onde verifica-se se o tempo de detenção hidráulica calculado teoricamente é coerente com o tempo de detenção hidráulica que realmente ocorre no sistema (LEVENSPIEL, 2000).

Para tal, de acordo com o Levenspiel (2000) uma das maneiras possíveis para fazer a injeção do material traçador é a partir do estímulo em degrau, onde se faz a injeção com uma concentração constante e observa-se a concentração efluente até alcançar um platô de concentração, geralmente próxima a afluenta ou a partir do estímulo em pulso onde se faz a injeção do material traçador no sistema com uma concentração específica por um tempo curto e acompanha-se o material afluenta para observar a saída do material em forma de um pulso.

Já o tempo de residência celular, ou idade do lodo, retrata o tempo de residência de sólidos, que indica indiretamente o tempo que os microrganismos ficam dentro do reator. Nesse sentido é ideal que as células bacterianas permaneçam no sistema tempo suficiente para que possam se duplicar, permitindo assim uma análise de residência celular mínima, que depende de cada espécie de bactéria. Em sistemas anaeróbios é comum a presença de múltiplas espécies, de modo com que seja necessário fazer essa verificação para as espécies que possuam crescimento mais lento (CHERNICHARO, 2016).

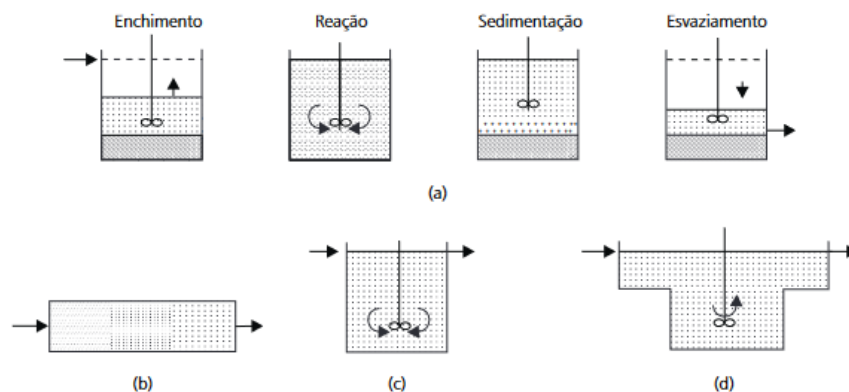
## 2.2 SISTEMAS ANAERÓBIOS DE TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS

De acordo com Campos (1999) os sistemas anaeróbios, em geral, consistem em um tanque onde o tempo de detenção do material é planejado para que propicie tempo suficiente para que as bactérias tenham tempo e condições de desenvolvimento. Nestes sistemas, como não há dependência de oxigenação da água, há um menor custo energético na sua operação, de modo com que a operação do sistema fica facilitada.

Em geral, os reatores mais básicos podem ser classificados em dois fatores, dependendo do fluxo, podendo ser contínuo ou descontínuo, e dependendo do tipo de mistura, podendo ser de mistura completa (CSTR, do inglês *Continuous Stirred Tank Reactor*) ou pistonado (PFR, do inglês *Plug Flow Reactor*).

Na Figura 2 estão representados alguns reatores básicos, primeiramente em (a) está representado um reator de batelada sequencial, ou descontínuo, onde o reator é totalmente preenchido, tendo um tempo de ciclo específico e após é totalmente esvaziado, tendo o processo repetido; em (b) está representado um reator tubular que tem fluxo contínuo e tende a ter uma mistura do tipo pistonado; em (c) está representado um reator de mistura completa com fluxo do tipo contínuo; e por fim em (d) está representado um reator genérico, onde o fluxo é contínuo, contudo o tipo de mistura não pode ser especificada sem a execução de análises mais profundas.

Figura 2 - Esquemas de reatores básicos (a) Reator de batelada (b) Reator tubular (c) Reator de mistura completa (d) Reator arbitrário



Fonte: (CAMPOS, 1999)

Um dos sistemas mais usados no Brasil é o reator do tipo UASB (do inglês, *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*), esse tipo de reator é conhecido como reator de manta de lodo onde o esgoto é inserido em vários pontos na parte mais inferior do sistema e na parte superior é alocado um dispositivo para separar a fase gasosa (biogás gerado), que é coletada, enquanto a

água tratada sai do sistema por um ponto específico, também na parte superior (CHERNICHARO, 2016). Esse sistema tem um comportamento mais de mistura completa, principalmente pela geração dos gases na parte inferior que tendem a subir pelo reator acarretando mistura entre as fases.(CAMPOS, 1999; JORDÃO; PESSÔA, 2014).

A geração de biogás nos reatores anaeróbios deve ser considerada, de modo que a mistura de gases, contendo principalmente, metano, hidrogênio e gás carbônico, se descartado no meio ambiente pode trazer grandes prejuízos ambientais. Mas, esse material apresenta potencial para a geração de energia, de modo que pode ser coletado e usado no próprio sistema (SOUZA *et al.*, 2009).

### 2.2.1 Sistemas otimizados

Alguns sistemas apresentam características especiais que permitem TDH menor e alta efetividade quando há retenção de biomassa (VON SPERLING, 2011), com o uso de meios suportes.

Assim, os sistema anaeróbios podem ser divididos ainda em dois tipos, os de crescimento bacteriano aderido (como os reatores de leito fixo, reatores de leito rotatório e os reatores de leito expandido ou fluidizado) e os de crescimento bacteriano auto imobilizado (como os reatores anaeróbios com recirculação interna, reatores de chicanas e os reatores de manta de lodo) (CHERNICHARO, 2016).

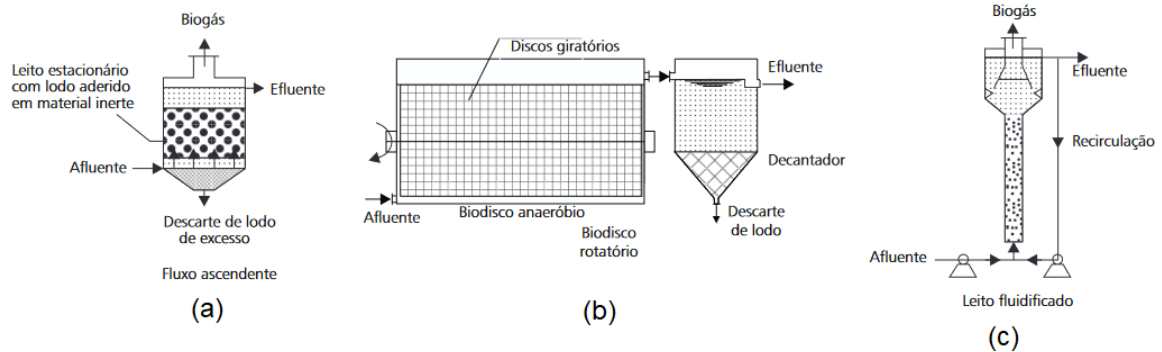
Os reatores de leito fixo, são muito comuns e tem grande aplicabilidade. Esse tipo de reator consiste na adoção de um material de suporte para o crescimento das bactérias no sistema. A Figura 3 (a) ilustra um reator de leito fixo tradicional, onde o que varia de reator para reator é o meio suporte, podendo ser usado: pedra brita, polietileno, EPS (do inglês, *Expanded Polystyrene*), entre outros materiais (CHERNICHARO, 2016; SANTOS, 2019).

Os reatores anaeróbios de leito rotatório surgiram com o uso de materiais mais leves. O sistema consiste em discos que são rotacionados vagarosamente em um tanque pelo qual o esgoto passa, como mostrado na Figura 3 (b), com a velocidade de rotação geram-se forças cisalhantes que fazem com que a biomassa fique em suspensão, desse modo o sistema carece também de um decantador secundário, para a remoção do lodo formado (CAMPOS, 1999).

Os reatores de leito fluidizado são outro exemplo de reatores de altas taxas em que a biomassa cresce em filmes e fica aderida a partículas finas em suspensão que permitem a fluidificação. Neste reator há aumento do contato do líquido com a biomassa, importante para

a eficiência do sistema, também reduz risco de entupimento do sistema e aumenta a retenção da biomassa no reator, ilustrado na Figura 3 (c) (CAMPOS, 1999; CHERNICHARO, 2016).

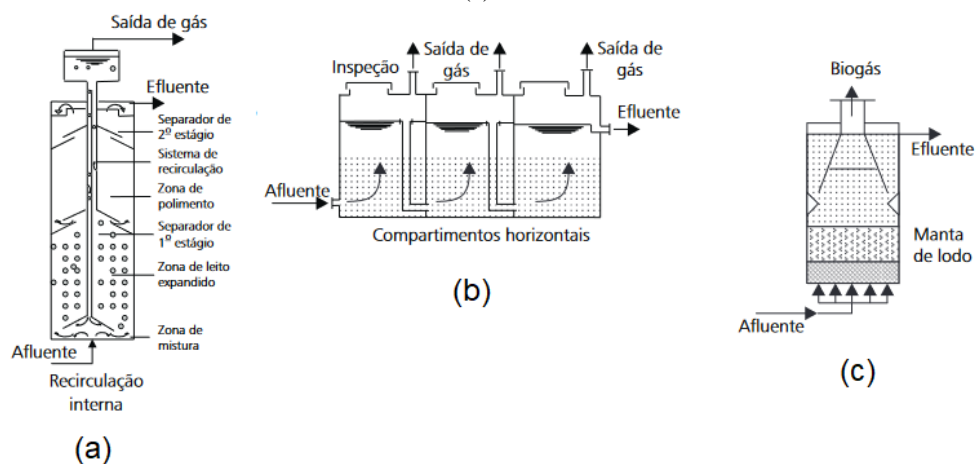
Figura 3 – Exemplos de reatores de altas taxas (a) Reator de leito fixo tradicional (b) Reator com biodisco rotatório e (c) Reator com recirculação interna.



Fonte: (CAMPOS, 1999)

Os reatores com recirculação interna foram planejados para situações em que o reator recebe uma maior carga orgânica, a recirculação do material efluente pode visar a diluição do material afluente ou ainda o aumento do tempo de residência celular. No caso dos reatores com recirculação interna, pode-se realizar uma separação de zonas dentro do reator, com a formação de uma zona de mistura, uma zona de leito expandido e também dois estágios de separação de gases, como pode ser visto na Figura 4 (a) (METCALF & EDDY, 2003)

Figura 4 – Exemplos de reatores de alta taxa com crescimento disperso (a) Reator com recirculação interna (b) reator com chicanas e (c) reator de manta de lodo



Fonte: (CAMPOS, 1999)

Os reatores com chicanas, por sua vez, são reatores onde são projetados compartimentos ou ainda chicanas, como pode ser visto no exemplo da Figura 4 (b), tais



modificações servem para reduzir o TDH, e direcionar o fluxo. Além disso, esse tipo de reator permite uma otimização do espaço permitindo reatores com menor altura o que facilita a construção do sistema de forma enterrada, desse modo o sistema se assemelha a tanque sépticos múltiplos construído em série (CAMPOS, 1999).

Os reatores com manta de lodo, são muito utilizados, o exemplo mais conhecido nesse caso é o reator do tipo UASB, como demonstrado na Figura 4 (c), desse modo nesse sistema o material afluyente é inserido na câmara pela parte inferior, passando pelo reator de forma ascendente formando assim uma manta de lodo na parte mais inferior do sistema, uma zona com alta taxa de atividade bacterina (CHERNICHARO, 2016; JORDÃO; PESSÔA, 2014).

### 2.2.2 Sistemas anaeróbios com pós-tratamentos ou em reatores sequenciais

O uso de sistemas de tratamento anaeróbio mais simplificados geralmente não atinge eficiências altas, contudo tal obstáculo pode ser contornado usando algumas estratégias para melhorar a eficiência do sistema, duas alternativas se destacam, o uso de um sistema de pós tratamento ou o uso de reatores sequencias (VON SPERLING, 2011).

O uso de um pós-tratamento pode ser usando outro tipo de sistema, como um sistema aeróbio, ou ainda o uso de tecnologias de tratamento físico-químico, como a adoção de um coagulante seguido de um decantador. Cada tipo de pôs tratamento possui características peculiares que devem ser levados em consideração na hora da sua adoção (VON SPERLING, 2011).

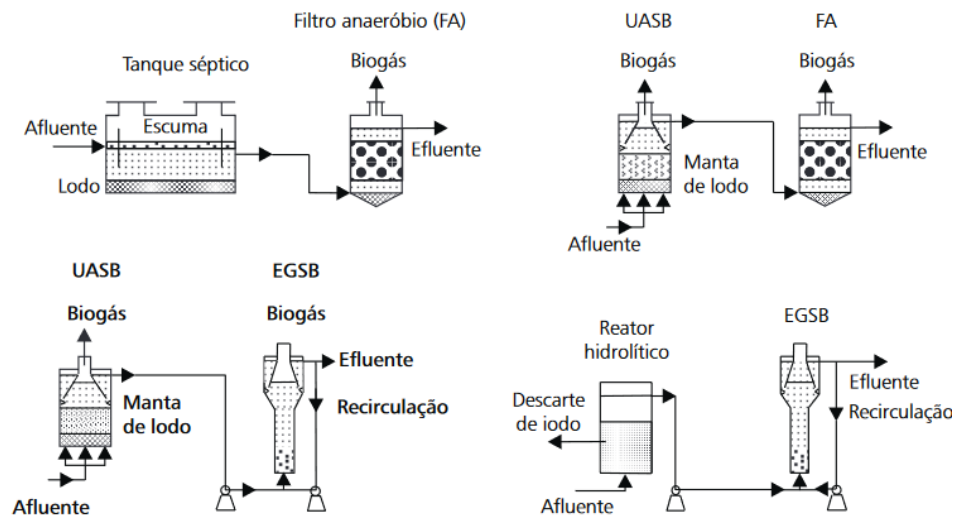
O uso de reatores sequenciais também pode aumentar a eficiência de um sistema, dessa forma o sistema pode ser composto por dois reatores idênticos em paralelos, levando a condições operacionais mais favoráveis e por consequência melhor eficiência, ou ainda pode ser dado por reatores com condições diferentes em serie que possibilitem um melhor desempenho, contudo as condições vão ter que ser projetadas para que os reatores tenham características que melhorem a operação um do outro (CAMPOS, 1999; CHERNICHARO, 2016; JORDÃO; PESSÔA, 2014; METCALF & EDDY, 2003; VON SPERLING, 2011).

Na Figura 5 são apresentadas algumas configurações de sistemas combinados que podem ser utilizados na prática, como por exemplo um tanque séptico seguido de um filtro biológico anaeróbio (FA), solução geralmente usada em soluções de tratamento domiciliar.

Outros exemplos são o uso do reator UASB seguido de um FA, o uso do reator UASB seguido do reator EGSB (do inglês, *Expanded granular sludge bed digestion*) que é um reator

de leito granular expandindo, ou um reator hidrolítico seguido de um reator EGSB (CAMPOS, 1999; METCALF & EDDY, 2003; VON SPERLING, 1996)

Figura 5 – Configurações de sistema combinados de tratamento com o uso de reatores anaeróbios. Reator anaeróbio - reator anaeróbio



Fonte: (CAMPOS, 1999)

### 2.3 REATORES EM DOIS ESTÁGIOS

O reator de dois estágios, que o sistema estudado nesse trabalho, é um exemplo de sistema de alta taxa. Nesse sistema o reator convencional é dividido em dois reatores, o primeiro reator que é chamado de reator acidogênico e o segundo de reator metanogênico. A separação em dois reatores, aliada com o uso de um meio suporte, para aumentar o tempo de residência celular dos reatores, visa alcançar uma melhor eficiência do sistema contudo acarreta em um sistema com particularidades principalmente no quesito operacional, uma vez que o sistema demanda de um controle mais rígido de parâmetros químicos, como pH e alcalinidade (CARNEIRO *et al.*, 2022a; FUESS, 2017; FUESS; ZAIAT; NASCIMENTO, 2021; HOLL *et al.*, 2022).

Desse modo os reatores são projetados para que as etapas da digestão anaeróbia possam ocorrer de forma separadas: no primeiro reator ocorrem principalmente as etapas da hidrólise e acidogênese, podendo ocorrer a acetogênese e no segundo reator ocorrem principalmente a acetogênese e a metanogênese.

### 2.3.1 Microrganismos e rotas metabólicas

Como já discutido nos tópicos anteriores na digestão anaeróbia os microrganismos acidogênicos são os que têm melhor aproveitamento energético tendo elevadas taxas de crescimento no consórcio microbiano, assim essa etapa só se torna limitante no sistema em casos onde o material afluente não é facilmente hidrolisado, situação que em geral não ocorre com os esgotos encontrados comumente nas ETE.

Por outro lado, os microrganismos metanogênicos têm taxas de crescimentos menores, demorando mais tempo para se multiplicarem, podendo ser potencialmente o ponto limitante do sistema, carecendo assim de uma atenção especial. A etapa metanogênica tem uma grande dependência da etapa de acetogênese, etapa que possuem algumas dependências de produção de acetato pelas bactérias acetogênicas sintróficas, que não é termodinamicamente favorável, dependendo das concentrações de hidrogênio para que possa ocorrer (CHERNICHARO, 2016; MOTA, 2012).

Desse modo para que um reator anaeróbio possa operar de forma eficiente deve-se prestar atenção na formação de acetato, que é fundamental, visto que está relacionado com o consumo dos ácidos orgânicos, que em alta concentração podem levar a uma diminuição do pH e conseqüente inibição da metanogênese, bem como está relacionado com a formação do metano a partir dos acetatos formados nessa etapa (CHERNICHARO, 2016; FUESS, 2017).

Outra vantagem de utilizar o reator de duas fases é possibilidade de obtenção de um biogás mais rico em H<sub>2</sub>, principalmente no primeiro reator, que trabalha também com um reator de fermentação escura (reator acidogênico) tipo de reator usado para obtenção de H<sub>2</sub>. O H<sub>2</sub> pode ser gerado durante a etapa da acidogênese, durante a formação dos ácidos, a reação mais importante nesse contexto a Reação 3 que mostra a formação do ácido acético a partir da glicose e a formação de Hidrogênio que pode se apresentar na fórmula molecular, com tendência de se tornar gás e se separar do meio líquido.



### 2.3.2 Vantagens do uso do sistema em duplo estágio

Como as bactérias acidogênicas tem um desenvolvimento mais rápido, há a possibilidade de otimizar o TDH do sistema nessa etapa, enquanto que para as bactérias

metanogênicas vale o oposto, contudo a possibilidade de aumentar o TDH nessa etapa pode levar a possibilidade de um melhor desempenho do sistema (FORESTI, 2002).

Avaliando ainda a questão das formações de produto nas reações acidogênicas e as condições de produção de acetato, pode-se observar ainda que o acúmulo de hidrogênio ( $H_2$ ) pode ser prejudicial na etapa de acetogênese, podendo inibir as bactérias acetogênicas sintrófica. Dessa forma o uso de um reator em duplo estágio permite que esse hidrogênio excedente seja retirado ainda no reator acidogênico (MCCARTY, 1964), esta proposta que foi estudada com mais detalhes por Mota (2019).

Desse modo como explorado por Ghosh e colaboradores (1985) além das vantagens citados esse tipo de reator permite que sejam aplicadas cargas de matéria orgânica mais elevadas quando comparado a reatores de um estágio, sendo também possível obter um biogás com melhor eficiência energética e com maior concentração de metano. Além disso os autores também citam o potencial de operação do reator com menor custo energético quando comparado ao reator de um estágio.

### 2.3.3 Trabalhos correlatos

Alguns trabalhos na literatura destacam-se com o uso da tecnologia de tratamento anaeróbio por um reator de duplo estágio. Em geral esses autores têm um enfoque na produção de bio-hidrogênio, gerando um biogás mais limpo e mais eficiente energeticamente.

Mota (2019) avaliou a associação dos reatores de duplo estágio com membranas tubulares e Fuess (2017) a geração e uso da energia gerada por um sistema de reator em duplo estágio.

Akcakaya (2022) avaliou a ozonização do afluente antes do tratamento por um sistema de reator em duplo estágio, estudando o impacto de tal na geração do biogás. Carneiro e colaboradores (2022b) estudaram o reator de duplo estágio com um enfoque na cinética e na bioquímica envolvida no processo. Mohan e colaboradores (2008) analisaram a geração de  $H_2$  em um reator de duas fases, destacando-se que os autores optaram por analisar o reator usando o fluxo de alimentação em batelada.

Alguns trabalhos foram analisados do ponto de vista operacional para que pudesse servir de base para o presente trabalho. Assim é possível observar na Tabela 2 o TDH mais usado foi de 6 horas e de 20 horas, para os reatores acidogênico e metanogênico, respectivamente.

Tabela 2 - Dados de operação do sistema usados na literatura

Trabalho	Material afluente	Temp (°C)	Acidogênico			Metanogênico		
			TDH (h)	COV (gDQO/Ldia) 1	Volume útil (L)	TDH (h)	COV (gDQO/Ldia) 1	Volume útil (L)
Mota (2019)	Esgoto sintético	30	4	25	2,2	20	4	3,8
Fuess (2017)	Vinhaça de cana	55	7,5	84,2	3	22	25	3,5
Akcakaya (2022)	Esgoto sintético	37	6	3	0,9	20	-	3
Carneiro et al (2022)	Esgoto sintético	30	6	2	3	6	-	3
Mohan et al (2008)	Esgoto sintético	28	24	4,75	1,4	24	1,812	1,3
Toledo-Cervantes et al. (2018)	Vinhaça de Tequila Resíduo	35	24	7,7-29,0	4	52,8	2,7-12,8	8
Ince (1998)	de laticínio	33-36	12	23	10	36	12	10
Kin, Han e Shin (2004)	Águas residuária contendo gordura.	35	18,7	2,7	3,6	15,4	-	10

<sup>1</sup>Valores médios apenas representativos, pois cada material tem suas peculiaridades

Fonte: O autor (2023)

Não foram encontrados trabalhos específicos com o sistema de duas fases para o tratamento da água residuária cinza de pia de cozinha. Contudo alguns trabalhos destacam a possibilidade do uso de sistemas anaeróbios para o tratamento de águas cinzas.

A aplicabilidade de sistema anaeróbios para o tratamento de águas cinzas foi destacado por Couto (2012) que avaliou o reuso de águas cinzas em ambiente aeroportuários. Guermandi (2011) por outro lado faz uma avaliação da autoeficiência energética de reatores anaeróbios no tratamento de esgoto sanitário e de água cinza, e Braga (2014) avalia a remoção de surfactante em um reator anaeróbio de leito fluidizado para o tratamento de água cinza (de uma lavanderia nesse caso).

Outro estudo, de Gonçalves e colaboradores (2010) avaliaram o reuso de águas cinzas em edificações nos estados do Espírito Santo e Rio de Janeiro, e destacaram que o uso de pelo menos uma etapa anaeróbia em um fluxograma de tratamento de água residuária aumenta a viabilidade do mesmo.

Destaca-se ainda que a reutilização das águas cinzas têm se tornado uma prática cada vez mais comum, visando à conservação dos recursos hídricos e à redução do consumo de água potável (MENEZES; MAGALHÃES FILHO; PAULO, 2011).

## 2.4 ÁGUA RESIDUÁRIA CINZA

As águas cinzas são as águas residuais provenientes de diversas atividades domésticas, como lavagem de roupas, banhos, pias de cozinha e lavagem de louças. Essas águas geralmente contêm uma variedade de contaminantes, como resíduos de sabão, óleos, gorduras e partículas orgânicas (REBÊLO, 2011).

Em situações específicas, como em um restaurante, pode-se observar uma quantidade maior e mais considerável na geração de águas residuárias de pia de cozinha da lavagem de louças com características menos biodegradáveis tornando seu tratamento mais difícil.

Quando se analisa a água residuária cinza da lavagem de louça, pode-se destacar dois principais fatores, o tipo de louça, por exemplo se uma família tem um hábito alimentar mais saudável há a tendência de gerar uma água residuária mais biodegradável, ou caso tenha um hábito menos saudável há a tendência de um maior uso de molhos, temperos e conservantes, que podem acarretar num aumento de material de difícil degradação e até mesmo inorgânico (GOMES; VUITIK; RIBAS DÖLL, 2023).

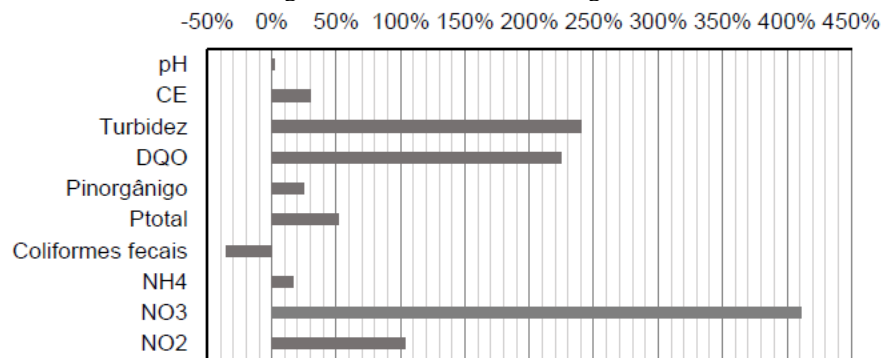
Essencialmente o detergente usado para a lavagem da louça dificulta a biodegradação da água residuária, mas há no mercado, detergentes biodegradáveis de origem orgânica, porém o preço consideravelmente maior tende a afastar as pessoas de escolher esse tipo de material.

Um dos compostos do detergente é o surfactante cuja biodegradabilidade depende de sua origem. Os de origem sintética ou natural são produzidos a partir de derivados do petróleo, benzeno e parafina linear que não são biodegradáveis. Já os que são produzidos a partir da neutralização do ácido sulfônico com álcali forte como o sulfonato de alquilbenzeno linear de como o Alquilbenzeno linear (sigla em inglês: LAS Linear alkylbenzene sulfonate) são biodegradáveis (GOUDA *et al.*, 2022).

### 2.4.1 Impacto do detergente na água residuária cinza

Gomes e Ribas Doll (2022) estudaram o impacto do detergente biodegradável na água residuária cinza. Como demonstrado na Figura 6, foi observado que os maiores impactos ocorreram nos parâmetros de Nitrato, com um aumento maior que 400%, Turbidez e DQO, ambas com aumentos maiores que 200% e o Nitrito com aumento de aproximadamente 100%. O pH foi o parâmetro que menos teve influência, permanecendo aproximadamente o mesmo valor. Houve diminuição de coliformes fecais com o uso de detergente, contudo uma redução que não chegou 1 unidade log (menos do que 50%).

Figura 6 – Variação percentual do uso de detergente biodegradável em água cinza de pia de cozinha com relação a água cinza sem nenhum detergente

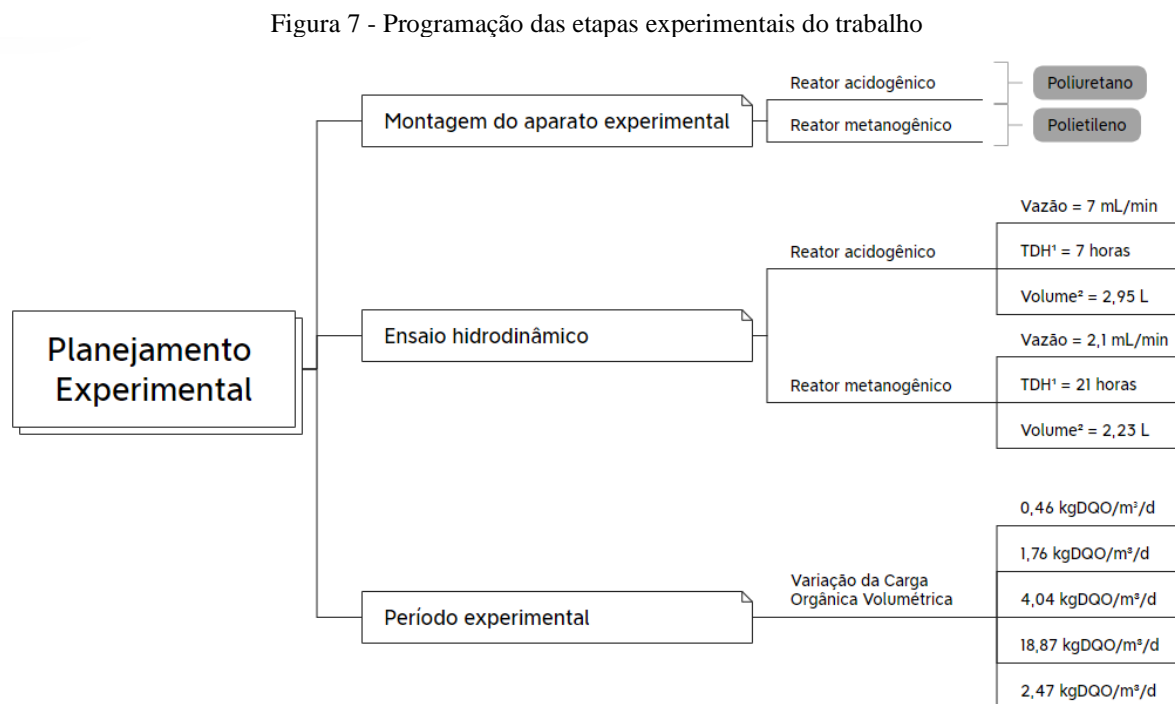


Fonte: Gomes e Ribas Doll (2022)

### 3 METODOLOGIA

O trabalho experimental foi dividido em três etapas: montagem do aparato experimental, realização de ensaios hidrodinâmicos e operação dos reatores acidogênico e metanogênico alimentados com água residuária cinza de lavagem de louça em pia de cozinha, variando a carga orgânica, como mostrado na

Figura 7.



<sup>1</sup>Tempo de Detenção Hidráulica; <sup>2</sup>Volume útil já considerando o reator preenchido com o material suporte

Fonte: O autor (2023)

Durante o período experimental, as fases operacionais foram compostas pelo aumento gradual da carga orgânica volumétrica. A água residuária foi coletada, caracterizada e armazenada. Para a alimentação do sistema ela foi diluída de acordo com a fase operacional proposta, de modo que na última fase não foi realizado nenhuma diluição.

#### 3.1 APARATO EXPERIMENTAL

Foram utilizados dois reatores fabricados de policarbonato (acrílico) de espessura de 9 mm, sendo o primeiro reator acidogênico com volume de 3,1 litros, e o segundo reator



metanogênico com volume de 4,0 litros. Visando garantir que a configuração fosse realmente estabelecida, ou seja, que o primeiro reator realmente tivesse o comportamento acidogênico e o segundo reator comportamento metanogênico, usou-se duas estratégias principais, a primeira consistiu no controle do pH, de modo que no primeiro reator o TDH foi consideravelmente mais baixo, mas além disso também foi usado um tipo de inoculação que dificulta a metanogênese no primeiro reator, como detalhado no capítulo 3.3 na página 35.

Outras características dos reatores são apresentadas na Tabela 3. Para apoiar os reatores foi usado um suporte de ferro, chapa de madeira e isopor, desse modo os reatores ficaram a uma altura aproximada de 30 centímetros do tampo de uma mesa.

Tabela 3 - Dados dos reatores que foram usados no sistema

Reator	Volume útil <sup>1</sup> (L)	Diâmetro interno (cm)	Altura total (cm) <sup>2</sup>	Volume da parte cônica (L)
Acidogênico	3,1	10,0	38	0,105
Metanogênico	4,0	19,5	20	0,747

<sup>1</sup>Sem considerar o meio suporte; <sup>2</sup>Incluindo altura da parte cônica

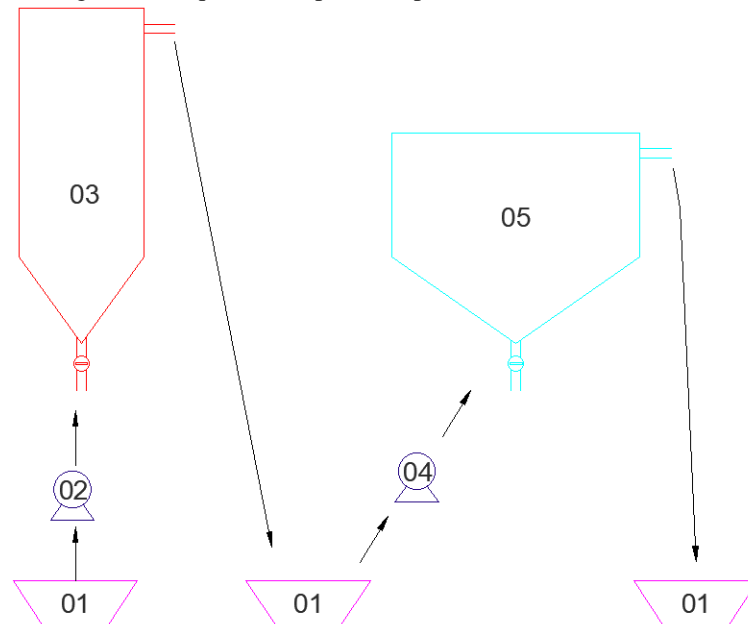
Fonte: O autor (2023)

O afluente ficou armazenado em um reservatório de capacidade de 40 litros e foi recalado para o reator acidogênico por meio de uma bomba peristáltica (Marca: MS TecnoPON; Modelo: DMC.100) conectada por tubos de silicone até a parte inferior do reator. Na parte de cima do reator foi instalado um tubo de silicone que direcionou o efluente do reator acidogênico para um segundo reservatório intermediário de 40 litros.

O efluente do reservatório intermediário foi bombeado por outra bomba peristáltica (Marca: SOLAB; Modelo: SL-64 EG-1.3) para a alimentação até a parte inferior do reator metanogênico em tubos de silicone. Na parte superior do reator também foi instalado um tubo de silicone para escoar o efluente final para um terceiro reservatório. A representação esquemática do aparato experimental é mostrada na Figura 8.

No interior dos reatores foram alocados os meios suportes, de forma paralela à altura do reator. Para o reator acidogênico foi usada a espuma flexível de poliuretano (PU), já para o reator metanogênico foi usado a espuma de polietileno (PE). A espuma de PU tem uma porosidade maior comparada a espuma de PE. Desse modo foi usada para o reator acidogênico, que contém bactérias associadas a uma cinética mais rápida com uma produção de gás mais considerável, além do que a vazão nesse reator é 3 vezes maior. Desse modo optou-se por testar os aspectos hidrodinâmicos do reator com a espuma de PU.

Figura 8 - Esquema do aparato experimental usado no trabalho

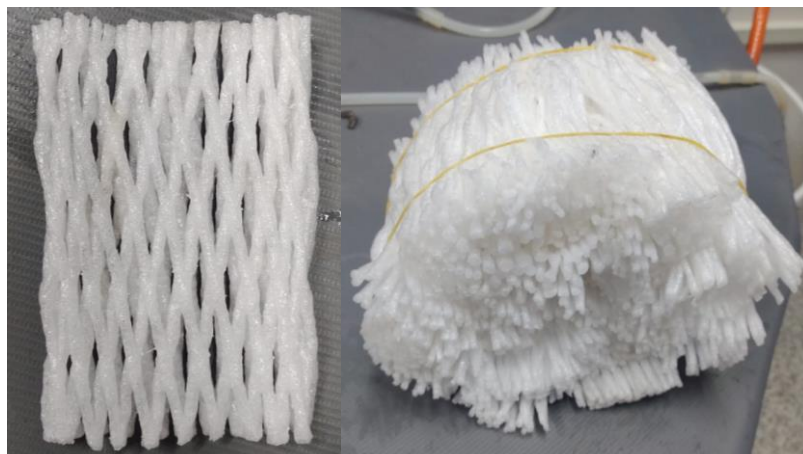


Legenda: 01 – Reservatório (40 L); 02 – Bomba peristáltica (MS TecnoPON); 03 – Reator acidogênico com enchimento de poliuretano; 04 – Bomba peristáltica (SOLAB); 05 – Reator metanogênico com enchimento de polietileno

Fonte: O autor (2023)

A espuma de poliuretano foi cortada em tiras, com largura e altura igual a 15,7 mm e 9,2 mm, respectivamente, foram cortadas 7 peças com 220 mm e 7 peças com 170 mm. A espuma de polietileno foi usada na forma em que é usado para o acondicionamento de frutas (como mamão), com dimensões de 20 cm x 8 cm, como demonstrado na Figura 9, que mostra como a PE é encontrada e como foi arrumada para colocar no reator.

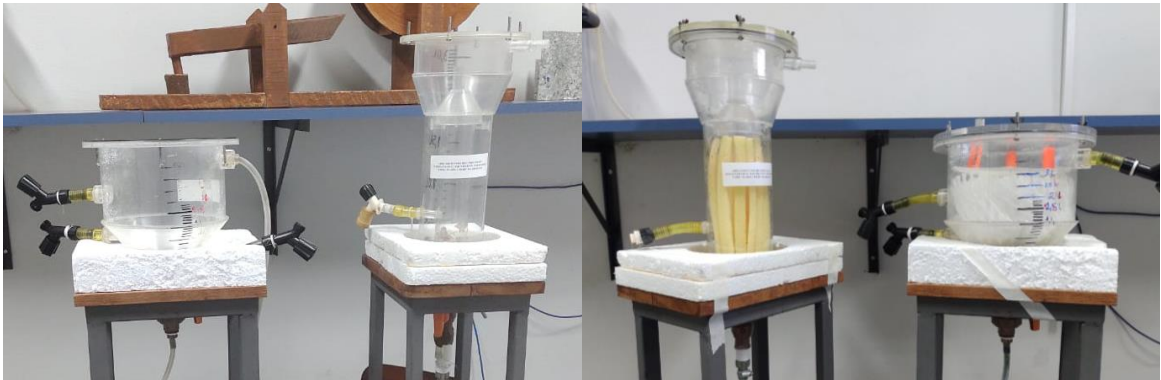
Figura 9 – Espuma de polietileno usada como meio suporte no reator metanogênico



Fonte: O autor (2023)

A Figura 10 são fotografias dos reatores sem o meio suporte e em seguida após a montagem com o meio suporte semelhante a um reator de leito empacotado.

Figura 10 - Reatores acidogênico e metanogênico antes e depois da montagem com os enchimentos



Fonte: O autor (2023)

### 3.2 ÁGUA RESIDUÁRIA CINZA

O afluente do sistema usado nesse trabalho foi a água residuária cinza proveniente da lavagem de louça de um habitante em uma residência. A louça lavada era equivalente à de uma refeição principal (almoço ou jantar) com o uso de um detergente biodegradável, segundo seu rótulo comercial, a composição do detergente é mostrada na Tabela 4, o rótulo não indica a quantidade de cada ingrediente, indica apenas a origem do ingrediente e a função do mesmo.

Tabela 4 – Composição do Detergente segundo o rótulo comercial

<b>Ingrediente</b>	<b>Origem</b>	<b>Função</b>
Água	Mineral	Veículo
Lauril Sulfato de Sódio	Vegetal	Ativo de Limpeza
Cocamidopropil Betaína	Sintético	Espessante
Cloreto de sódio	Mineral	Espessante
Fragrância	Vegetal	Fragrância
Ácido cítrico	Vegetal	Controle de pH
Alquil poliglicosídeo	Vegetal	Ativo de limpeza
1,2-benzisotiazolin-3-ona	Sintético	Conservante
2-metil-4isotiazolin-3-ona	Sintético	Conservante

Vários lotes da água residuária foram coletadas no decorrer do período experimental, a fim de se observar variações nos parâmetros de qualidade dessa água residuária, buscando representar as condições que aconteceriam normalmente.

O material foi coletado conforme a necessidade de alimentação dos sistemas. Após a coleta o material foi levado ao Laboratório de Saneamento da UEPG, onde foi feita a caracterização do material quanto ao pH, CE (Condutividade Elétrica), Turbidez, DBO<sub>5</sub>dias, DQO, fósforo inorgânico, fósforo total, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato e sólidos, seguindo as metodologias apresentadas na Tabela 9 na página 43.

A água residuária foi armazenada a temperatura de 5°C, sendo que os reatores foram operados em temperatura ambiente, com valor médio de 15,06°C (DP=2,83). Para avaliar a biodegradabilidade da água residuária foi analisada a relação de DQO/DBO e a relação entre sólidos totais e sólidos dissolvidos (ST/SD)

### 3.3 INOCULAÇÃO DOS REATORES

O processo de inoculação do reator metanogênico foi realizado com lodo de outro reator anaeróbio conforme citação da literatura (FUESS, 2017). Mas, o reator acidogênico não foi inoculado com lodo externo e sim com a fermentação natural do material no reator que autodesenvolve os microrganismos acidogênicos.

O processo que foi adotado para o reator acidogênico do trabalho foi o de fermentação natural, como descrito por Leite *et al.* (2008) e por Fuess (2017), de modo que 3,5 litros do material afluyente (água residuária cinza) foi acidificado permanecendo em repouso a temperatura ambiente, exposto a atmosfera e em um ambiente escuro por três dias. Em seguida o material foi recirculado no reator acidogênico, por três dias, para que a aderência dos microrganismos no meio suporte fosse efetivada.

Já para o reator metanogênico foi realizada a inoculação usando o lodo de esgoto de um reator anaeróbio em operação, nesse caso foi usado o material de um reator do tipo RALF é operado em escala plena para tratamento de esgoto doméstico na cidade de Ponta Grossa.

O volume de 1,6 litros equivalente a 40% do volume útil do reator metanogênico foi preenchido com este lodo e foi deixado por um dia (sem operação). Depois foi iniciada a operação do sistema com o efluente do reator acidogênico.

Na Tabela 5 são mostrados os valores encontrados na caracterização do lodo usado na inoculação do reator metanogênico, para tal foi executado a análise de DQO, sólidos totais, sólidos voláteis totais e sólidos fixos totais.

Tabela 5 - Caracterização do lodo usado para inoculação do reator metanogênico

DQO		Sólidos Totais	Sólidos Voláteis	Sólidos Fixos
Média (mg/L)	DP	(g/L)	Totais (g/L)	Totais (g/L)

7829,31	120,19	44,06	24,38	19,68
---------	--------	-------	-------	-------

Fonte: O autor (2023)

### 3.4 ENSAIOS HIDRODINÂMICOS

Nesse capítulo será feito uma breve descrição do ensaio, relatando os parâmetros operacionais e a metodologia usada e em seguida será feito uma descrição dos cálculos matemáticos que foram usados para a interpretação dos resultados obtidos no ensaio.

#### 3.4.1 Descrição do ensaio

Foi utilizado como material traçador o cloreto de sódio (NaCl), para tal foi construído uma curva de concentração do material como base na condutividade da solução, a curva de concentração, foi feita usando uma faixa de concentração de 0 a 0,5 gL<sup>-1</sup>, assim foram analisados os valores de 0, 0,1, 0,2, 0,3, 0,4 e 0,5 gL<sup>-1</sup>, obtendo valores de condutividade que foram plotados e ajustados em uma curva de concentração de NaCl na água. Para o ensaio hidrodinâmico foi utilizada a concentração de 0,2 gL<sup>-1</sup>, buscando obter resultados que possam ser interpolados na curva de concentração.

O ensaio hidrodinâmico foi realizado seguindo o proposto por Levenspiel (2000), onde foi usado o estímulo tipo degrau, com a injeção do traçador de forma constante e analisa-se a saída do sistema, para observar como ocorre a saída, até a formação de uma saída constante do material.

Na Tabela 6 são elencadas as condições operacionais que foram adotadas para o ensaio hidrodinâmico, o volume útil dos reatores com os meios suportes medidos com um volume de água conhecido e adicionado no reator. Durante o período de operação do sistema foi coletado amostra da saída a cada 60 minutos e foi analisado quanto à condutividade elétrica para calcular a concentração de NaCl na saída.

Tabela 6 – Condições operacionais do sistema para a execução do ensaio hidrodinâmico

Acidogênico			Metanogênico		
Vazão (mL/min)	Volume útil (L)	TDH teórico (h)	Vazão (mL/min)	Volume útil (L)	TDH (h)
7,0	2,95	7	2,1	2,23	21

Fonte: O autor (2023)

#### 3.4.2 Análise matemática dos resultados

Para a análise matemática dos resultados foi seguido o proposto por Vuitik (2017), que está descrito no Anexo 1, onde primeiramente foi feita uma normalização da curva de concentração pelo tempo, com um ajuste do tipo Boltzmann, e com a vazão de alimentação foi calculado a curva E. que pode ser utilizada para obter-se o tempo de detenção e a variação da curva E, que indica a dispersão da distribuição.

Foram usados três métricas principais para a avaliação da hidrodinâmica, sendo elas:

A dispersão longitudinal, para então classificar a dispersão do fluido no sistema, podendo ser de baixa, moderada ou alta dispersão.

Análise da eficiência hidráulica ( $\lambda$ ) pela equação (1), onde N é o número de reatores de mistura perfeita em série, o  $TDH_m$  é o tempo de detenção hidráulica médio (obtido no ensaio) e  $TDH_t$  e o tempo de detenção teórico ((GODINHO *et al.*, 2018)).

$$\lambda = \frac{TDH_m}{TDH_t} \left(1 - \frac{1}{N}\right) \quad (1)$$

Análise de volume morto do reator ( $V_m$ ) usando a Equação (2) para calcular o volume ativo ( $V_a$ ), considerando o volume total ( $V_t$ ) TDH médio ( $TDH_m$ ) e o TDH teórico ( $TDH_t$ ) e por fim o volume morto pela Equação (3) (GODINHO *et al.*, 2018; SINGH; VIRARAGHAVAN; BHATTACHARYYA, 2006).

$$V_a = V_t \frac{TDH_m}{TDH_t} \quad (2)$$

$$V_m = V_t - V_a \quad (3)$$

### 3.5 OPERAÇÃO DO SISTEMA

#### 3.5.1 Variação da carga orgânica volumétrica

Com base na literatura mostrada anteriormente, observa-se que o sistema de duas fases é amplamente usado em diversas situações com condições operacionais variadas, especialmente para tratamento de águas residuárias com alto teor de matéria orgânica, por consequência os reatores são operados com alta carga orgânica.

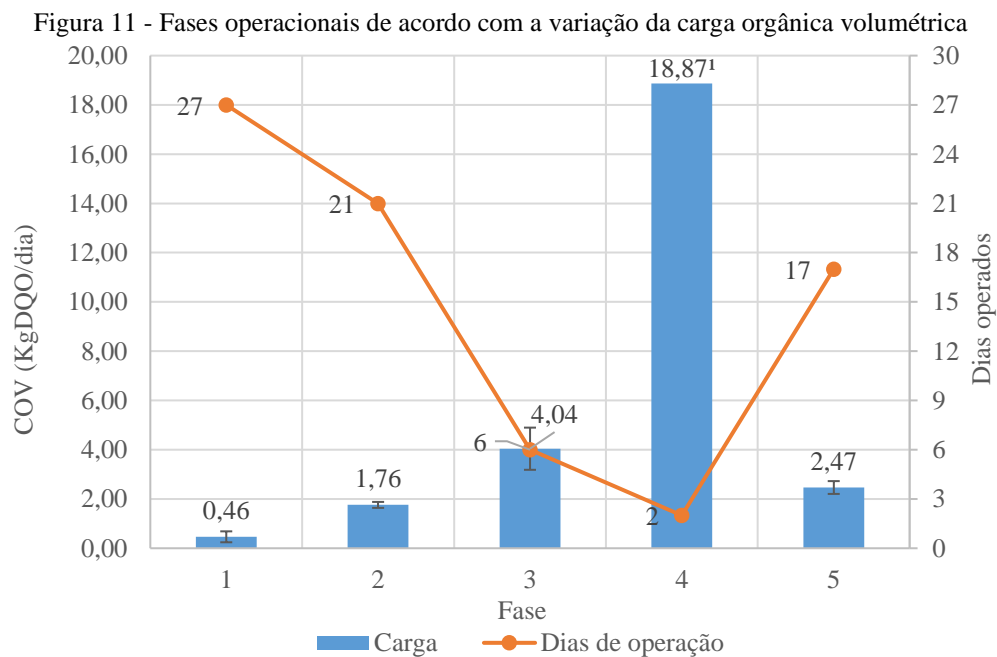
Durante o período operacional buscou-se aumentar gradualmente a carga orgânica de entrada do sistema, desse modo os parâmetros de vazão, TDH e volumes não foram alterados durante o período, sendo preliminarmente projetado 4 fases de operação pro sistema, com a diluição do material antes da entrada no sistema, desse forma primeiramente foi utilizado a diluição de 1 parte da água residuária e 3 partes de água da torneira, em seguida foi realizado a

diluição de 1:2, então de 1:1 e por fim não foi feita diluição e a água residuária foi utilizado diretamente para a alimentação do sistema.

Com o decorrer do período operacional foi necessário fazer algumas adaptações para propiciar um melhor acompanhamento do sistema. A carga orgânica volumétrica (COV) foi calculada de acordo com a Equação (4), onde  $C_{DQO}$  representa a DQO afluente do reator,  $Q$  representa a vazão de operação do reator, e  $V_{Reator}$  representa o volume do reator.

$$COV \left( \frac{kgDQO}{m^3 dia} \right) = \frac{C_{DQO} \left( \frac{g}{mL} \right) Q \left( \frac{mL}{min} \right) 0,001}{V_{Reator}(L) 1,44} \quad (4)$$

Desse modo foram obtidos diferentes valores de COV tanto para o reator acidogênico como para o reator metanogênico. Para a análise mais sistemática do período operacional foi proposto uma nova separação de fases, como é mostrado na Figura 11 em que foi considerada como uma nova fase, a COV de alimentação do reator acidogênico. A fase 5 foi implementada visando um estudo de recuperação do reator da fase anterior, pois na fase 4 observou-se um colapso na eficiência de remoção de matéria orgânica.



<sup>1</sup> Somente uma amostra analisada

Fonte: O autor (2023)

### 3.5.2 Variação da temperatura

Os reatores foram operados em temperatura ambiente como seria em escala real, mas para evitar variações mais bruscas, foram revestidos com uma manta de alumínio, como é mostrado na Figura 12. Apesar disso, de junho a setembro de 2023 foi observada uma considerável variação na temperatura durante o período experimental.

Figura 12 - Capa de alumínio usada para proteção dos reatores

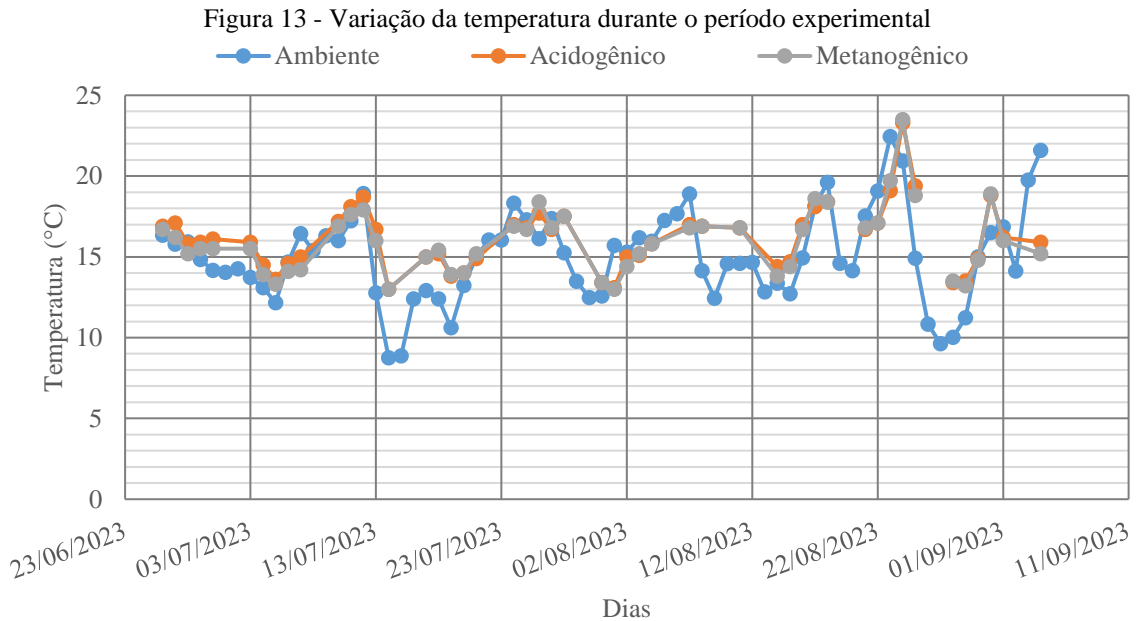


Fonte: o autor (2023)

Na Figura 13 é possível observar essa variação na temperatura encontrada, de modo que são apresentados os valores de temperatura considerando três pontos diferentes do sistema, primeiramente em azul é mostrado a variação da temperatura ambiente, obtido pelo IMNET, onde os dados são de uma estação próxima de Ponta Grossa, com valores de temperatura média diária, já as curvas em cinza e laranja são temperaturas do líquido, efluente do reator acidogênico e do reator metanogênico, respectivamente, de modo que essas temperaturas encontradas foram bem próximas.

Ao analisar as temperaturas no efluente dos reatores observa-se que a temperatura máxima foi de 23,5°C e temperatura mínima foi de 13,0°C, mostrando que possivelmente que os microrganismos selecionados nos reatores atuaram em condições psicrotróficas, de acordo com Metcalf e Eddy (2003). Contudo, em alguns momentos o reator provavelmente operou fora da faixa ótima destes microrganismos, conforme a Tabela 7.





Fonte: INMET (2023); O autor (2023)

Tabela 7 - Tipos de bactérias de acordo com a temperatura

Tipo	Faixa de temperatura (°C)	Faixa ótima (°C)
Psicrofílicas	10-30	12-18
Mesofílicas	20-50	25-40
Termofílicas	35-75	55-65

Fonte: Metcalf e Eddy (2003)

### 3.5.3 Estratégias de correção do pH

O pH é um dos parâmetros mais importantes para que a degradação anaeróbia da matéria orgânica ocorra, durante a acidogênese há a tendência de ocorrer um aumento da concentração de  $H_2$  no reator, porém quando a concentração desse alcança níveis elevados pode haver comprometimento da metanogênese (CAMPOS, 1999).

Na literatura as indicações de faixa ótima de pH para as bactérias acidogênicas é de 4 a 5,5 enquanto para as arqueias metanogênicas é entre 6,5 e 7,5 (CHERNICHARO, 2016). Para o presente estudo inicialmente optou-se pelo acompanhamento do reator sem a adição de nenhum alcalinizante, de modo que para o reator acidogênico não foi preciso correção do pH, e para o reator metanogênico estabeleceu-se inicialmente que seria aceitável um pH de no

mínimo 6,5 e desse modo quando o reator apresentou pH inferior iniciou-se a estratégia de correção do pH.

Para correção do pH foram utilizadas duas estratégias diferentes, primeiramente o uso de bicarbonato antes do ponto de colapso do reator e o uso de calcário depois do colapso do reator, durante a fase 5.

O uso de bicarbonato de sódio para a correção do pH, vem sendo usado em estudos, como o de Ribas Döll e Foresti (2010) Kashiwabara (2017) e Liu e colaboradores (2021).

O bicarbonato de sódio quando adicionado no reator se dissocia, como mostrado na equação (5), liberando o íon de sódio e o íon de bicarbonato, como mostrado na equação (6), que consome hidrogênio livre, reduzindo o pH e formando água e dióxido de carbono.



Foi utilizada a concentração de 0,1 gNaHCO<sub>3</sub>/L, sendo que a correção de pH foi realizada somente no efluente do reator acidogênico e, por consequência, afluente do reator metanogênico. A correção de pH começou a ser feita na metade da fase 2 até a fase 4.

Na fase 5, quando foi analisada a possibilidade de recuperação do reator, após seu colapso, optou-se por realizar a correção do pH com calcário, como uma alternativa ao bicarbonato de sódio.

O calcário tem sido usado em pesquisas como o de Palma (2016) Serejo e colaboradores (2019) e de Sousa e colaboradores (2009) que usaram o calcário para controlar o pH em um sistema anaeróbio. O calcário pode ser usado como agente tampão, sendo dosado diretamente no meio, como no caso do bicarbonato ou ainda como pedra, inclusive, podendo aproveitá-las como meio suporte dos microrganismos, onde a liberação do agente tamponamento ocorre de modo mais lento no decorrer da operação do sistema.

Para o presente estudo buscou-se simular a aplicação em forma de pedras com um efeito mais gradativo de tamponamento. Desse modo foi simulado uma pedra de calcário usando calcário em pó (o mesmo usado na agricultura) envolto em um tecido, como mostrado na Figura 14. Destaca-se ainda que foram utilizados 3 tipos de tecidos para envolver o pó de calcário, de microfibras, em azul, de poliéster com elastano em marrom e de poliamida em preto.

As pedras simuladas de calcário foram colocadas no reservatório intermediário, onde o material do reator acidogênico era coletado sendo o abastecimento para o reator metanogênico. As pedras foram colocadas, no reservatório dois dias depois do reinício da operação do sistema na fase 5 e permaneceram até o fim do período experimental.

Foram calculados os valores de perda de calcário como a diferença de peso antes de ser colocado no reservatório e o peso depois do final da operação dos reatores. O material que sobrou foi seco na estufa por dois dias, sendo ainda que esse valor englobou o calcário que foi diluído no material como agente tampão e a quantidade perdida, durante o descarte do efluente do reator acidogênico. Esta quantidade gasta de calcário foi denominada de consumo.

Figura 14 - Pedra simuladas de calcário para correção do pH



Tecido de microfibra, em azul, de poliéster com elastano em marrom e de poliamida em preto

Fonte: O autor (2023)

#### 3.5.4 Metodologias analíticas

Durante a fase de operação dos reatores, foram implementadas estratégias de controle da variação da carga orgânica volumétrica, com a diluição da água residuária, e do pH com o monitoramento do mesmo e uso de bicarbonato de sódio ou calcário para a correção do pH, conforme necessidade. As análises laboratoriais abrangeram uma variedade de parâmetros, desde pH, CE, turbidez, DQO, fósforo, nitrogênio, alcalinidade e ácidos voláteis, cada um seguindo métodos analíticos específicos.

Para a água residuária, material afluente do reator anaeróbio, foi realizada a caracterização realizando todas as análises que foram realizadas para o reator metanogênico incluindo-se a análise da DBO. Foram realizadas 13 coletas da água residuária e as análises foram feitas para todas as coletas.

Durante a operação do sistema foi feita análise quanto aos parâmetros, como indicado na Tabela 8, na qual é especificado os parâmetros e frequência das análises para cada reator, considerando o ponto de amostragem a saída do respectivo reator.

Tabela 8 – Frequência de análises e métodos empregados para o monitoramento dos reatores

Reator	Parâmetro	Frequência (vezes/semana)	Método	Referência
Acidogênico	pH	5x	Potenciometria	(APHA, 2017)
	Turbidez	5x	Turbidimetria	(APHA, 2017)
	CE	5x	Potenciometria	(APHA, 2017)
	DQO	2x	Digestão/ Espectometria	(APHA, 2017)
	Alcalinidade	2x	Potenciometria	(RIPLEY; BOYLE; CONVERSE, 1986)
	Acidez volátil	2x	Potenciometria	(DILALLO; ALBERTSON, 1961)
Metanogênico	pH	5x	Potenciometria	(APHA, 2017)
	Turbidez	5x	Turbidimetria	(APHA, 2017)
	Condutividade elétrica (CE)	5x	Potenciometria	(APHA, 2017)
	DQO	2x	Digestão/ Espectometria	(APHA, 2017)
	Fósforo total	1x	Redução com ácido ascórbico	(APHA, 2017)
	Fósforo inorgânico	1x	Redução com ácido ascórbico	(APHA, 2017)
	Nitrogênio amoniacal	1x	Colorimétrico de Nessler	(APHA, 2017)
	Nitrito	1x	Colorimétrico de Sulfanilamida	(APHA, 2017)
	Nitrato	1x	Colorimétrico de brucina	(APHA, 2017)
	Sólidos	1x	Gavimetria/ Calcinação	(APHA, 2017)
	Alcalinidade	2x	Potenciometria	(RIPLEY; BOYLE; CONVERSE, 1986)
	Acidez volátil	2x	Potenciometria	(DILALLO; ALBERTSON, 1961)

Fonte: O autor (2023)

### 3.6 ANÁLISES MATEMÁTICA DOS RESULTADOS

A análise matemática focou na interpretação dos resultados, envolvendo análises estatísticas para identificar diferenças significativas, quando aplicável. Essa abordagem

proporcionou uma compreensão geral do desempenho do sistema de dois reatores em diversas condições, destacando a importância de considerar a origem e composição da água residuária cinza.

As análises foram feitas em triplicata (com exceção do pH, CE e turbidez, que foram feitos apenas uma medida) e foi realizada uma análise de estatística descritiva usando os softwares Microsoft Excel® e Origin®.

Sendo em seguida, os resultados, apresentados na forma de gráficos pelo tempo, para analisar-se a variação dos resultados de acordo com o tempo de operação do reator.

No caso da DQO, CE, pH e turbidez, foi realizada uma análise de média pelo teste t-student com nível de significância de 1% para avaliar se houve diferença significativa, dos valores entre as três primeiras fases, conforme roteiro no apêndice 1.

## 4 RESULTADOS

Para facilitar o entendimento dos leitores os resultados serão apresentados de forma a primeiramente discutir os resultados encontrados na análise hidrodinâmica, em seguida será abordado uma breve discussão da caracterização indicial da água residuária.

Então serão explorados os resultados obtidos durante a operação do sistema, primeiramente será feito uma avaliação temporal do reator, considerando o pH, condutividade elétrica e turbidez, seguido por uma análise da variação da alcalinidade e da concentração de ácidos voláteis, seguido pela avaliação da remoção de DQO, remoção de sólidos e pôr fim a variação da concentração de nutrientes. E por fim ainda será elencado algumas sugestões para trabalhos futuros.

### 4.1 AVALIAÇÃO HIDRODINÂMICA DOS REATORES

O ensaio hidrodinâmico retorna uma curva resposta de concentração pelo tempo, para refinamento dos dados e melhor ajuste, pode ser feito uma normalização da curva, nesse caso foi feito com um ajuste do tipo Boltzmann. Em cima da curva resposta pode é feita uma série de cálculos que retornam um gráfico de distribuição do tempo de residência (DTR) em cima do qual é possível obter o valor do TDHm.

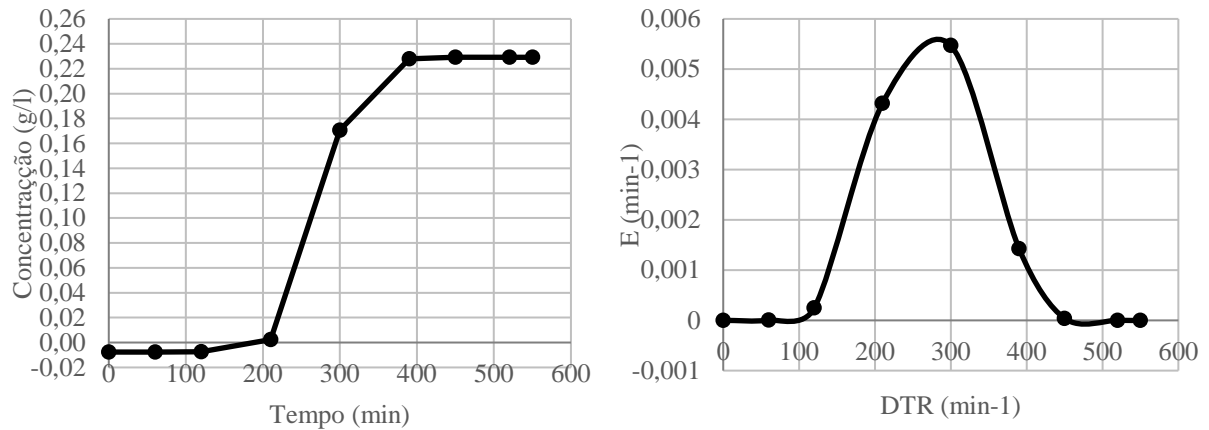
O ensaio hidrodinâmico foi feito separadamente para cada reator, sendo usado a vazão para qual os reatores foram projetados. Os dados brutos obtidos nos ensaios são apresentados no apêndice 3.

#### 4.1.1 Reator acidogênico

Na Figura 15 pode-se ver o gráfico resposta normalizado obtido como resposta do ensaio hidrodinâmico, nesse é possível observar que a saída do traçador começou a ser observado em cerca de 200 minutos, até 400 minutos, a partir de onde observou-se um platô na concentração do traçador. Na Figura 15 também é possível ver o gráfico DTR encontrado para essa distribuição.

Para o reator acidogênico obteve-se um valor médio de tempo de detenção de 247 minutos (4,5 h), valor bem abaixo do tempo detenção teórico de 420 min (7 h), desse modo esse reator apresentou um volume morto consideravelmente alto, de 1027,5 ml.

Figura 15 - Gráfico de resposta (ajustado) padrão e DTR obtidos para o reator acidogênico



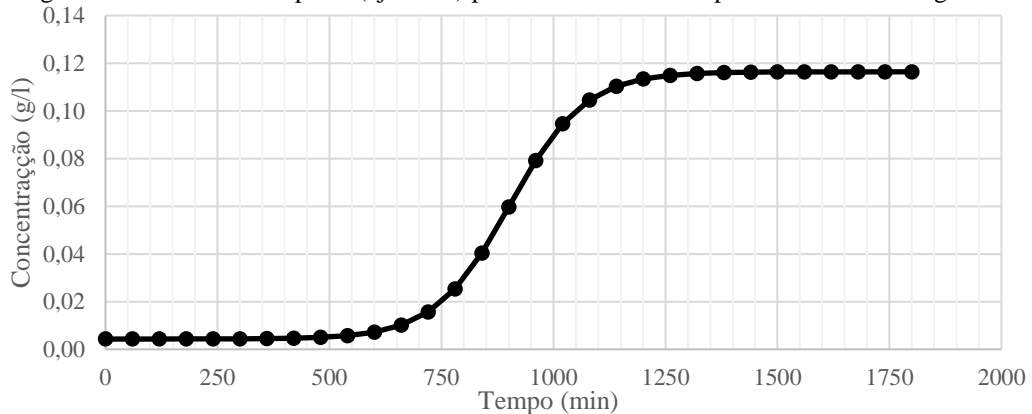
Fonte: O Autor (2023)

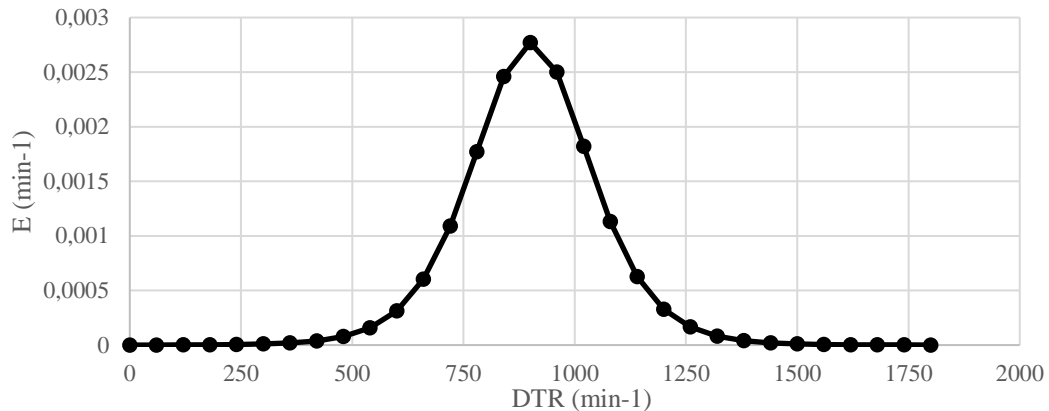
#### 4.1.2 Reator metanogênico

Já para o reator metanogênico o gráfico de resposta padrão normalizado, pode ser visto na Figura 16, que mostra um platô da concentração do traçador na saída com cerca de 1100 minutos de ensaio (18 h), na mesma figura também é possível ver o gráfico DTR que mostra uma distribuição bem característica e ainda mais bem enquadrado do que o gráfico obtido para o reator acidogênico.

Para o reator metanogênico, obteve-se valores de tempo de detenção médio de 868 minutos (14,5 h), bem mais próximo do teórico, de 1162 minutos (16,4 h), refletindo em um volume morto de 0,4 litros, consideravelmente menor para esse reator comparado ao acidogênico.

Figura 16 - Gráfico de resposta (ajustado) padrão e DTR obtidos para o reator metanogênico





Fonte: O Autor (2023)

#### 4.1.3 Conclusões dos ensaios hidrodinâmicos

A Tabela 9 mostra um resumo dos principais resultados obtidos nos ensaios hidrodinâmicos dos reatores acidogênico e metanogênico

Tabela 9 - Resumo dos resultados obtidos nos ensaios hidrodinâmicos

Reator	Dispersão (D/uL)		Número N	Eficiência hidráulica	TDHt (min)	TDHm (min)	Volume útil (ml)	Volume morto (ml)
	PD	GD						
Acidogênico	0,0260	0,0237	19,26	0,617923	421,43	274,65	2950	1027,5
Metanogênico	0,0160	0,0151	31,28	0,790085	1061,91	868,26	2230	406,6

PD = Pequena dispersão; GD = Grande dispersão

Fonte: O Autor (2023)

Ambos os reatores mostram um comportamento mais próximo de grande dispersão ( $D/uL > 0,01$ ), o que representa uma irregularidade no escoamento ou podendo ainda indicar a existência de misturas longitudinais no reator.

A utilização de NaCl como traçador pode ocasionar efeitos de difusão durante a realização da análise; no entanto, espera-se que a incidência desse fenômeno tenha sido atenuada ao máximo. Isso pois, além da baixa concentração do traçador, também foi usado o estímulo do tipo degrau, favorecendo um escoamento mais uniforme. À medida que o ensaio é conduzido, a tendência à concentração do traçador em regiões inferiores do reator é combatida pela injeção constante de material concentrado.

Os resultados de dispersão podem indicar que no reator há existência de zonas mais concentradas e zonas menos concentradas que geram uma eficiência menor, a dispersão para o reator metanogênico ainda foi mais próxima do limite que indicaria uma pequena dispersão



Esses valores se mostram similares ao obtido por Vuitik (2017), que estudou reatores anaeróbios compartimentados com 100% de recirculação e valores consideravelmente mais baixos que Carvalho e colaboradores (2008) que estudaram a variação de vazão em um reator UASB.

A eficiência hidráulica, que considera o número  $N$ , número de reatores de mistura perfeita em série foi maior para o reator metanogênico, atingindo quase 80%, é importante destacar que nesse caso o número  $N$  foi de 31,28, o que já indica escoamento pistonado ( $N > 30$ ) (LEVENSPIEL, 2000). Para o reator acidogênico a eficiência hidráulica foi menor, cerca de 62%, aliado a um número  $N$  de 19,26, indicam a tendência de escoamento mais próximo do modelo de mistura perfeita.

O volume morto do reator acidogênico foi de 34,8%, valor bem significativo, enquanto que para o reator metanogênico foi de 18,2%, ambos valores maiores do que o encontrado por Godinho e colaboradores (2018) que encontraram valores máximos de 14,3%.

Desse modo observa-se que o sistema metanogênico teve valores menores de dispersão e valor  $N$  maior, quando comparado ao reator acidogênico, mesmo tendo como meio suporte um material que apresentou uma densificação maior quando montado no sistema, diminuído o volume útil do reator consideravelmente.

No reator metanogênico a montagem do meio suporte contou ainda com uma maior dificuldade, contudo a maior densificação de material suporte também pode indicar uma melhor organização do mesmo no reator.

Já o reator acidogênico apresentou menor valor de eficiência hidráulica e valor consideravelmente maior de zona morta, comparado ao reator metanogênico, que pode ser justificado pela geometria dele, sendo esse um modelo de reator construído inicialmente para representar um USAB possuindo inclusive uma estrutura na parte superior para simular um separador trifásico, contudo a adaptação feita para o reator trabalhar com uma vazão mais elevada e com meio-suporte podem ter prejudicado seu comportamento hidrodinâmico.

Além disso a não fixação do meio suporte, e conseqüente movimentação do mesmo durante a operação do reator, também pode ter prejudicado o comportamento hidrodinâmico.

## 4.2 CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA RESIDUÁRIA

Ao todo foram coletadas 13 amostras de água residuárias no período operacional. Dependendo do parâmetro analisado as amostras tiveram maior ou menor discrepância de valores entre elas, na Figura 17 são apresentados alguns dos parâmetros analisados.

Figura 17 – Caracterização das amostras coletadas



Fonte: O autor (2023)

O pH médio encontrado foi 4,78 (Desvio Padrão - DP=0,79), apresentado ainda valor máximo de 6,13 e mínimo de 3,96, sendo assim uma variação bem considerável de 2,17. Já a turbidez apresentou também uma variação considerável, com valor médio de 467,38 NTU (DP=202,23) do mesmo modo que a condutividade elétrica (CE) que apresentou valor médio de 222,79  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (DP=58,35).

Quanto à concentração de nutrientes nas amostras, observou-se que tanto na análise de fósforo (total e inorgânico) quanto nas análises de nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato a amostra 11 foi a que apresentou maior concentração dos nutrientes, essa amostra foi a amostra da fase 4, que acarretou o colapso do reator.

As concentrações médias de fósforo total e inorgânico foram respectivamente 3,36 mg/L (DP=2,43) e 2,17 mg/L (DP=1,96), já as concentrações médias de nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato foram de 10,57 mg/L (DP=8,77), 0,31 mg/L (DP=0,11) e 10,03 mg/L (DP=13,42). O alto desvio padrão indica uma alta variação entre as amostras, mas nesse caso os altos valores encontrados para a amostra 11 tiveram um impacto significativo.

Na Tabela 10 são apresentados valores de média, desvio padrão e os valores máximos e mínimos encontrados para cada amostra em termos das concentrações de sólidos.

Observa-se que pelo desvio padrão houve uma grande variação, contudo similar ao que aconteceu com os nutrientes, o destaque vai para os valores da amostra 11, que se observou um aumento relativo a média de 378,5%, 418,9% e 76,3% para o ST, STV e STF, com valores acima da média destaca-se ainda o SSF, SDT, SDV e SST, que apresentaram respectivamente valores 857,9%, 535,4%, 705,2% e 32,3% maiores que a média observada, por fim os únicos valores que ficaram abaixo da média foram o SDF e SSV que apresentam valores de 39,3% e 33,1% menor que a média.

Tabela 10 - Análise de sólidos (em mg/L) das amostras de água residuária coletadas

	<b>ST</b>	<b>SVT</b>	<b>SFT</b>	<b>SST</b>	<b>SSV</b>	<b>SSF</b>	<b>SDT</b>	<b>SDV</b>	<b>SDF</b>
	<b>Sólidos Totais</b>	<b>Sólidos Voláteis Totais</b>	<b>Sólidos Fixos Totais</b>	<b>Sólidos Suspensos Totais</b>	<b>Sólidos Suspensos Voláteis</b>	<b>Sólidos Suspensos Fixos</b>	<b>Sólidos Dissolvidos Totais</b>	<b>Sólidos Dissolvidos Voláteis</b>	<b>Sólidos Dissolvidos Fixos</b>
Média	1,65	1,44	0,23	0,51	0,60	0,03	1,13	0,88	0,20
DP	1,90	1,89	0,34	0,28	0,35	0,08	1,83	1,87	0,32
Mínimo	0,47	0,02	0,00	0,12	0,19	0,00	0,35	0,00	0,00
Máximo	7,88	7,48	0,95	1,04	1,32	0,28	7,20	7,08	0,90

Fonte: O autor (2023)

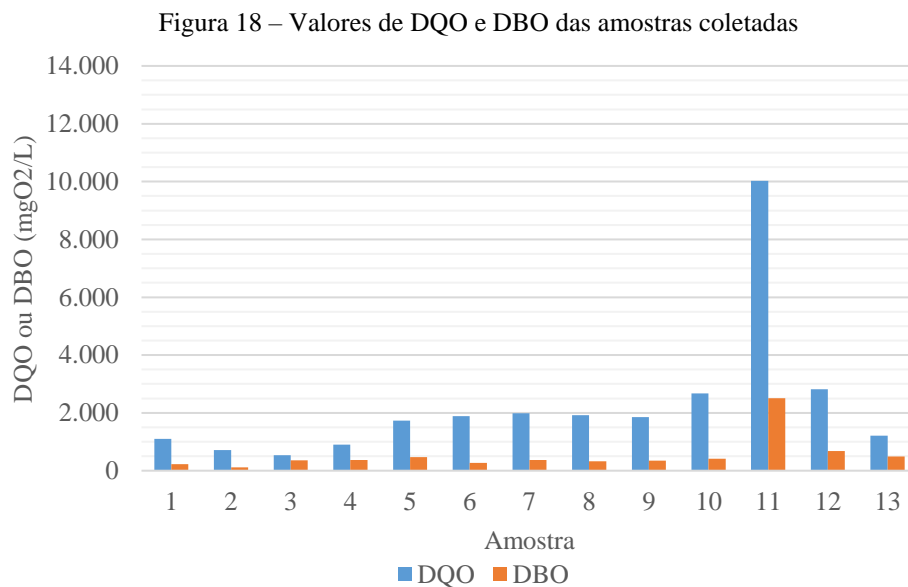
A amostra 11 foi a amostrada usada na fase 4, essa amostra apresentou valores altos na concentração de sólidos, além disso altos valores de concentração de nitrato, nitrogênio

amoniaco e fósforo, aliado a isso o alto valor de pH indicam que a amostra resultou em um choque de carga orgânica no reator, responsável pelo colapso do mesmo.

Já quando se analisa a distribuição de sólidos nessa amostra, destaca-se que a maior parte dos sólidos foi de sólidos dissolvidos, sendo a maior parte os voláteis, assim, mesmo com a alta concentração de sólidos observa-se que a fração predominante é a fração mais fina e orgânica.

#### 4.2.1 Biodegradabilidade da água residuária

Para alimentação do reator houve a diluição das amostras antes da alimentação do reator, contudo também foi feita a análise para cada amostra. Em geral, observa-se que a amostra 3 foi a que apresentou menor valor de DQO e a amostra 2 que apresentou menor valor de DBO, já o valor máximo, tanto para DQO, quanto para DBO foi da análise 11.



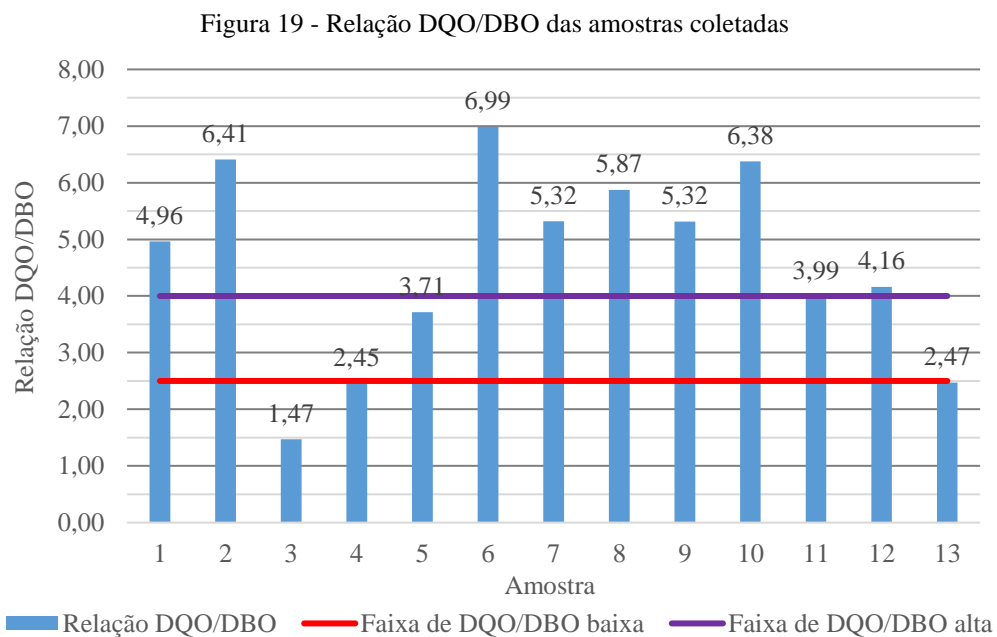
Fonte: O autor (2023)

A biodegradabilidade pode ser analisada pela relação entre a DQO e a DBO, segundo Braile e Cavalcanti (1979) uma relação (DQO/DBO) de até 2, indica uma alta biodegradabilidade, uma vez que a DBO tem o valor mais próximo da DQO, os autores ainda indicam mais duas faixas, entre 2,0 e 4,5 que indica uma biodegradabilidade intermediária e acima de 4,5 que indica predominância da fração inerte, ou seja não biodegradável.

Na Figura 19 é mostrada a relação DQO/DBO para todas as amostras analisadas, de modo complementar é mostrada a faixa de biodegradabilidade, como discutido anteriormente,

de modo que é possível observar que das 13 amostras apenas 3 (amostras 3, 4 e 13) indicaram alta biodegradabilidade, e 2 (amostras 5 e 11) apresentaram biodegradabilidade intermediária e todas as outras 8 (amostras 1, 2, 6, 7, 8, 9, 10 e 12) se mostraram com baixa biodegradabilidade.

Considerando a água residuária em questão a tendência da não biodegradabilidade já era esperado, mesmo com o uso do detergente biodegradável, porém fez parte do trabalho também analisar o comportamento do sistema em duas fases, frente a um material menos biodegradáveis.



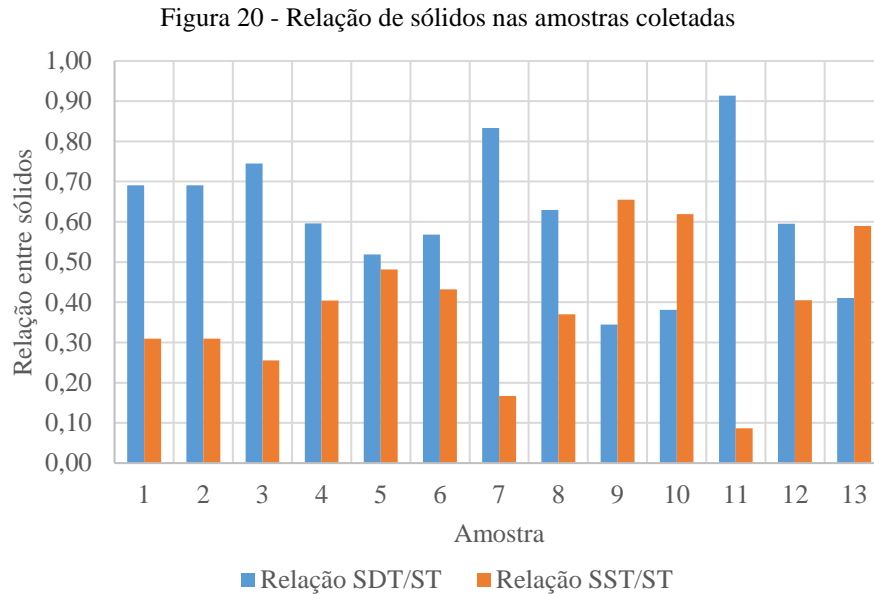
Fonte: O autor (2023)

Outro método de analisar a biodegradabilidade da matéria pode ser dada também analisado os sólidos presente na água residuária, desse modo as relações entre sólidos dissolvidos e sólidos totais, comparado com a relação entre os sólidos sedimentáveis e os sólidos totais pode indicar a possibilidade da matéria orgânica estar mais solúvel ou menos no meio.

Segundo Braile e Cavalcanti (1979) quanto maior a relação SD/ST comparada a relação SS/ST há uma maior possibilidade da matéria orgânica estar mais solubilizada no meio, o que facilita mais o processo biológico, enquanto se ocorrer o contrário a indicação é de predominância de sólidos com granulometrias maiores e conseqüentemente não tão benéfico para os processos biológicos.

Na Figura 20 pode-se observar a variação entre as relações de SD/ST e SS/ST nas amostras de água residuárias coletadas, de modo que observa-se que a maior diferença se deu

na amostra 11, justamente a amostra com maior valor de DQO e DBO, mostrando que nesse caso a matéria orgânica presente estava mais dissolvida no meio, enquanto que nas amostras 9, 10 e 13 a matéria orgânica no meio estava mais na forma suspensa, mostrando um relação SS/ST maior que a relação SD/ST.



Fonte: O autor (2023)

Assim observa-se que a amostra 3 foi a mais biodegradável, indicando também uma considerável solubilização dos sólidos, fator favorável ao tratamento anaeróbio, de modo similar, a amostra 11 se mostrou uma biodegradabilidade intermediária, contudo apresentou alta relação SDT/ST, por fim as amostras 9 e 10 foram as que apresentam mais desfavoráveis ao tratamento anaeróbio, pois além de apresentarem baixa biodegradabilidade, apresentaram relação SST/ST maior que a relação SDT/ST indicando que a presença de matéria orgânica está mais presente na forma suspensa, ou seja com tamanho maior.

Dentre as 13 amostras coletadas de água residuária destaca-se a amostra 11 que teve com particularidade a alta carga orgânica que foi 5,2 vezes maior do que a média das outras amostras, além disso, essa amostra mostrou alta concentração de fósforo, nitrato e nitrogênio amoniacal, aliado a altos valores de sólidos totais e turbidez.

Não foi realizado nenhum controle mais rigoroso de coleta de análises, de modo que esperava-se fazer as coletas de modo aleatório e que representassem de modo mais fidedigno a realidade, contudo a amostra 11 teve valores que se destacaram muito dos demais, isso leva a um questionamento se essa variação foi representativa ou se foi um evento muito isolado que não tende a representar a realidade.

Na literatura alguns autores relatam valores mais altos, Bazzarella (2005) encontrou como valor máximo 4793 mg/L enquanto Costa e colaboradores (2022) observaram como valor máximo 3034 mg/L, valores consideravelmente altos nos respectivos trabalhos, contudo ainda não tão altos quando o encontrado neste trabalho que foi 10021 mg/L, desse modo percebe-se que o valor encontrado aqui trata-se de um valor bem acima do encontrado em outras pesquisas.

Contudo a alta variabilidade de valores encontrados na literatura reforçam a necessidade de mais pesquisas em cima desse tipo de afluente, analisando não somente os aspectos qualitativos do resíduo, mas também os aspectos envolvidos durante a produção do mesmo, analisando esse tipo de resíduo por exemplo proveniente de uma família de classe mais alta e uma família de classe mais baixa, onde os costumes alimentares tendem a ser diferentes.

#### 4.3 AVALIAÇÃO TEMPORAL DO SISTEMA DE DOIS ESTÁGIOS

O reator foi alimentado de forma contínua, durante as 4 primeiras fases, durante a fase 5, onde estava-se avaliando a recuperação do reator depois do colapso, foram realizados dois períodos em que a alimentação foi suspensa, de modo que nos dois primeiros dias operacionais da fase 5 o reator não foi alimentado seguido por 5 dias de alimentação contínua e novamente um período de dois dias sem alimentação e por fim operou-se o reator continuamente por um período de 8 dias.

##### 4.3.1 Variação do pH

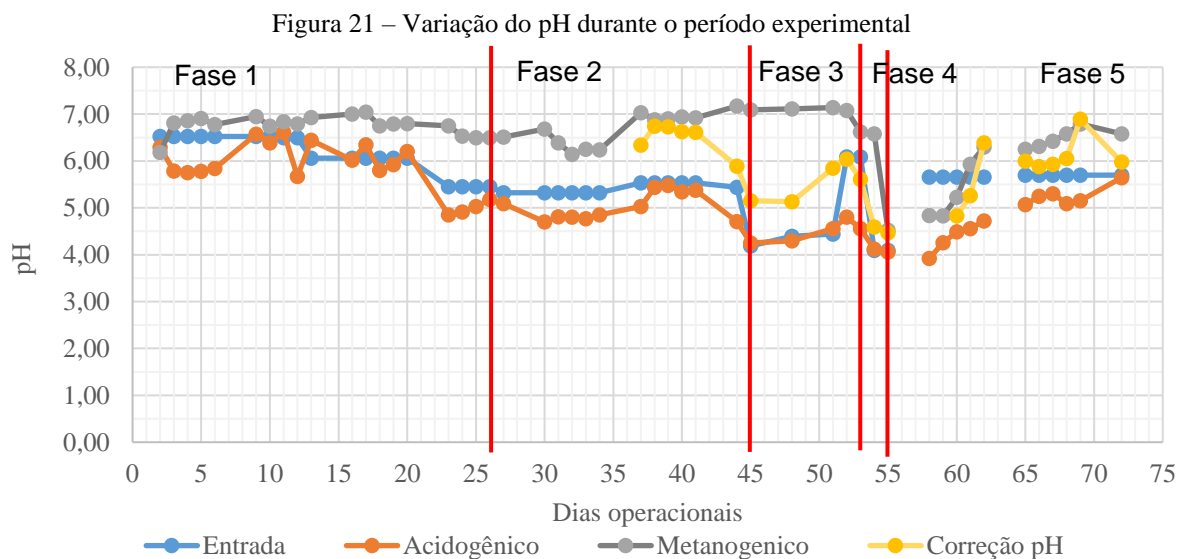
Será feito inicialmente uma análise comparando o comportamento dos valores médios para as três primeiras análises, sendo que para analisar se a diferença entre as médias foi significativa foi realizado um teste t-student, os valores encontrados encontram-se no apêndice 2. Em seguida será discutido a variação dos valores de pH tanto para a fase 4 quanto para a fase 5.

Observou-se o valor médio do pH na saída do reator metanogênico não teve variação significativa entre as três primeiras fases, caso que também aconteceu com o valor da correção de pH, entre as fases 2 e 3. Já no valor de pH da entrada observou-se uma variação significativa entre as médias da fase 1 comparada a fase 2 e a fase 3, porém entre a fase 2 e 3 não se observou variação significativa, o mesmo foi observado para o valor de pH na saída do reator acidogênico.

Desse modo pode se concluir que a variação de carga orgânica não acarretou numa variação do pH de saída do reator metanogênico, que permaneceu com um valor médio de 6,77 (DP=0,99).

A variação do pH da água residuária, afluente do reator acidogênico, e do efluente do reator acidogênico teve um comportamento similar, de modo que foi observado uma variação significativa entre os valores médios de pH da primeira fase, de 6,15 (DP=0,42) para a entrada e de 5,86 (DP=0,55) para o efluente do reator acidogênico, quando comparado aos valores médio da segunda fase, de 5,32 (DP=0,36) para a entrada e de 4,97 (DP=0,36) para o efluente do reator acidogênico, e da terceira fase, de 5,25 (DP=0,97) para a entrada e de 4,56 (DP=0,20) para o efluente do reator acidogênico, destaca-se ainda que a variação entre as medias da fase 2 e 3 não foi significativa. Tais informações são ilustradas na Figura 21, que mostra a variação do pH durante o período operacional.

Destaca-se também, na Figura 21, a fase 4 que mostra o ponto de colapso do reator, onde os valores de pH tenderam a valores bem baixos e próximos, nessa fase observou se um valor médio de pH de 4,09 na entrada (DP=0,00), mesmo valor encontrado para a saída do reator acidogênico (DP=0,04) e para a saída do reator metanogênico 4,53 (DP=0,08), mostrando assim que nesse ponto as bactérias do reator metanogênico já estavam em uma faixa muito fora do ideal que seria entre 6,5 e 8 (METCALF & EDDY, 2003) em condições completamente desfavoráveis ao seu desenvolvimento.



Fonte: O autor (2023)



A mesma Figura 21 mostra a fase 5, onde se analisou a recuperação do reator frente ao colapso, de modo que o valor de pH de entrada no sistema foi mais estável nessa etapa, com valor médio de 5,68 (DP=0,02), enquanto que o valor de pH efluente do reator mostrou um tendência claro de aumento nos dias operacionais seguintes, com valor mínimo observado de 3,92 e máximo de 5,64, a correção do pH nessa fase foi dada com o uso de calcário que foi colocado no reservatório intermediário do sistema, e mostrou ação rápida, elevando o pH mais rapidamente e tendo efeito da mesma escala com o efluente do reator metanogênico, que mostrou valor de pH médio de 6,01 (DP=0,71) nessa fase.

O consumo de calcário com agente alcalinizante usado na fase 5 é mostrada na Tabela 11, onde é indicado o consumo total de calcário que foi de 2,19%. Observa-se variação no consumo do calcário variou conforme o tipo de tecido utilizado, sendo mais reduzido no caso do tecido de poliamida (cor preta) e mais elevado no tecido de poliéster com elastano (cor marrom). Esta disparidade é atribuída predominantemente às aberturas de maior magnitude presentes no tecido de poliéster com elastano.

Tabela 11 - Perda de calcário usado para correção do pH

<b>Pedra simulada</b>	<b>Peso antes (g)</b>	<b>Peso depois (g)</b>	<b>Perda (%)</b>
Preta	573	568,6	0,77%
Marom	713	692,4	2,89%
Azul	700	681,5	2,64%
<i>Total</i>	<i>1986</i>	<i>1942,5</i>	<i>2,19%</i>

Fonte: O autor (2023)

Desse modo percebe-se que do ponto de vista do pH a recuperação do reator se mostrou promissora, contudo, o valor mais alto do pH deve-se majoritariamente pelo uso do calcário, de modo que a elevação do pH nesse reator propiciou a possibilidade da recolonização das arqueis metanogênicas, contudo a assertiva de que o reator se recuperou do colapso não pode ser confirmada apenas com os valores de pH.

#### 4.3.2 Variação da condutividade elétrica

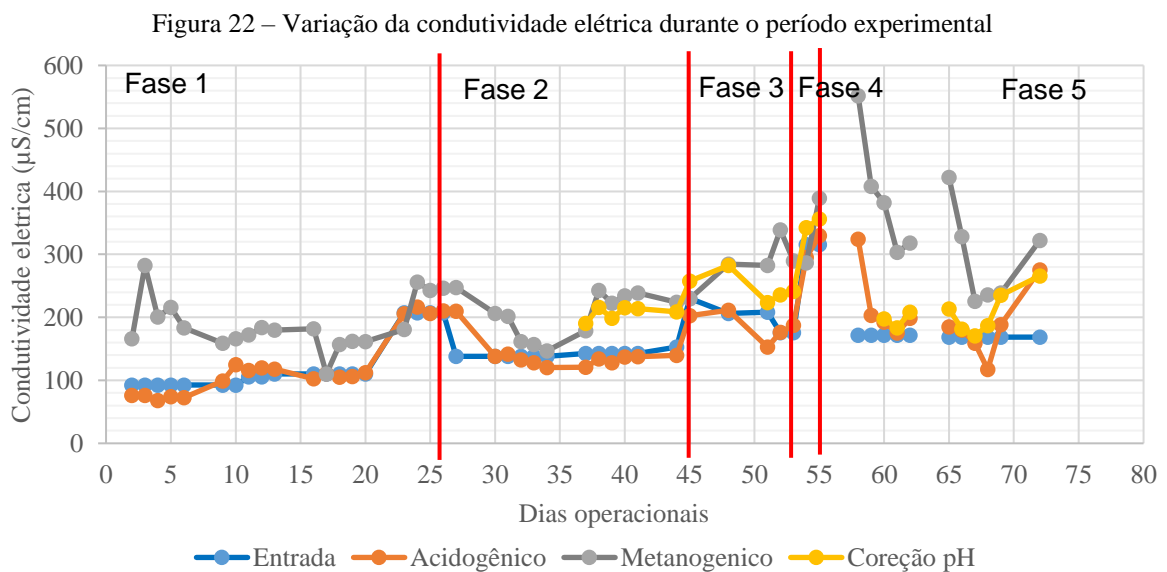
A avaliação da condutividade elétrica (CE) ao longo do período experimental foi conduzida empregando uma metodologia análoga à adotada para a análise do pH. Inicialmente, procedeu-se à verificação da significância das discrepâncias entre as médias por meio de um teste t-Student, e os valores correspondentes estão discriminados no Apêndice 1.

A condutividade elétrica (CE) na saída do reator acidogênico não mostrou variação significativa entre as fases 1, 2 e 3. Em contraste, na saída do reator metanogênico, observou-se uma variação significativa entre as fases 2 e 3, bem como entre as fases 1 e 3, contudo não evidenciando variação significativa entre as fases 1 e 2.

Esta constatação indica que a variação da carga orgânica volumétrica exerceu uma influência mais pronunciada na saída do reator metanogênico, com valores médios de condutividade elétrica de 189,90  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (DP=41,76), 207,01  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (DP=35,04) e 298,78  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (DP=27,05) nas fases 1, 2 e 3, respectivamente. Em contrapartida, na saída do reator acidogênico, não se verificou variação significativa entre as fases 1, 2 e 3, apresentando um valor médio de 136,61  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (DP=49,06).

Na Figura 22, é mostrado a variação da CE durante o período experimental. Destaca-se a estabilidade do valor da CE após a correção do pH, evidenciando a ausência de variação significativa entre a fase 2 e a fase 3 do experimento.

A Figura 22 mostra ainda que os valores de CE apresentaram aumento significativo na fase 4, com o valor indo de 286,4  $\mu\text{S}/\text{cm}$  para 389,1  $\mu\text{S}/\text{cm}$  na saída do reator metanogênico. Já na fase 5, observou-se uma maior estabilidade na CE, refletida pelos valores médios registrados de 199,90  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (DP= 55,77) para o efluente do reator acidogênico, 204,72  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (DP= 30,17) para o afluente do reator metanogênico após a correção do pH, e 339,58  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (DP= 97,25) para o efluente do reator metanogênico.

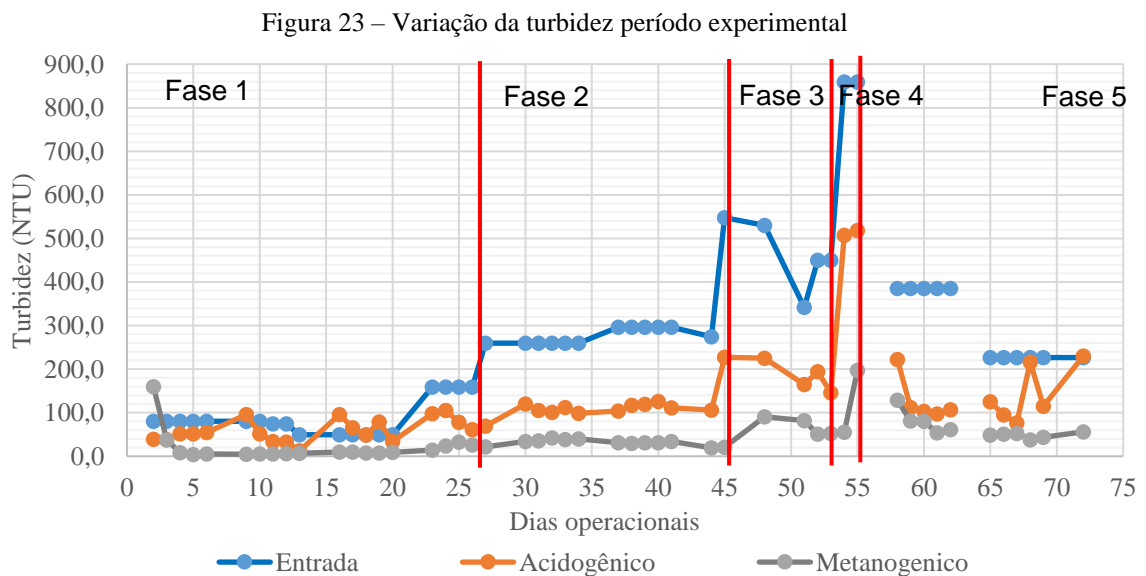


Fonte: O autor (2023)

### 4.3.3 Eficiência na remoção de turbidez

A turbidez mostrou variação significativa durante todas as comparações exceto em uma, a turbidez na saída do reator metanogênico, não mostrou variação significativa entre a fase 1 e 2.

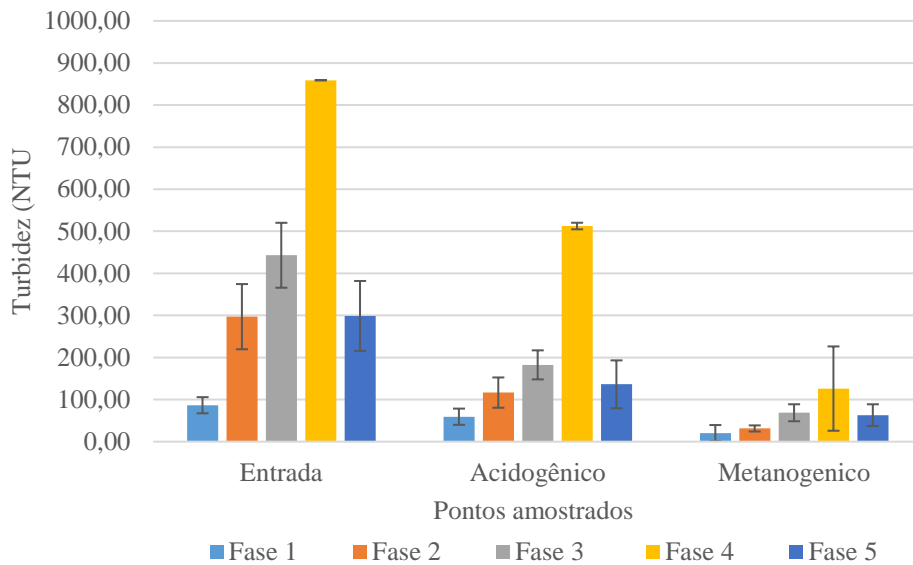
Na Figura 23 pode-se ver ilustrada a variação da turbidez durante o período experimental, de forma que é claro o aumento entre as fases, destaca-se ainda o comportamento estável durante as fases também. Na mesma figura destaca-se ainda a fase 4 onde os valores da turbidez efluente ao reator metanogênico apresentaram tendência de diminuição nos primeiros cinco dias de reinício da operação do reator e então teve tendência de estabilização nos 8 dias finais, de modo que apresentou valor médio 63,12 NTU (DP=25,71). já o efluente do reator acidogênico, teve comportamento mais instável, apresentando valor médio de 136,30 NTU (DP=56,89).



Fonte: O autor (2023)

A Figura 24 exibe os valores médios de turbidez em cada ponto do sistema ao longo das cinco fases operacionais, proporcionando uma clara visualização da proporcionalidade do aumento da turbidez durante o curso dessas fases. A análise sistemática dos dados revela a dinâmica evolutiva desse parâmetro ao longo do tempo de operação, permitindo uma compreensão mais aprofundada das tendências e variações observadas.

Figura 24 – Comportamento do valor médio da turbidez durante o período experimental



Fonte: O autor (2023)

Na fase 4 há um claro aumento da turbidez, contudo esse aumento não ocasiona numa redução drástica da eficiência de remoção da turbidez, já que os valores de turbidez aumentaram proporcionalmente, como é mostrado na Tabela 12. Na mesma tabela é interessante destacar que a eficiência de remoção de turbidez pelo reator metanogênico, comparado com o valor de entrada, desse modo, a eficiência global foi 85,53%, e as eficiências de cada fase ficaram próximas entre 76,58% e 89,44%.

Tabela 12 – Variação da eficiência de remoção de turbidez durante o período operacional

	Fase 1	Fase 2	Fase 3	Fase 4	Fase 5	Geral
Acidogênico	31,45%	60,75%	58,80%	40,34%	54,39%	53,65%
Metanogênico <sup>1</sup>	76,58%	89,44%	84,49%	85,31%	78,88%	85,33%

<sup>1</sup>Considerando a eficiência global do sistema (diferença entre a concentração afluenta e efluente do sistema)

Fonte: O autor (2023)

Destaca-se que, apesar dessa variabilidade, o sistema manteve consistentemente seu nível de eficiência na remoção de contaminantes ao longo de todas as fases, destacando-se, sobretudo, na fase 4, mesmo diante do colapso do sistema. Durante a fase 5, o sistema demonstrou resiliência, evidenciando valores que sinalizam uma recuperação efetiva e encorajadora. Essa capacidade de restauração pós-colapso no reator ressalta a robustez do sistema, sugerindo a viabilidade de sua aplicação em condições diversas.

#### 4.4 VARIACÃO DA ALCALINIDADE E ÁCIDOS VOLÁTEIS

A alcalinidade e a concentração de ácidos voláteis são importantes para entender o funcionamento de um reator anaeróbio, junto com o pH permitem obter respostas a possíveis problemas durante a operação do reator.

Para o sistema foi realizada a análise da alcalinidade parcial (AP) que representa os ânions de ácidos fracos, como bicarbonato, silicato e fosfato, essa alcalinidade em especial é muito importante para os sistemas anaeróbios, podendo ser chamada de alcalinidade real para reatores anaeróbios. Além da AP foi realizado a análise da alcalinidade intermediária (AI) que representa os ânions de ácidos orgânicos como o ácido húmico, acético e propiônico, essa por sua vez, pode ser chamada também de alcalinidade falsa para reatores anaeróbios. Além disso também foi analisado a variação da alcalinidade total (AT), que é a soma da AP com a AI, sendo a relação entre elas outro fato importante.

A presença de ácidos voláteis (AV) também foi analisada. Controlar o valor a concentração de AV em um reator anaeróbio é importante visto que acumulação de ácidos orgânicos pode indicar um desbalanceamento o equilíbrio das relações bioquímicas que ocorrem na digestão anaeróbia, sendo que quando o valor de AV ultrapassa 500 mg/L há uma grande probabilidade de ocorrências de problemas muito graves com desenvolvimento do reator (METCALF & EDDY, 2003).

Contudo destaca-se que a presença de AV apresenta grande dependência da carga orgânica afluyente do sistema, uma vez que quanto maior a carga maior será a atividade acidogênica e por consequência maior a concentração de AV.

##### 4.4.1 Variação da alcalinidade

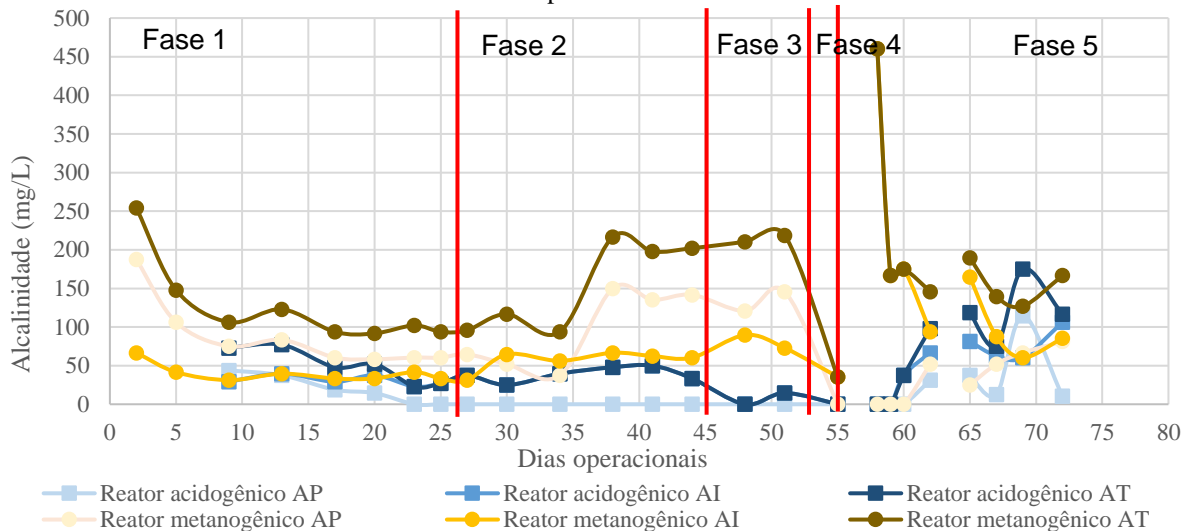
Os valores de alcalinidade se comportaram de forma mais estável durante as três primeiras fases operacionais, sendo que durante a fase 4 observou-se a drástica redução dos mesmos, e durante a fase 5 um comportamento muito instável.

Para o reator acidogênico observou-se que a AP, foi observado somente no início da operação do sistema e na fase 5, depois do 20º dia de operação observou-se que o pH na saída do reator acidogênico apresentou queda, apresentando valores abaixo de 5,75, por consequência os valores de AP desse dia até a fase 4 foram zero, durante a fase 5 esse valor mostrou uma tendência de aumento, contudo apresentando um comportamento ainda muito variável, não é possível tirar conclusões tão assertivas.

Os valores de AI para o reator acidogênico foram mais variáveis, durante a fase 1 mostrou tendência leve de redução, durante a fase 2, mostrou relativa estabilização e na fase 3 tendência de redução, que persistiu na fase 4, enquanto que na fase 5 apresentou valores que indicam um claro aumento, contudo um comportamento ainda muito instável.

Os valores de AI consideravelmente baixos nesse ponto do sistema podem indicar um mal desenvolvimento da etapa da acidogênese nesse reator, uma vez que a AI representa a alcalinidade representadas pelos ácidos orgânicos, como contendo anteriormente, contudo só esses valores não são suficientes para sustentar essa hipótese, devendo se analisar junto os dados de pH e ácidos voláteis.

Figura 25 – Comportamento do valor das alcalinidades parcial, intermediária e total durante o período experimental



Fonte: O autor (2023)

O reator metanogênico apresentou valores maiores de alcalinidade, comparado ao reator acidogênico, o valor de AI permaneceu estável durante as 3 primeiras etapas, com valor médio de 51,56 mg/L (DP=18,09), já para a fase 5 o valor permaneceu com valor médio de 161,72mg/L (DP=128,53) o alto desvio padrão representa a alta instabilidade e variação dos valores encontrados nessa fase.

Em especial na fase 5 destaca-se o alto valor de AI logo após o reinício da operação do reator, após o colapso do mesmo, tal valor indica a acumulação de ácidos orgânicos, indicando assim que durante o período que ficou parado, as bactérias acidogênicas provavelmente continuaram seu desenvolvimento, aliado à condição de pH totalmente desfavorável às arqueais metanogênicas.

Já a AP teve comportamento mais variável no reator metanogênico, apresentou inicialmente valores mais alto, contudo logo apresentou uma tendência de estabilização e após a estratégia de correção de pH (com bicarbonato de sódio antes da entrada no reator metanogênico) apresentou uma alta, e tendência de estabilização, até que na fase 4 mostrou clara tendência de diminuição, aliado ao colapso do reator, por fim na fase 5 mostrou clara tendência de aumento linear, que pode ser explicado pelo uso do calcário antes do reator metanogênico.

Na Tabela 13 é possível ver os valores médios de alcalinidade total para o material afluente do reator acidogênico e do reator metanogênico durante o período operacional. No reator acidogênico a AT teve um comportamento muito similar ao comportamento do AI, apresando na fase 2 e 3 valores médios de 38,89 mg/L (DP=9,29) e 7,29 mg/L (DP=10,31). Destaca-se ainda a alta variação na fase 5 com valor médio de 77,60 mg/L (DP=61,85).

Tabela 13 - Valores de alcalinidade total médios durante o período operacional

	Fase 1		Fase 2		Fase 3		Fase 5		Geral	
	RA	RM	RA	RM	RA	RM	RA	RM	RA	RM
Média	50,00	126,56	38,89	153,82	7,29	214,58	77,60	196,35	50,82	158,83
DP	22,48	54,95	9,29	57,58	10,31	5,89	61,85	108,61	44,11	82,03
Máximo	77,08	254,17	50,00	216,67	14,58	218,75	175,00	460,42	175,00	460,42
Mínimo	22,92	91,67	25,00	93,75	0,00	210,42	0,00	127,08	0,00	35,42

RA= Reator acidogênico; RM= Reator metanogênico

Fonte: O autor (2023)

O reator metanogênico apresentou valores mais altos de AT, nas três primeiras fases apresentou concentrações que tiveram tendência de aumento. Na fase 4 a AT mostrou valores baixos, mas na fase 5 teve considerável recuperação com concentração média de 196,35 mg/L (DP=108,61), porém marcado pela alta variação dos resultados obtidos.

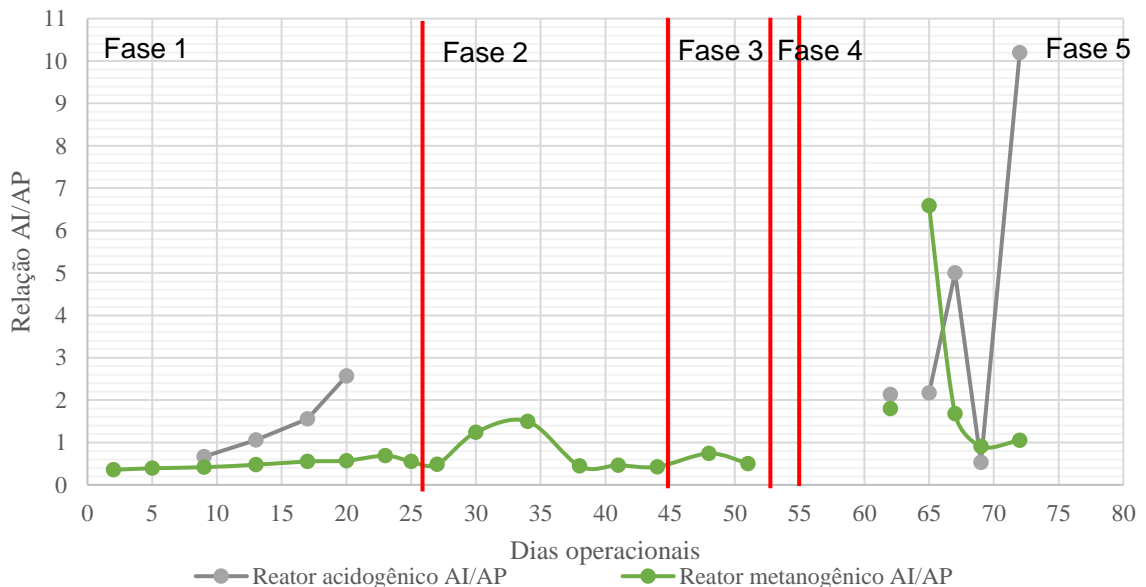
De modo geral é mais interessante para a atividade anaeróbia uma alcalinidade com valores mais altos, entre 3000 e 5000 mg/L (METCALF & EDDY, 2003), contudo no presente trabalhos foram encontrados valores consideravelmente menores, a alcalinidade tem como principal importância fortalecer o sistema a variações mais bruscas de pH, desse modo o próprio colapso do reator pode ter sido afetado pelos baixos valores encontrados, contudo esses valores mais baixos podem ser explicados pela água residuária, uma vez que a mesma apresentou valores de pH mais baixos.

#### 4.4.2 Variação da relação AI/AP

A relação AI/AP tem grande importância para prever problemas funcionais durante a operação de um reator anaeróbio, de modo que essa relação tem grande importância para o desenvolvimento principalmente da metanogênese, sendo a relação ideal (para digestão de lodo) indicada de 0,3 (RIPLEY; BOYLE; CONVERSE, 1986). Contudo há autores que indicam que relações ligeiramente maiores podem ser aceitáveis Pereira e colaboradores (2009), obtiveram valores entre 0,5 e 0,9, na operação de um reator UASB para o tratamento de resíduos de suinocultura, já Fuess (2017) trabalhando com um sistema de duas fases para o tratamento de vinhaça encontrou valores mais altos no início do período experimental, mas com o decorrer do tempo apresentou valores mais próximos de 0,3.

Na Figura 26 é possível ver a variação da relação AI/AP no efluente dos reatores acidogênico e metanogênico. No efluente do reator acidogênico observou-se no início valores mais baixos, contudo com a queda do pH observou-se respectivo aumento nessa relação à medida que o AP diminuía, sendo que depois do 20º dia operacional com o valor de AP zerado por consequência a relação AI/AP não podendo ser calculada.

Figura 26 – Valores da relação AI/AP afluente do reator acidogênico e do reator metanogênico durante o período experimental



Fonte: O autor (2023)

Tais resultados levam à hipótese de que o reator acidogênico não chegou ao seu potencial de acidogênese, já que a primeira análise com 9 dias operados, a relação AI/AP teve



valor de 0,67, valor que indica uma predominância do AI de modo que indica uma menor presença dos ácidos orgânicos fracos, que seriam os formados durante a acidogênese. Contudo após esse período, valores mais altos podem indicar a grande predominância da alcalinidade ser exclusivamente depende da presença dos ácidos orgânicos, aliando ainda a um baixo pH, que leva a ocorrência uma situação desfavorável para as arqueais metanogênicas.

Durante a fase 5 o comportamento bem instável da alcalinidade levou a um comportamento igualmente instável e variável da relação AI/AP, principalmente no reator acidogênico, que apresentou primeiramente um período sem AP, seguido por duas análises que apresentaram relação AI/AP próximos a dois, sendo a segunda menor que a observada no reator metanogênico (provavelmente em decorrência do calcário usado como alcalinizante que elevou a AI do reator metanogênico).

Desse modo, no decorrer do período operacional, os valores para o reator acidogênico apresentaram um comportamento que levaria à tendência de aumento, não fosse pela análise com 63 dias operacionais, que apresentou valor de AI/AP de 0,53, contudo, com base no valor encontrado para o reator metanogênico, no mesmo dia, de 0,91 poderia se analisar a possibilidade de alguma interferência na execução dessa análise específica, algo que tenha influenciada essa amostra, comprometendo o resultado.

Para o reator metanogênico os valores da relação AI/AP tiveram um comportamento próximo do esperado nas primeiras três fases, com valores mais baixos, destaca-se ainda que em dois dias, com 30 e 34 dias foi observado um valor superior a 1, onde foi encontrado os valores de 1,24 e 1,5, respectivamente. Porém durante o período experimental não foi observado valores menores que 0,3.

Na primeira fase foi observado um valor médio de 0,5 (DP=0,11), na segunda fase 0,76 (DP= 0,48) e na terceira fase 0,62 (DP=0,17), valores que indicam um comportamento bom, sendo que com exceção das duas amostras com valores maiores com 1, os valores ficaram entre 0,74 e 0,36, valores similares ao encontrados por Pereira e colaboradores (2009).

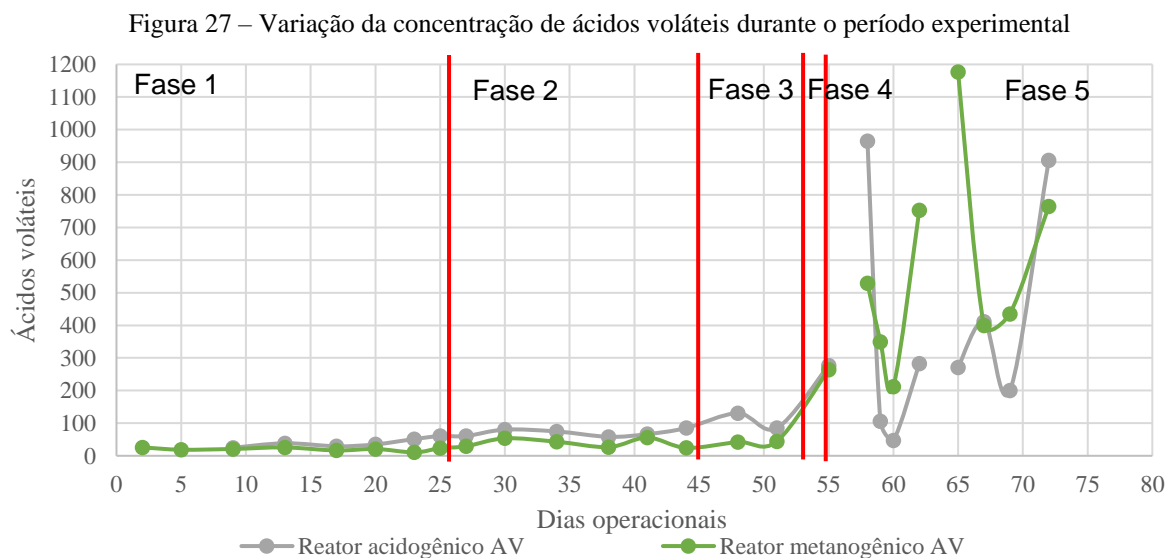
Depois do colapso, quando o reator voltou a ser operado, foi observado que os valores apresentaram alta variação. Destaca-se que a AP não foi detectada nas três primeiras análises da fase 5, logo em seguida observou-se uma tendência de aumento até o dia operacional 65, seguido por uma tendência de baixa.

Analisando o comportamento do gráfico poderia ser esperado que se o reator continuasse a ser operado poderia haver uma tendência de estabilização com a recuperação do reator, contudo como nas últimas análise o valor ainda estava próximo de 1 e com alta variação, não é possível afirmar que o reator havia sido completamente recuperado do colapso.

#### 4.4.3 Variação de ácidos voláteis

Os ácidos orgânicos voláteis são formados durante a hidrólise de gorduras, lipídios e carboidratos, sendo que os ácidos mais encontrados são o ácido acético, butírico e propiônico, com destaque para o primeiro, sendo um dos principais ácidos formados. Desse modo a concentração desses ácidos é um indicador importante para o acompanhamento de um reator anaeróbio, sendo ainda que valores acima de 500 mg/L, aliado a uma baixa alcalinidade podem indicar a presença de problemas graves, relacionadas ao desequilíbrio bioquímico no sistema (DILALLO; ALBERTSON, 1961; METCALF & EDDY, 2003; PEREIRA; CAMPOS; MOTERANI, 2009).

Na Figura 27 podem ser observados os valores de Ácidos Voláteis (AV) no decorrer do período experimental, de modo em que em ambos os reatores apresentaram um comportamento muito similar, durante a as primeiras fases, seguindo o esperado nessa etapa, os valores de AV para o efluente do reator acidogênico foram maiores do que para o reator metanogênico, principalmente depois do 20º dia operacional, durante as três primeiras fase é possível ainda ver uma aparente estabilidade.



Fonte: O autor (2023)

Já durante o a fase 5 o comportamento dos valores foi mais variável e atingiu valores consideravelmente mais elevados, na Tabela 14 é possível observar o considerável desvio padrão dos dados nessa fase, onde para o reator acidogênico foi observado o valor médio de

398,53 mg/L (DP=349,81) e para o reator metanogênico valor médio de 577,51 mg/L (DP=308,08) para a fase 5.

Desse modo é importante ressaltar que na fase 5 não é possível concluir que houve uma estabilização dos reatores, após o colapso, como os valores encontrados foram consideravelmente elevados levam a conclusão que houve nessa fase ainda muita acumulação de ácidos orgânicos nos reatores, em especial no reator metanogênico, onde esperava-se valores mais baixos, desse ponto de vista a recuperação não foi satisfatória.

Os valores baixos de ácidos voláteis para o reator acidogênico ainda na fase 1, com valor médio de 39,80 mg/L (DP=13,69) reforçam a hipótese já mencionada anteriormente que durante a fase 1 o reator acidogênico não chegou ao seu potencial de acidogênese, com baixa geração de ácidos por exemplo, devido a baixa COV nessa fase, de modo que no reator metanogênico os valores de ácidos voláteis encontrados nessa fase se mostraram ligeiramente menores, mais muito próximo (20,24 mg/L, DP=5,09), contudo devido a inoculação com acidificação natural a ocorrência de metanogênese no primeiro reator tende ser mais improvável.

Tabela 14 - Valores de média, desvio padrão (DP), valores máximos e mínimos de ácidos voláteis encontrados durante o período operacional

	Fase 1		Fase 2		Fase 3		Fase 5		Geral	
	RA	RM	RA	RM	RA	RM	RA	RM	RA	RM
Média	39,80	20,24	70,87	38,83	107,76	43,10	398,53	577,51	188,92	214,63
DP	13,69	5,09	10,86	13,95	32,13	1,65	349,81	308,08	256,61	307,41
Máximo	60,58	25,63	85,04	55,92	130,48	44,27	964,71	1176,47	964,71	1176,47
Mínimo	24,46	10,48	58,25	24,46	85,04	41,94	47,06	211,76	24,46	10,48

RA= Reator acidogênico; RM= Reator metanogênico

Fonte: O autor (2023)

Nas fases 2 e 3 observa-se uma tendência de diferenciação dos valores de AV para os reatores, onde os valores para o reator acidogênico apresentaram tendência de aumento maior do que o reator metanogênico, tendência reforçada visualmente no Figura 27.

Desse modo observa-se que no início da operação do sistema, na fase 1, em especial os 20 primeiros dias, com uma COV consideravelmente mais baixa o sistema mostrou o primeiro reator trabalhando com um reator metanogênico, no decorrer do período operacional, contudo o primeiro reator mostrou uma tendência de acidificação, contudo com os baixos valores de alcalinidade encontrados indica que talvez o primeiro reator tenha trabalhado como reator acidogênico, principalmente pelos valores de pH encontrados, que foram consideravelmente desfavoráveis ao desenvolvimento das arqueias metanogênicas.

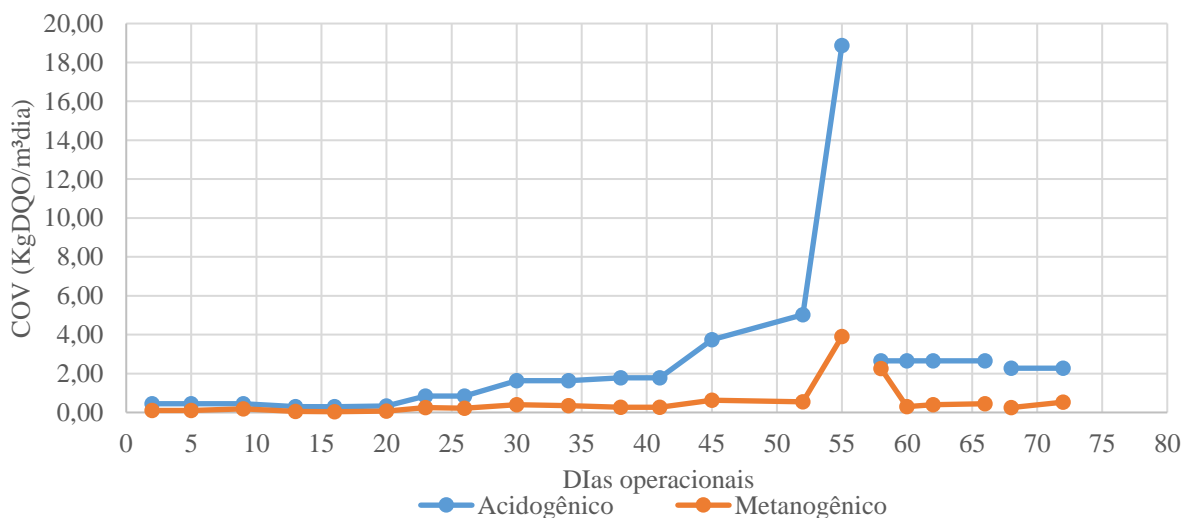
Contudo para conclusões mais aprofundadas nesse sentido seria interessante analisar a relação entre os ácidos orgânicos presentes no efluente do reator acidogênico, de modo que é possível, por ter apresentado um comportamento mais metanogênico no início que a formação de ácido propiônico pode ter ocorrido nesse primeiro reator, de modo a prejudicar o desenvolvimento do segundo reator com o acúmulo desse composto forçando a conversão de propionato (produto formado do ácido propiônico) em acetado, que é a principal via na geração de metano pelas arqueias acetoclásticas (CHERNICHARO, 2016).

#### 4.5 EFICÊNCIA DE REMOÇÃO DE DQO

Na Figura 28 é possível observar os valores de COV com que os reatores foram alimentados, como mencionado anteriormente as fases operacionais usadas aqui para a realização da análise temporal do sistema foram baseadas na variação da COV do reator acidogênico, considerando valores médios, sendo aqui representados os valores encontrados, de acordo com o dia operacional.

Primeiramente o que mais chama a atenção é o comportamento aparente muito estável, mostrando apenas variações bruscas decorrente do momento em que o reator foi alimentado com um material afluyente com carga orgânica consideravelmente mais elevada. Nesse ponto a COV do reator acidogênico saltou de 5,03 para 18,87 kgDQO/m<sup>3</sup>dia um aumento de 3,75 vezes.

Figura 28 – Comportamento do valor carga orgânica volumétrica de entrada em cada reator durante o período experimental



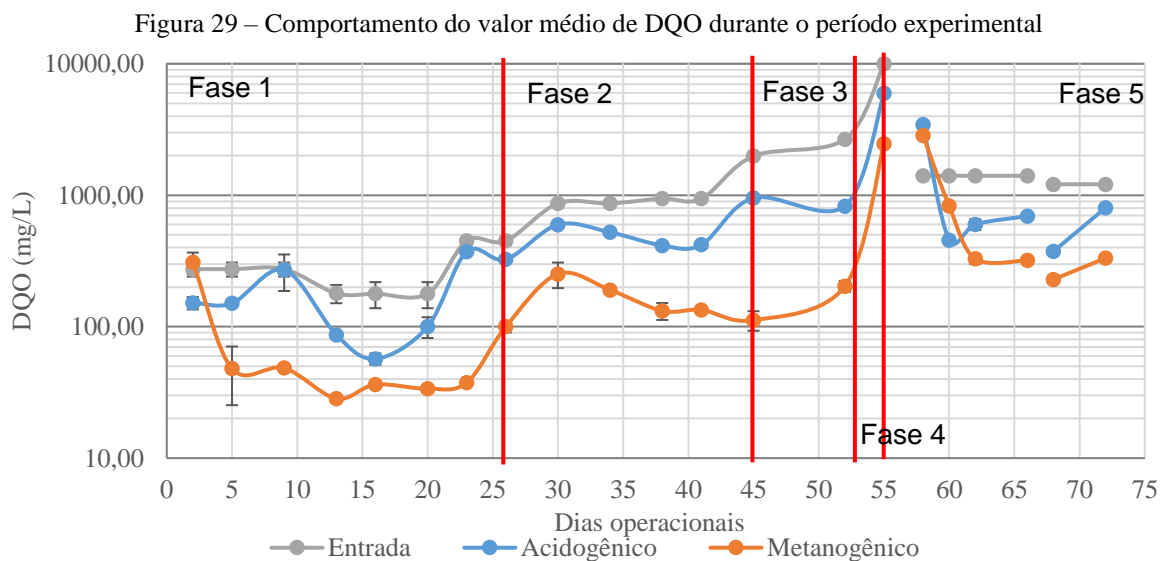
Fonte: O autor (2023)

No restante do período operacional foi observado considerável estabilização, com o reator metanogênico sendo alimentado com uma COV média de 0,12 (DP=0,08), 0,32 (DP=0,06) e 0,58 kgDQO/m<sup>3</sup>dia (DP=0,06) nas fase 1, 2 e 3 respectivamente, sendo que na fase 5 apresentou valor médio mais baixo do que na fase 3, de 0,38 kgDQO/m<sup>3</sup>dia (DP=0,11), mostrando mesmo na fase 5 uma relativa estabilidade, contudo nessa fase o número de amostras ainda foi consideravelmente baixo, principalmente no período final, no qual os valores intermediários poderiam indicar uma variação maior.

Já na Figura 29 é possível ver os valores de DQO encontrados em cada amostra, sendo mostrado em escala logarítmica, para ressaltar a variação e o comportamento dos valores encontrados, dessa forma aqui a estabilidade aparente, não é tão clara como a variação da COV.

Os valores para os reatores acidogênico e metanogênico tiveram um comportamento como esperado, com variação proporcional ao valor da entrada, com exceção de alguns pontos específicos. O valor mais alto de DQO para o reator metanogênico, no início da operação, pode ser explicado pelo processo de inoculação, onde provavelmente esse valor mais alto vem de um arraste desse lodo até o fluxo atingir um equilíbrio, com um comportamento mais estável.

Na fase 5 a variação da DQO foi mais significativa, e os valores mais altos no início dessa fase, remetem à carga mais elevada que levou o sistema ao colapso, esse efeito representa o impacto ainda a longo prazo que tal carga orgânica ocasionou no sistema, demorando ainda mais para ser totalmente digerido no reator metanogênico.

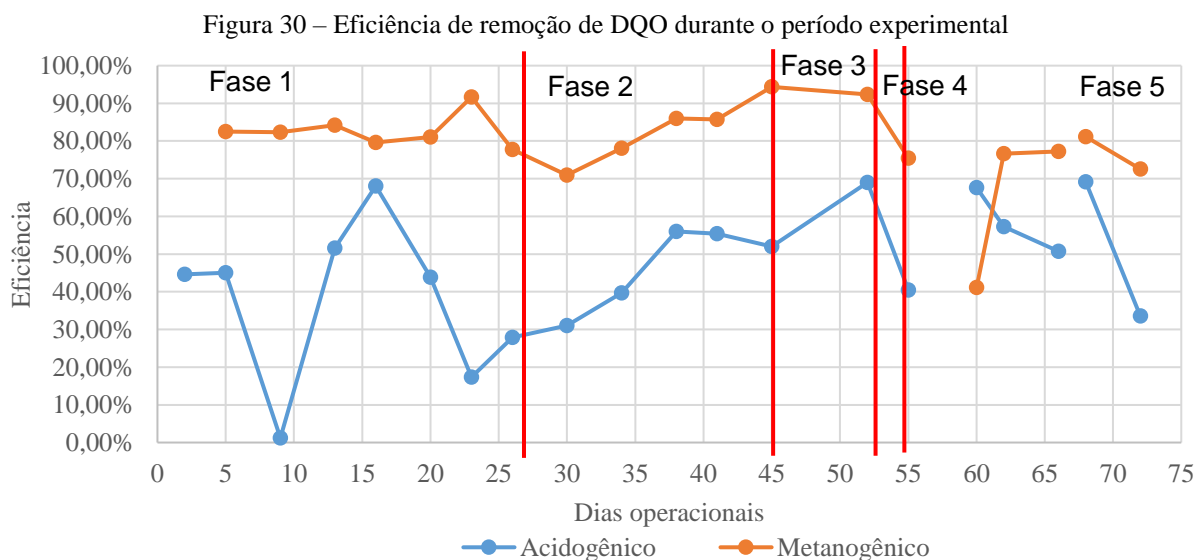


Fonte: O autor (2023)

Na análise estatística das três primeiras fases, observou-se que apenas para o efluente do reator metanogênico as médias da fase 2 e 3 não foram significativamente diferentes, apresentando valores médios de 177,14 mg/L (DP=56,77) e de 157,87 mg/L (DP=64,64), nas respectivas fases, nesse contexto, porém, é importante ressaltar que a fase 3 foi comprometida pelo curto período de tempo, intervalo de 6 dias e apenas duas amostras de DQO, desse modo, se a fase perdurasse por mais alguns dias poderia mostrar valores mais diferentes, que mostrasse um impacto maior do aumento da carga orgânica.

O valor de entrada apresentou aumento significativo nas três fases, com valores médios de 282,39 mg/L (DP=112,67), 905,10 mg/L (DP=43,88) e 2328,97 mg/L (DP=481,32) nas fases 1, 2 e 3 respectivamente. Já para o reator acidogênico foi observado valores de 189,24 mg/L (DP=117,88), 498,12 mg/L (DP=87,87) e 890,78 mg/L (DP=88,92), nas fases 1, 2 e 3, respectivamente, a variação aqui, é demonstrada também pela COV, mostrando acima, onde para o reator metanogênico é possível ver a variação mais destacada.

Na Figura 30 é possível ver a variação da eficiência de remoção de DQO de ambos os reatores, nesse sentido destaca-se a estabilidade operacional do reator metanogênico durante as três primeiras fases, apresentando remoção média de 83,6% (DP=6,6%), sendo que na fase 3 apresentou valores médios maiores ainda, de 93,4% (DP=1,4%), com relação ao material bruto, afluente do sistema.



Fonte: O autor (2023)

Durante as três primeiras fases o reator acidogênico apresentou comportamento consideravelmente mais instável e variável, sendo que na primeira fase apresentou valores que

variaram de 1,2% até 68,0%, tal comportamento consideravelmente variável aliada a baixa concentração de alcalinidade parcial e ácidos voláteis indicam que o reator estava com um funcionamento bem deficitado.

Na segunda fase por sua vez mostrou um comportamento mais estável, porém com clara tendência de aumento dos valores no decorrer do período operacional, de modo que nessa fase foi encontrada uma remoção média de 45,5% (DP=12,3%), enquanto na terceira fase manteve uma aparente estabilidade com valores médios de remoção de 60,5% (DP=12%).

Na fase 5 por sua vez ambos os reatores mostram valores bem mais variáveis, sendo ainda para a análise da eficiência desconsiderados os primeiros dados depois do colapso do reator, aqui destaca-se que mais para o final do período experimental os dados tenderam a apresentar certa tendência de estabilização, onde espera-se que pelo comportamento dos dados caso a alimentação continuasse o sistema tenderia a manter os mesmos índices, foram encontrados valores médio de remoção de DQO na fase 5 de 55,7% (DP=14,5%) para o reator acidogênico e de 69,7% (DP=16,3%).

Desse modo observa-se que pelos valores de DQO, houve no reator acidogênico um início de operação bem mais comprometido, apresentando valores visualmente bem variáveis, de modo que levam a crer num funcionamento comprometido desse reator, que nas fases 5 se mostrou mais estável, aliado aos valores de alcalinidade, conclui-se que o sistema não se comportou tão bem com um COV consideravelmente mais baixa, de modo que com o aumento da COV apresentou melhoras no seu comportamento.

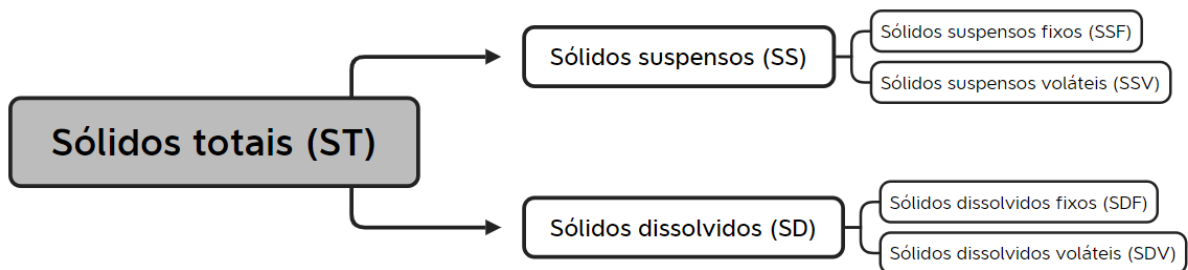
O colapso do sistema deriva exatamente da alta carga orgânica, nesse sentido a hipótese que explica o evento pode ser baseado em uma desregulação do equilíbrio bioquímico do meio, de modo que a carga foi consideravelmente mais elevada, as bactérias acidogênicas, com uma capacidade de reprodução mais rápida, aumentaram consideravelmente a concentração de ácidos, na medida que as arqueias metanogênicas não conseguiram acompanhar, elevando o pH que com a baixa alcalinidade observada impactou no meio, deixando o mesmo em condições que comprometeram ainda mais o desenvolvimento e a possibilidade de sobrevivência das arqueias metanogênicas.

Porém com as três primeiras fases, pode-se concluir que o sistema apresentou certa resiliência à variação da COV, trabalhando melhor com condições um pouco mais elevadas e claramente não suportando variações tão bruscas com alta elevação da COV, destaca-se ainda que a aparente recuperação do ponto de vista de remoção de DQO apresentou resultados promissores.

#### 4.6 REMOÇÃO DE SÓLIDOS

Os sólidos constituem um aspecto muito importante para a melhor compreensão do tratamento de águas residuárias, a sua origem em águas residuárias podem ser extremamente variáveis bem como a sua composição e tamanho. De modo a ilustrar e tornar a interpretação mais fácil pode-se classificar os sólidos como mostrado na Figura 31, sendo que os sólidos totais podem ser divididos em dois grupos os sólidos suspensos e os sólidos dissolvidos, tal diferenciação é feita na prática filtrado o líquido em membrana de 2  $\mu\text{m}$ , sendo o material retido os sólidos suspensos.

Figura 31 - Distribuição de sólidos de acordo com sua classificação



Fonte: adaptado de Von Sperling (2011)

Em ambos os casos (SDT e SST) pode-se separar em dois grupos, os sólidos fixos, e os voláteis, sendo os primeiros os sólidos que não são volatilizados durante a calcinação do material, a 550°C. Além disso os sólidos totais também podem ser classificados em fixos e voláteis seguindo a mesma lógica.

O SDT tem tamanho consideravelmente menor que o SST, desse modo é mais facilmente digerido em um sistema de tratamento, visto que torna mais fácil para a comunidade microbiana digerir composto menores. Os sólidos voláteis por sua vez indicam uma composição que tende a ser mais orgânica, indicando uma biodegradabilidade maior que os sólidos fixos.

Desse modo entender como os sólidos estão distribuídos em um certo meio torna-se importante para compreender melhor o funcionamento do sistema e conseqüentemente avaliar de forma mais assertiva os eventos que ocorrem do decorrer do período operacional.

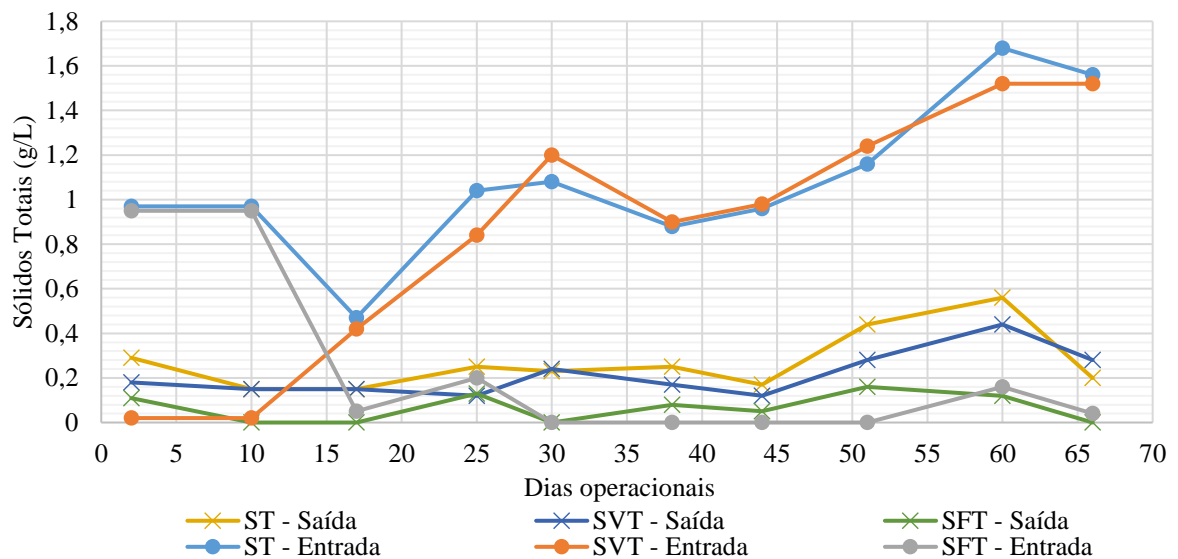


#### 4.6.1 Sólidos totais (ST)

Primeiramente o comportamento dos sólidos totais, que pode ser observado na Figura 32 onde destaca-se que houve uma considerável remoção com valores médios de entrada de 1,07 (DP=0,34), 0,87 (DP=0,55) e 0,24 (DP=0,38) g/L de ST, SVT e SFT, respectivamente e para o efluente final 0,27 (DP=0,13), 0,21 (DP=0,10) e 0,07 (DP=0,06) g/L.

Nos valores de entrada, observa-se de modo mais claro uma tendência de aumento nos valores de ST e SVT, já os valores de SFT foram maiores no início, mas consideravelmente menores com o decorrer do período operacional. Para a saída foi observado também um comportamento similar, com valores mais altos encontrados próximo ao fim do período experimental, após o colapso do reator

Figura 32 – Comportamento da concentração de sólidos durante o período experimental na entrada do sistema e no efluente final (Saída)



Fonte: O autor (2023)

Desse modo observado apenas o comportamento dos sólidos na entrada, observa-se que por mais que no início os sólidos tiveram uma presença maior na forma fixa, houve uma predominância no decorrer do tempo da forma volátil, ponto positivo para a operação do sistema.

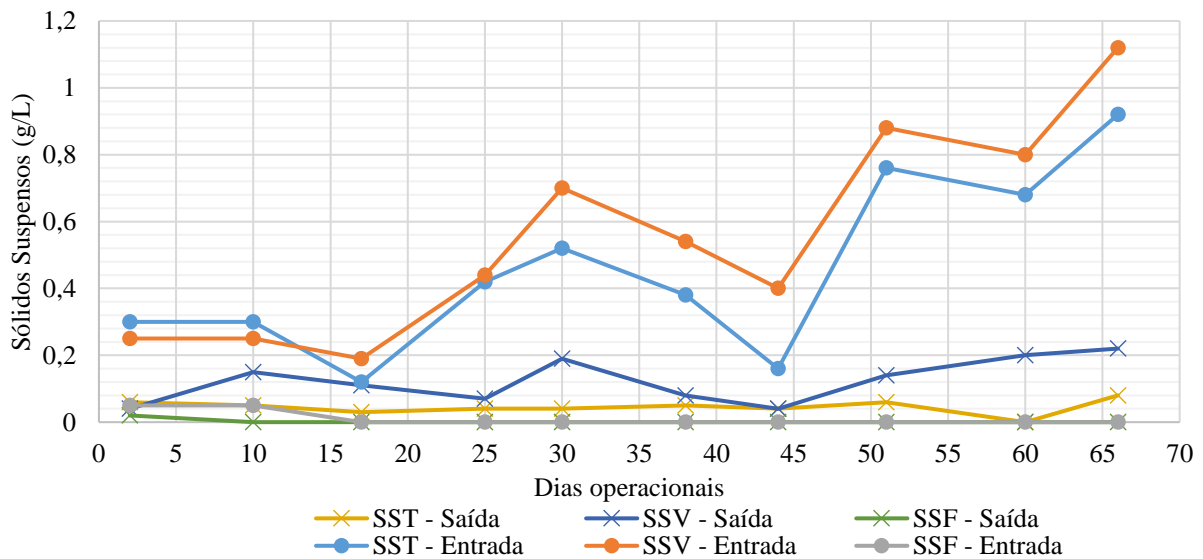
Já no ponto de saída foi observada uma variação mais considerável, com uma predominância da forma volátil, de forma que se destaca a boa eficiência de remoção de sólidos que foi considerando os valores médios apresentados de 74,8% para ST, 75,9% para SVT e 70,8% para SFT.

#### 4.6.2 Sólidos suspensos (SS)

Os sólidos suspensos tiveram um comportamento similar ao dos sólidos totais, com valores que tiveram tendência de aumento no decorrer do período operacional, destaca-se que nesse caso a forma predominante foi a volátil, sendo que a concentração de SSF foi baixo tanto na entrada quanto na saída.

Na Figura 33 foram mostrados os valores da concentração de sólidos suspensos que apresentaram comportamento mais estável na entrada e relativa instabilidade na saída. Foram encontrados valores médios de 0,47 g/L (DP=0,26), 0,56 g/L (DP=0,31) g/L 0,01 g/L (DP=0,02) de SST, SSV e SSF respectivamente, e para o efluente final valores médios de 0,12 g/L (DP=0,07), 0,05 g/L (DP=0,02) e 0,002 g/L (DP=0,006) de SST, SSV e SSF respectivamente.

Figura 33 – Variação da concentração de sólidos sedimentáveis durante o período experimental na entrada do sistema e no efluente final (Saída)



Fonte: O autor (2023)

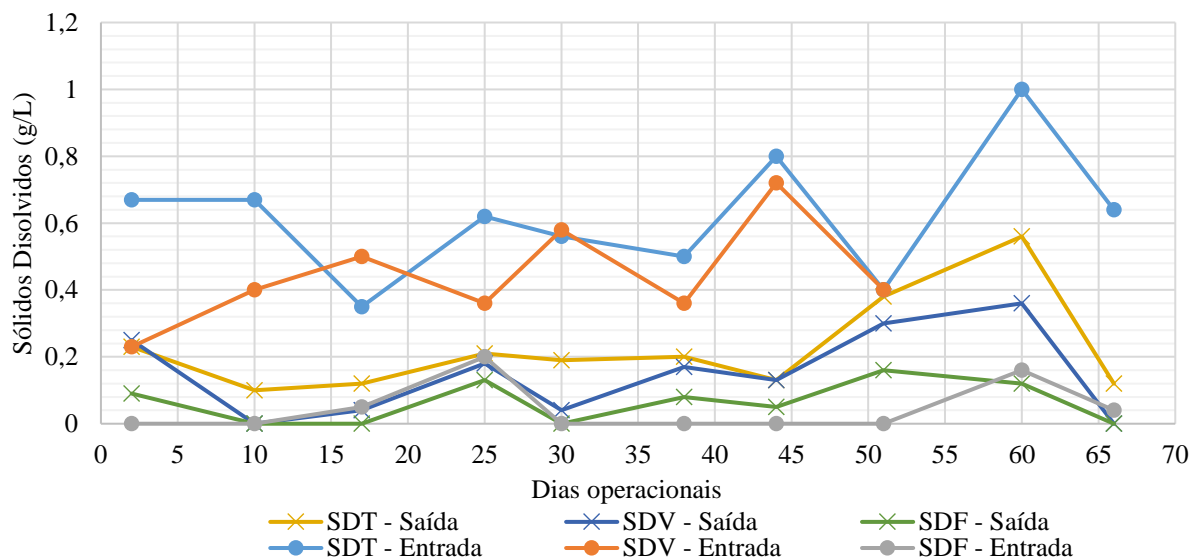
Desse modo o sistema apresentou eficiência de remoção de sólidos suspensos de 72,8% de SST, 91,9% de SSV e 80,0% de SSF, ainda melhores do que de sólidos totais. Assim percebe-se que o sistema apresentou interessante capacidade de remoção de sólidos em suspensão, caracterizando ainda por uma presença predominante da forma volátil que provavelmente ajudou o sistema a ter melhor resultados nesse contexto.

#### 4.6.3 Sólidos dissolvidos (SD)

Os sólidos dissolvidos por sua vez tiveram um comportamento mais peculiar, se mostrando aparentemente mais estável, com picos de valores mais altos após o colapso do reator, como é mostrado na Figura 34, mostrando ainda uma presença de sólidos na forma fixa maior, principalmente na saída do sistema.

Foram encontrados valores médios na entrada de 0,62 mg/L (DP=0,19), 0,44 g/L (DP=0,15) e 0,045 g/L (DP=0,07) de SDT, SDV e SDF respectivamente, já na saída forma encontrados valores médios de 0,22 g/L (DP=0,14), 0,15 g/L (DP=0,13) e 0,06 g/L (DP=0,06) de SDT, SDV e SDF respectivamente.

Figura 34 – Variação da concentração de sólidos dissolvidos durante o período experimental na entrada do sistema e no efluente final (Saída)



Fonte: O autor (2023)

Desse modo o sistema alcançou eficiência de remoção de 63,93% de SDT e 66,87% de SDV, contudo os valores médios de SDF foram cerca de 40,0% maiores na saída do que na entrada. Assim percebe-se que houve um acúmulo de SDF, o que pode ser explicada pela maior dificuldade de remover esse tipo de sólido em especial, ainda mais por um sistema biológico como o do presente estudo.

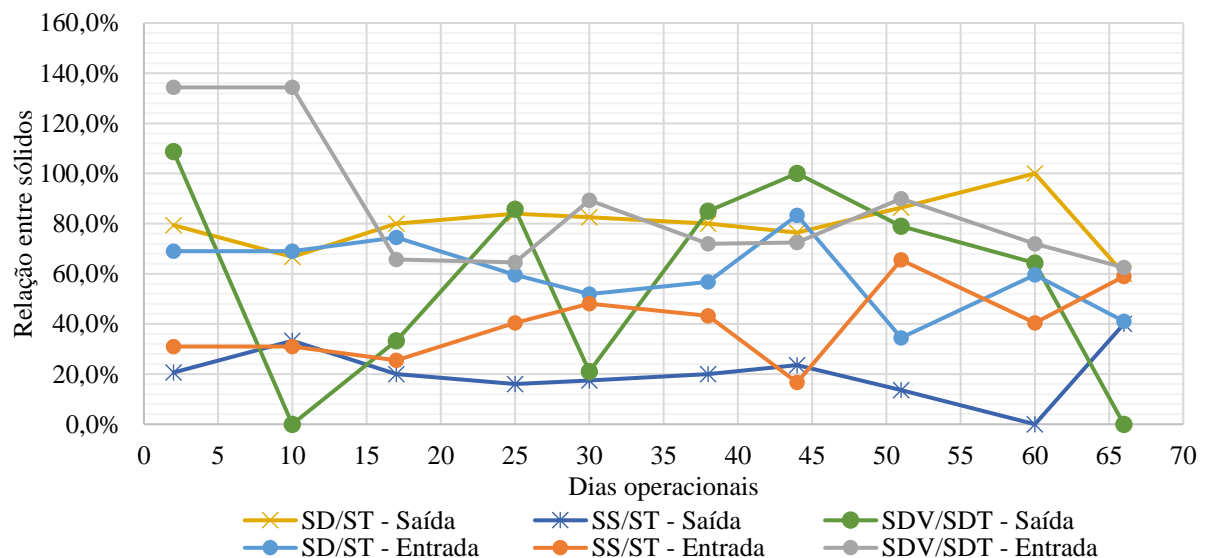
#### 4.6.4 Relação entre sólidos

É possível analisar algumas relações entre os sólidos, de modo a tirar algumas conclusões mais assertivas, a relação SD/ST indica a quantidade de sólidos totais que está presente na forma dissolvida, assim quanto maior essa relação, maior é a predominância de sólidos dissolvidos, já a relação SS/ST indica a quantidade de sólidos totais que está presente na forma suspensa, assim essas duas relações indicam se a predominância maior é de sólidos suspensos ou dissolvidos.

Já a relação entre SDV/SDT visa representar a quantidade de sólidos dissolvidos que está presente na forma volátil, tendo uma importância especial na medida que o SDV tem uma relação muito próxima com a concentração de matéria orgânica e a presença de microrganismos no meio.

Na Figura 35 foram mostrados os valores das relações entre SD/ST, SS/ST e SDV/SDT, destaca-se a aparente estabilidade das primeiras relações, que indica uma predominância de que os sólidos do efluente final estavam predominantemente na forma dissolvida, diferente dos valores encontrados na entrada do sistema que mostra as relações com valores mais próximos e a relação SS/ST até maior, em pontos mais próximos ao final do período operacional.

Figura 35 – Variação das relações entre sólidos o período experimental na entrada do sistema e no efluente final (Saída)



Fonte: O autor (2023)

A relação SDV/SDT por sua vez tem um comportamento mais variável, mas que mostra uma tendência mais aparente de valores maiores, indicando que, com a exceção de

alguns momentos, os sólidos dissolvidos no material afluente tiveram uma predominância na forma volátil, contudo comparada aos valores iniciais foram menores.

Desse modo os dados indicaram uma eficiência melhor na remoção de sólidos em suspensão com uma acumulação maior de sólidos dissolvidos, principalmente na forma fixa, contudo de modo geral o sistema apresentou notável eficiência na remoção de sólidos totais, que ficou em média acima de 70%.

#### 4.7 REMOÇÃO DE NUTRIENTES

Foi analisado a remoção de dois tipos de nutrientes, primeiramente o fósforo que foi analisado, como fósforo total e fósforo inorgânico e nitrogênio que foi analisado na forma de nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato, sendo que esses nutrientes foram analisados somente na entrada do sistema e no efluente final, após o reator metanogênico

O fósforo pode ser encontrado como fósforo orgânico, ortofosfato e polifosfato, de modo que o ortofosfato (como  $PO_4^{3-}$ ,  $HPO_4^{2-}$ ,  $H_2PO_4^-$  e  $H_3PO_4$ ) já fica disponível para o metabolismo biológico, enquanto que os polifosfatos precisam passar por um hidrólise para se transformarem em ortofosfatos, reação que tende a ser consideravelmente lenta (METCALF & EDDY, 2003).

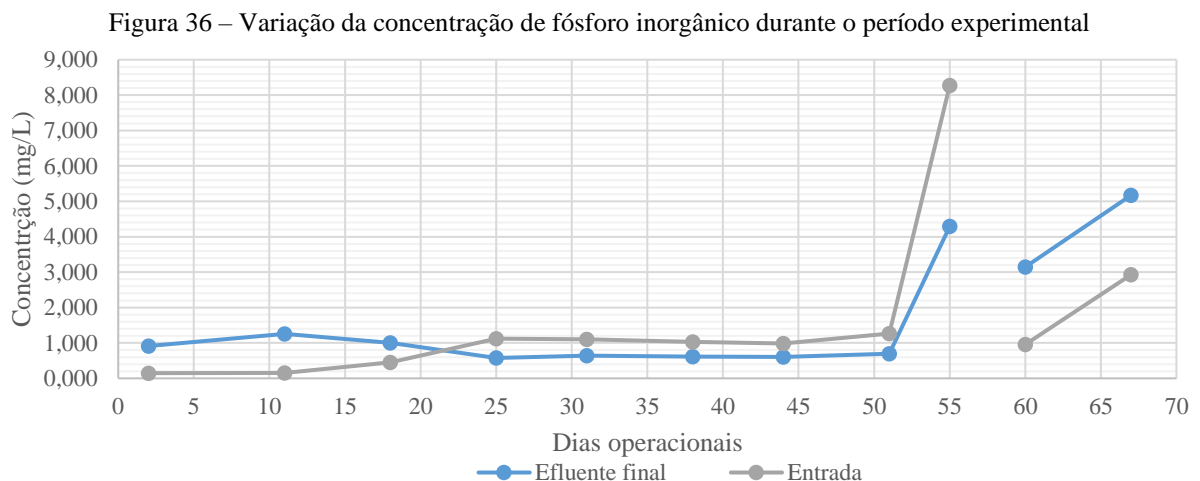
O nitrogênio por sua vez tem uma maior dificuldade de análise na média que se apresenta em diferentes estados de oxidação, contudo de modo geral as formas mais importantes são no composto da amônia ( $NH_3$  ou  $NH_4^+$ , dependendo do pH do meio), como gás nitrogênio ( $N_2$ ), íon nitrito ( $NO_2^-$ ) íon nitrato ( $NO_3^-$ ) e na forma orgânica. O nitrogênio tem uma importância muito grande no meio ambiente um ciclo de vida complexo e que permeia pelo meio aquático, pelo solo e pelo ar, tendo sua importância no desenvolvimento de bactérias e portando também ajudando no tratamento anaeróbio.

Contudo a remoção de fósforo e nitrogênio tende a ser mais complexa e envolver estágios anaeróbio e aeróbios, sendo mais usualmente adotarem situações que as concentrações desses nutrientes estão mais elevadas e disposição no meio ambiente pode levar a prejuízos consideráveis, desse modo não era esperado nesse trabalho necessariamente uma remoção considerável desses nutrientes, contudo foi explorada essa possibilidade a medida de também acompanhar a concentrações desses no efluente do sistema.

#### 4.7.1 Remoção de fósforo

Prementemente foi analisada a variação da concentração de fósforo inorgânico, sendo possível observar esta variação na Figura 36, observa-se que inicialmente o valor final foi maior do que o inicial, tal efeito pode ser explicado pelo processo de inoculação do reator, de modo que o lodo usado pode ter acarretado numa liberação de alguns compostos, nesse caso o fósforo, contudo no decorrer do período operacional observa-se uma tendência de inversão com valores maiores na entrada do sistema.

Já na fase 5, após o colapso do reator, observou-se valores mais elevados de fósforo inorgânico na saída do sistema, de modo que pode ser explicado pela retenção de fósforo durante a alta COV que demandaram de um tempo maior para serem completamente eliminados do sistema, contudo para fortalecer essa hipótese e permitir conclusões mais aprofundadas a ideia seria ter mais dados posterior ao colapso do mesmo.

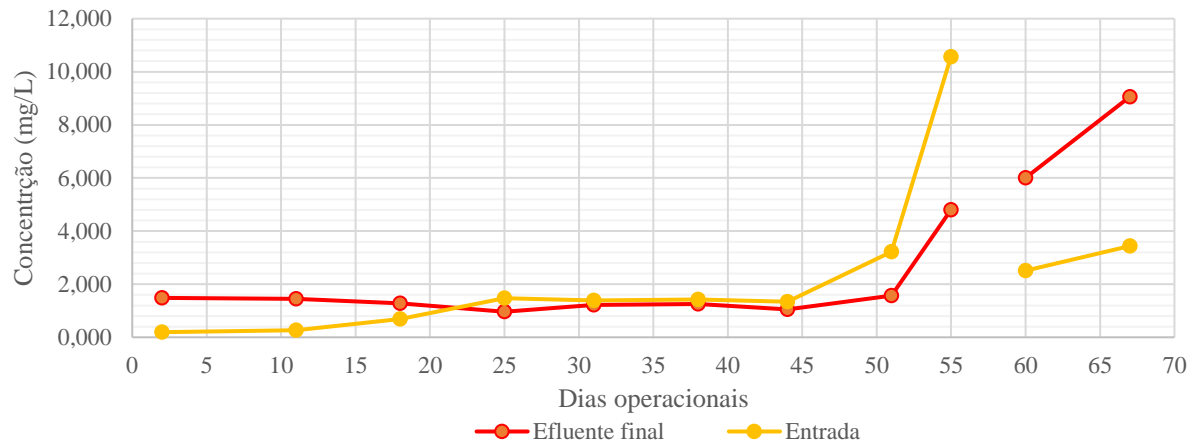


Fonte: O autor (2023)

Na Figura 37 por sua vez observa-se a variação do fósforo total, de modo que esse apresentou um comportamento muito similar ao do fósforo inorgânico apresentando apenas em valores mais elevados. Destaca-se ainda nesse contexto a menor diferença entre as concentrações de entrada e saída do sistema, principalmente entre os dias 25 e 45.

Desse modo destaca-se a considerável baixa eficácia que os sistemas tiveram na eliminação de fósforo, conforme já era esperado, contudo como as concentrações obtidas foram consideravelmente baixas (principalmente se desconsiderarmos a fase 4) não há aqui um limitante na aplicação do sistema.

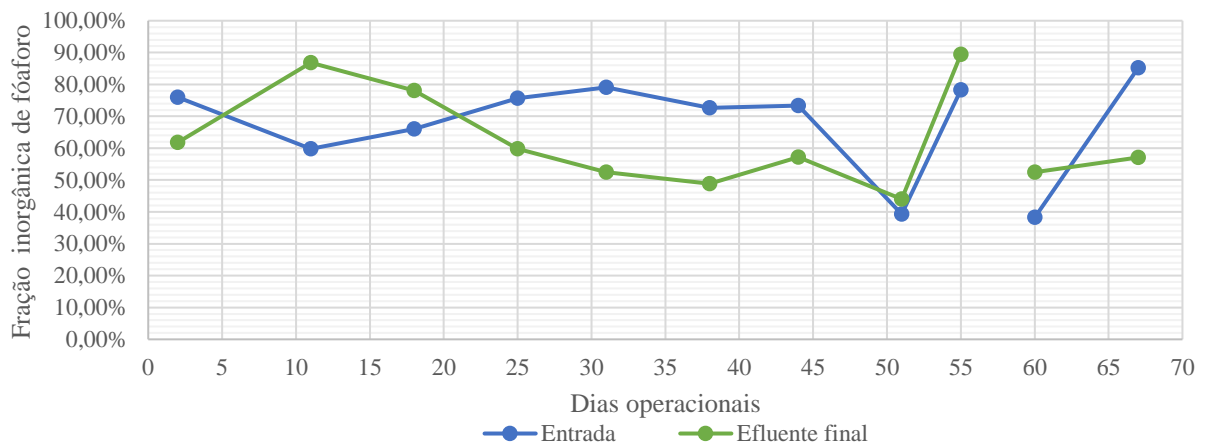
Figura 37 – Variação da concentração de fósforo total durante o período experimental



Fonte: O autor (2023)

Um fator interessante de analisar, no contexto do fósforo é a relação entre fósforo inorgânico e fósforo total, que representa a quantidade predominância do fósforo inorgânico no fósforo total. Na Figura 38 é possível ver a variação dessa relação no decorrer do período operacional tanto na entrada do sistema quanto na saída.

Figura 38 – Variação da relação entre fósforo inorgânico e total durante o período experimental



Fonte: O autor (2023)

Observa-se uma variação considerável, contudo nota-se que no período mais estável, com valores mais próximos da concentração de fósforo (entre os dias 25 e 45) houve majoritariamente uma tendência dessa relação ser menor na saída, indicando que o material afluente do sistema tem a presença de fósforo na forma mais mineralizada, na forma mais inorgânica do que na saída do sistema, esse efeito pode ser explicado pelo uso do fósforo na incorporação às células bacterianas, convertendo esse fósforo inorgânico em fósforo orgânico.

Destaca-se também que na fase 4 a relação de fósforo inorgânico e fósforo total foi próxima a 1, contudo anteriormente o material já vinha com valores próximos, portanto a forma com que o fósforo estava presente no material afluente provavelmente não teve influência significativa para colapso do reator.

Assim conclui-se que, como esperado, o sistema não apresentou eficiência de remoção de fósforo, contudo como já mencionado, pelos valores de concentração de fósforo serem baixos, não tem grande impacto na aplicabilidade do sistema, contudo os resultados mostram a possibilidade de que o fósforo teve um papel positivo no sistema, auxiliando no desenvolvimento da comunidade microbiana do meio.

#### 4.7.2 Remoção de nitrogênio

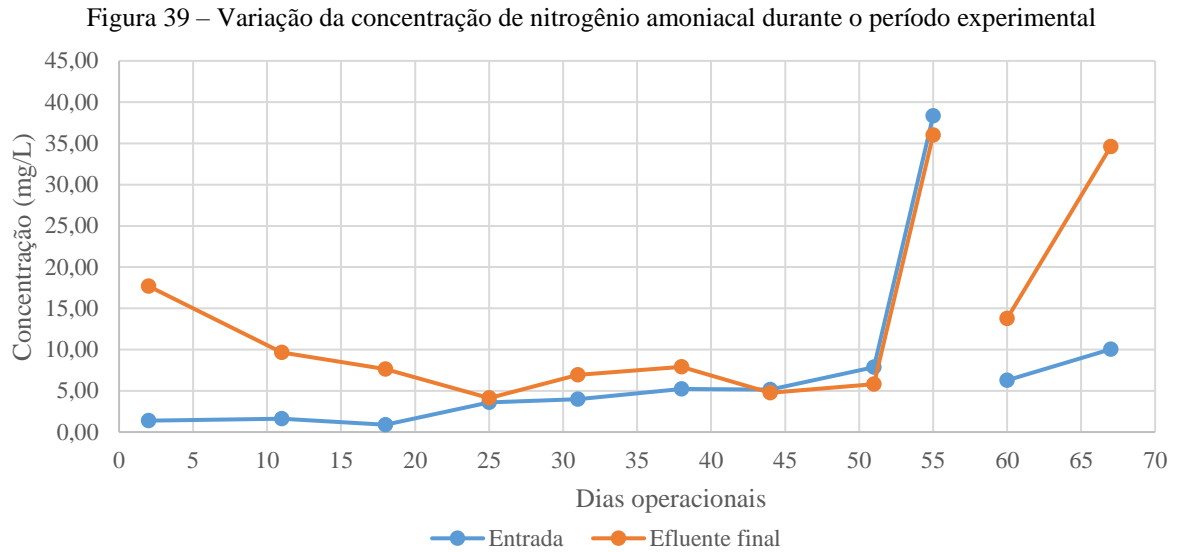
O Nitrogênio amoniacal tem uma peculiaridade que se refere à forma com que ele pode ser estar presente no meio, que depende do pH, sendo que em pH abaixo de 7 o nitrogênio amoniacal é totalmente formado pelo íon amônia ( $NH_4^+$ ) e em pH maior que 12 é totalmente formado pela amônia ( $NH_3$ ) em pH intermediário pode-se ser encontrado nas duas formas.

Em concentrações elevadas a amônia pode ser tóxica para alguns microrganismos, podendo inibir a atividade de algumas bactérias e por consequência comprometer o processo anaeróbio, além disso o nitrogênio amoniacal pode reagir com compostos presentes no meio formando outros compostos indesejados que podem ser maléficos para o sistema anaeróbio.

Na Figura 39 é possível ver a variação da concentração de nitrogênio amoniacal durante o período operacional, de modo que é possível ver no início da operação valores mais altos no efluente final, nesse caso além da hipótese levantada no caso do fósforo, onde o processo de inoculação possa ter ocasionado esse impacto mais a longo prazo no reator, pode-se levantar um hipótese onde essa nitrogênio amoniacal foi sendo formado, por exemplo a partir de compostos orgânicos com nitrogênio, como não foi analisado aqui a concentração de nitrogênio orgânico no afluente do sistema, não pode-se haver um conclusão tão assertiva, porém as concentrações na saída foram maiores em quase todo o período corroborando com essa segunda hipótese.

Destaca-se que na fase 5, após o colapso do reator é possível ver ainda valores consideravelmente mais elevados na saída, nesse caso a carga de colapso pode ter influência, direta, de modo que pode ter acorrentado num acúmulo de nitrogênio amoniacal no meio.

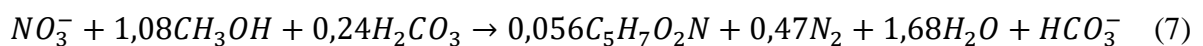




Fonte: O autor (2023)

O processo de remoção de nitrogênio conta com dois fatores essenciais a nitrificação e desnitrificação, onde a primeira consiste de modo mais resumido na transformação de nitrogênio amoniacal em nitrito (nitritação) e nitrato (nitratação), onde há um consumo de oxigênio há geração de  $H^+$  com conseqüente consumo de alcalinidade e dependência de baixa concentração de matéria orgânica, já a desnitrificação necessita de ausência de oxigênio livre ( $O_2$ ) gera alcalinidade e precisa de matéria orgânica para ocorrer, no sistema aqui analisado, pela característica anaeróbia, descarta-se a possibilidade da primeiro processo ocorrer, contudo o segundo há grandes chances de ocorrer no decorrer do período experimental (METCALF & EDDY, 2003; VON SPERLING, 1996, 2011).

A desnitrificação como mostrado na equação (7) pode gerar novas células, tais podem levar a formação de nitrogênio amoniacal que pode ser novamente nitrificado e retornar para o processo de desnitrificação, destaca-se que formação predominante tende a ser de nitrogênio gasoso ( $N_2$ ), bem como destaca-se a geração de alcalinidade pelo bicarbonato ( $HCO_3^-$ ) (METCALF & EDDY, 2003).

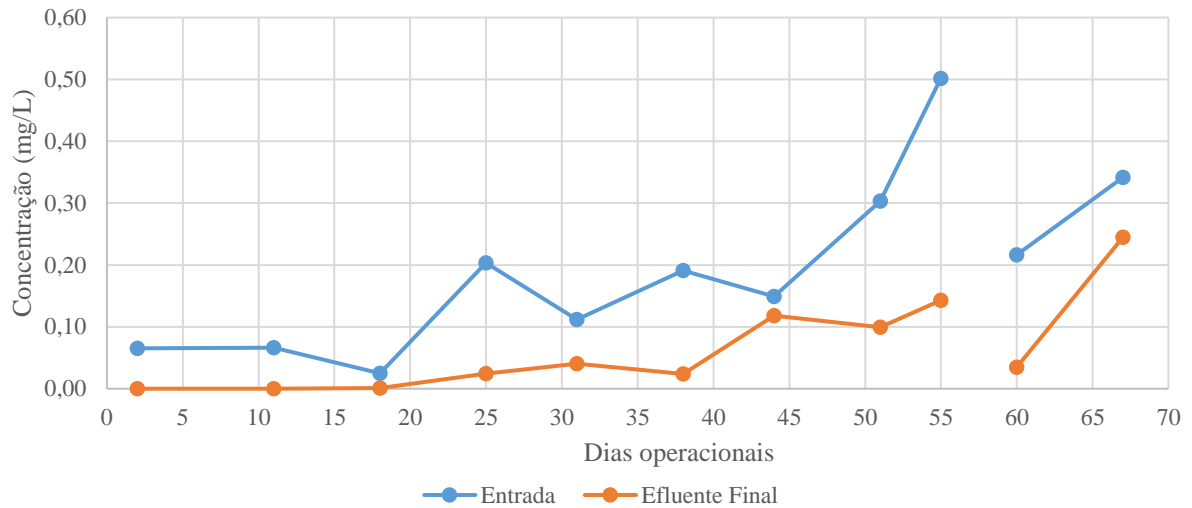


Na Figura 40 percebe-se a variação de nitrito durante o período experimental, de modo que se destaca que em todas as análises a concentração final foi menor do que a inicial, isso pode ser explicado pelo processo de desnitrificação que provavelmente ocorreu no sistema.

Para uma conclusão ainda mais assertiva seria interessante possuir informações da presença do nitrogênio gasoso no biogás gerado, contudo não foi realizado essas análises. Porém já esperado do sistema esse consumo do oxigênio presos ao nitrogênio, uma vez que o

processo de desnitrificação como explorado acima, necessita de condições que são comumente encontradas em situações como essa.

Figura 40 – Variação da concentração de nitrito durante o período experimental

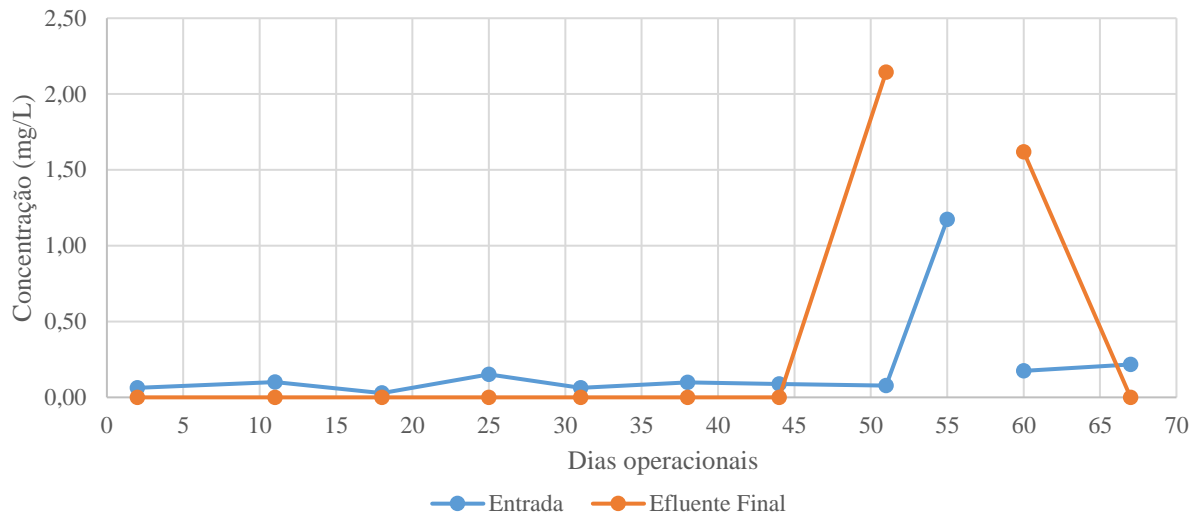


Fonte: O autor (2023)

Na 0,06 mg/L assim é possível que concentração menor que essa estivessem presentes, mas não foram detectadas.

Figura 41 são apresentados os valores de concentração de nitrato, onde destaca-se que foi detectado somente próximo ao ponto de colapso do reator, nos primeiros 45 dias de operação não foi possível detectar, contudo destaca-se que o método usado tem como concentração mínima 0,06 mg/L assim é possível que concentração menor que essa estivessem presentes, mas não foram detectadas.

Figura 41 – Variação da concentração de nitrato durante o período experimental



Fonte: O autor (2023)

Os valores de nitrato para o efluente final próximo ao ponto de colapso apresentaram valores bem altos, com um comportamento bem diferente do que vinha sendo observado, na análise do efluente final no ponto que foi observado o colapso do reator foi de 106,59 mg/L (DP=0,011) contudo esse valor não foi representando no gráfico, pois como o valor foi consideravelmente mais elevado, acredita-se que alguma interferência possa ter ocorrido afetando o resultado, Destaca-se também que após o colapso houve valores mais altos, porém na última análise já não foi detectado.

É importante destacar que a presença de nitrito e nitrato não foi possível para afirmar que algum reator tenha apresentado um comportamento anóxico, além disso o processo gera alcalinidade e como foi apresentado anteriormente o sistema sofreu com baixos valores de alcalinidade, assim, a desnitrificação provavelmente ocorreu no sistema, mas em dimensões bem inferiores do que ocorreria num sistema onde a remoção de nitrogênio tem o foco principal.

Desse modo como esperado o sistema não apresentou remoção satisfatória de nitrogênio, contudo nota-se que diminuíram as concentrações de nitrito e nitrato, porém apresentou uma tendência que indicou em alguns momentos aumento na concentração de nitrogênio amoniacal.

#### 4.8 CONSIDERAÇÕES FINAIS SOBRE O TRABALHO

Inicialmente, a metodologia envolveu a preparação cuidadosa do sistema, desde a montagem dos reatores até a coleta representativa de amostras da água residuária cinza proveniente da lavagem de louças. Em seguida, foram realizados ensaios hidrodinâmicos,

empregando cloreto de sódio como material traçador, análise de condutividade elétrica e ensaios com estímulo tipo degrau para compreender o comportamento do sistema em diferentes condições operacionais.

Durante a fase de operação dos reatores, foram implementadas estratégias de controle, incluindo variação da carga orgânica volumétrica e diluição da água residuária, com monitoramento rigoroso do pH e correção mediante o uso de bicarbonato de sódio e calcário. As análises laboratoriais abrangeram uma variedade de parâmetros como o pH, CE, turbidez, DQO, fósforo, nitrogênio, alcalinidade e ácidos voláteis, cada um seguindo métodos analíticos específicos. Por fim, foi realizado a interpretação dos resultados, envolvendo análises estatísticas para identificar diferenças significativas, quando aplicável.

Durante o período operacional foi possível analisar o sistema em três condições diferentes: Primeiramente durante as três primeiras fases, onde o sistema apresentou um comportamento mais estável e teve a COV variando durante as respectivas fases; Em um segundo momento, na fase 4, foi possível ver sistema entrar em colapso devido a um aumento considerável e brusco da COV de entrada; E por fim na fase 5 foi possível analisar um período de recuperação, após o colapso da fase 4.

Durante as três primeiras fases o sistema apresentou comportamento estável com estabilidade do valor de pH do efluente final, impactado positivamente pela estratégia de correção do pH, e apresentado comportamento mais variável na saída do reator acidogênico, porém coerente com as variações observados nos valores de entrada. A CE apresentou comportamento mais estável durante as três fases e a turbidez apresentou variações proporcionais, porém apresentado eficiência de remoção média altas, de 76,58% na fase 1, 89,44% na segunda fase e 84,94% na terceira fase.

Os valores de alcalinidade e ácidos voláteis observados indicam um mal funcionamento do sistema principalmente na fase 1, com valores muito baixos para a saída do reator acidogênico, contudo os valores da relação AI/AP observados foram positivos, mais altos do 0,3 recomendado por Ripley (1986) contudo próximo dos valores encontrados por Pereira e colaboradores (2009). Contudo nas três primeiras fases o sistema apresentou considerável eficiência na remoção de sólidos, principalmente dos sólidos solúveis, o que pode estar associado com esses sólidos representados restos de comidas, ou seja com tamanho consideravelmente maior, contudo predominância de composição orgânica, enquanto os sólidos dissolvidos podem estar mais associados a molhos e temperos com composições mais inorgânicas e de menor biodegradabilidade.

Os valores de concentração de matéria orgânica observados durante as três primeiras fases apresentaram variações proporcionais aos valores observados na entrada, do modo que se percebe um bom comportamento do sistema, frente a alterações da COV. o sistema apresentou boa eficiência na remoção de DQO nas três primeiras fases, de 83,6% (DP=6,6%), tendo diferença significativa na comparação de médias entre as três fases, com exceção da comparação entre a fase 2 e 3 para o efluente do sistema

O sistema ainda se mostrou incapaz de remover fósforo, contudo é provável que a presença dele tenha ajudado nos processos bioquímicos impactando positivamente o sistema, de modo que pela baixa concentração não torna um fator limitante no processo. Já para a eliminação de nitrogênio, observou-se que não houve eliminação de nitrogênio amoniacal, porém observou-se redução na concentração de nitrito nitrato, que podem ter sido eliminados por reações de desnitrificações que ocorreram no sistema, contudo destaca-se que se tais reações provavelmente tenham ocorrido de forma esporádica, não comprometendo o funcionamento do reator devido à baixa concentração afluente.

O colapso do reator, observado na fase 4 apresenta indícios claro que foi ocorrido pelo aumento brusco e radical da COV de entrada, contudo destaca-se que a concentração de sólidos observados foi consideravelmente alta, bem como a concentração de nitrato também foi especialmente alta na amostra que alimentou o reator nesse período.

Porém com todos os resultados apresentados e discutido, conclui-se que o mais provável é que o colapso derivou de uma alta alimentação que sobrecarregou o primeiro reator, com alta concentração de matéria orgânica a hidrólise e acidogênese geraram uma acidez considerável, que acarretou no consumo da alcalinidade, que já era consideravelmente baixa nesse ponto, assim chegou ao segundo reator um material com baixo pH e alta concentração de ácidos e provavelmente acetados, de modo que se modificou drasticamente as condições do meio comprometendo as arqueias metanogênicas, que tem uma sensibilidade maior, principalmente a variação do pH, de modo que levou a um extermínio dessa comunidade e consequente comprometeu totalmente o funcionamento do sistema.

Durante a fase 5 observou-se a resposta do sistema ao reinício da alimentação, com uma COV intermediária a da fase 2 e 3, desse modo observou-se valores de pH crescentes num primeiro momento que tenderam a uma estabilidade mais próximo do final do período experimental, a CE por sua vez apresentou uma tendência mais forte de declínio, sem uma aparente estabilização, já os valores de turbidez mostraram valores mais promissores, onde o sistema conseguiu uma eficiência de remoção média de 78,88%.

Na fase 5 os valores de alcalinidade aumentaram um, ponto positivo para o sistema que durante todo o período operacional apresentou valores muito baixos de alcalinidade, contudo apresentou valores muito instáveis, que se apresentaram muito variáveis, a relação AI/AP por consequência também apresentou uma variação muito grande nessa fase, principalmente no reator acidogênico, apresentando um comportamento um pouco mais estável no efluente final, que pode ser explicado principalmente pela estratégia de controle de pH que afetou principalmente a AP do sistema. A concentração de ácidos voláteis também se apresentou muito instável nessa fase, porém com valores médios consideravelmente mais altos do que os observados nas três primeiras fases.

Já os valores de DQO mostraram um comportamento relativamente estável, de modo que o reator metanogênico levou mais dias para conseguir voltar um patamar de eficiência de remoção mais próximo do observado nas fases anteriores, já o reator acidogênico teve uma resposta mais rápida, decorrente principalmente pelo TDH menor desse reator.

Por fim os sólidos na fase 5 mostraram uma tendência de diminuição, mostrando valores mais baixos na última análise, contudo percebe-se que o impacto da amostra 11, com concentrações mais altas de sólidos gerou no sistema um acúmulo de sólidos que demandou mais tempo para ser superado pelo reator.

#### 4.9 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Com a execução desse trabalho foram levantados alguns pontos que poderiam ajudar no desenvolvimento e análise de trabalhos correlatos com esse, de modo que aqui serão apresentados algumas dessas sugestões.

Elaboração do ensaio hidrodinâmico com intervalos de amostragem menores e o controle poderia permitir resultados melhores, uma vez que alguns intervalos entre pontos amostrais poderia ser melhor explicado com outra análise intermediária, bem como poderia permitir um entendimento melhor das características hidrodinâmicas do reator. Além disso o controle mais rígido da vazão efluente do sistema poderia permitir um balanço de massa permitindo aferir a acurácia do sistema e ainda prever outros problemas, como retenção do material traçador pelo meio suporte.

Análise do biogás: observou-se que uma possível avaliação volumétrica e da composição do biogás poderia auxiliar no melhor entendimento das reações que ocorreram nos reatores, de modo que permitiriam ainda uma conclusão mais assertiva acerca da real ou não

estabilização da separação de fases, revelando mais informações sobre como realmente foi o comportamento dos dois reatores.

Controle da carga orgânica mais rígido, antes da alimentação do sistema, a realização da caracterização da amostra antes da mesma ser utilizada para a alimentação do reator pode prevenir eventos extremos, como o observado nesse trabalho, onde estava sendo feito um controle antes da alimentação do sistema apenas das análises de pH condutividade elétrica e turbidez, sendo o restante da caracterização sendo feita simultaneamente a alimentação do reator.

Abordar o impacto da recirculação de uma parte do material efluente, tal ação poderia melhorar a eficiência ainda mais do sistema, porém isso pode ocasionar um maior custo de implantação e de operação do mesmo, cabendo uma análise mais detalhada, do custo-benefício de tal abordagem operacional.

Analisar a geração de lodo, e possibilidade de entupimento dos reatores, analisando o uso de outros meios suportes e ainda o impacto que a retirada de uma certa quantidade de lodo do reator pode ocasionar no mesmo, para possibilitar uma melhor aplicação do sistema.

Avaliar o enquadramento do efluente do sistema de acordo com a legislação atual, visando reuso da água ou destinação para um corpo receptor, para assim ter uma avaliação que possibilite uma avaliação de aplicação do sistema em escala real, sendo em sistemas uni habitacionais ou em sistema de tratamento de esgoto domésticos.

Avaliar o custo-benefício desse sistema frente a um sistema similar, avaliando tanto do ponto de vista operacional quando financeiro, visando uma aplicação do sistema em escala real, para uma avaliação mais completa da eficiência do sistema.

Estudar melhor a biodegradação da água residuária cinza, analisando melhor a variabilidade da mesma, para então entender melhor os processos que tende a ocorrer dentro do reator, de modo a possibilitar um melhor entendimento das rotas metabólicas e assim possibilitar alterações que visem uma otimização do sistema e conseqüente um melhor comportamento do mesmo.

## 5 CONCLUSÕES

Neste trabalho foi avaliado a eficiência de um sistema de duas fases, composto por um reator acidogênico preenchido com espumas de poliuretano seguido por um reator metanogênico preenchido de rede de espuma de polietileno para o tratamento de água residuária cinza contendo detergente biodegradável.

Foi avaliado a biodegradabilidade da água residuária de modo que a relação DQO/DBO média encontrada foi 4,58, indicado que a água residuária em questão não é biodegradável, contudo, a relação SDT/ST foi maior do que a relação SST/ST na maioria das análises, indicativo positivos para o tratamento biológico.

Quanto a avaliação hidrodinâmica do sistema, observou-se um melhor comportamento do reator metanogênico comparado ao reator acidogênico, explicitado pelo volume morto encontrado de 406,6 mL para o reator metanogênico e de 1027,5 mL para o reator acidogênico.

Tal evento pode derivar de propriedade geométricas dos reatores ou ainda do meio suporte escolhido, de modo que o meio suporte utilizado no reator acidogênico, que não foi fixado, acabou sofrendo alteração de posição durante a operação do reator, levando o mesmo a ter um comportamento de leito empacotado. Enquanto no reator metanogênico o meio suporte ocupou um espaço maior no reator, contudo apresentou menor alteração da sua posição inicial (com o comprimento paralelo à altura do reator), de modo a trabalhar mais próximo de um leito estruturado.

Assim pode ser visto que o sistema apresentou comportamento estável e uma boa adaptação a variação da COV, porém não trabalhando bem com valores baixos de COV, apresentando remoção média de DQO de 81,46% (DP=5,82%) na fase 1 e 2 e de 93,37% (DP=1,40%) na fase 3.

O sistema se mostrou vulnerável a variação brusca e drástica de COV, que aumento de 4,04 para 18,87 KgDQO/dia, um aumento de 4,7 vezes, porém os valores obtidos indicam que se a variação fosse mais suave possivelmente o sistema teria suportado COV mais elevadas, uma vez que o pH que atingiu o valor de 4,52 no efluente do reator metanogênico poderia ser controlado de forma mais eficiente e ainda os valores de AT teria seu consumo mais gradual e da mesma forma a concentração de AV teria seus aumento mais gradual permitindo uma melhor adaptação das arqueias metanogênicas.

Por fim o processo de recuperação do reator após o colapso se mostrou positivo, indicando que caso o sistema continuasse a ser alimentado possivelmente voltaria a patamares de eficiência observados em fases anteriores, mostrando eficiência de remoção de DQO de



55,68% (DP=14,49%) no reator acidogênico e 69,73% (DP=16,29%) considerando o afluente do reator acidogênico e o efluente do reator metanogênico, destaca-se que nessa fase o reator metanogênico sozinho teve uma eficiência de remoção de DQO de 22,86% (DP=59,24%), consideravelmente baixa, mostrando a maior dificuldade desse reator em especial de se recuperar do colapso.

## REFÊRENCIAS

- AKCAKAYA, M.; TUNCAY, S.; ICGEN, B. Two-stage anaerobic digestion of ozonated sewage sludge predominantly took over by acetotrophic methanogens with increased biogas and methane production. **Fuel**, v. 317, p. 123434, jun. 2022.
- APHA. **Standard methods for examination of water and wastewater**. 23. ed. [s.l.] American Public Health Association; American Water Works Association; Water Environment Federation, 2017.
- BAZZARELLA, B. B. **Caracterização e aproveitamento de água cinza para uso não-potável em edificações**. 2005. Dissertação – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2005.
- BRAGA, J. K. **Caracterização microbiana e degradação de surfactante aniônico em reator anaeróbio de leito fluidificado com água residuária de lavanderia**. 2014. Tese – Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2014.
- BRAILE, P. M.; CAVALCANTI, J. E. W. A. **Manual de tratamento de águas residuárias industriais**. 1. ed. São Paulo: CETESB, 1979.
- BRASIL. **11.445**. Estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico; cria o Comitê Interministerial de Saneamento Básico; 2007.
- BRASIL. **14026**. Atualiza o marco legal do saneamento básico. 2020.
- CALLADO, N. H. **Reatores sequenciais em batelada em sistema anaeróbio/aeróbio tratando esgoto sanitário sintético e com remoção de nutrientes**. 2001. Tese – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001.
- CAMPOS, J. R. **Tratamento de esgoto sanitário por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. 1. ed. Rio de Janeiro: ABES, 1999.
- CARNEIRO, R. B. *et al.* Two-phase (acidogenic-methanogenic) anaerobic fixed bed biofilm reactor enhances the biological domestic sewage treatment: Perspectives for recovering bioenergy and value-added by-products. **Journal of Environmental Management**, v. 317, p. 115388, set. 2022a.
- CARNEIRO, R. B. *et al.* Two-phase (acidogenic-methanogenic) anaerobic fixed bed biofilm reactor enhances the biological domestic sewage treatment: Perspectives for recovering bioenergy and value-added by-products. **Journal of Environmental Management**, v. 317, p. 115388, set. 2022b.
- CARVALHO, K. Q. D. *et al.* Avaliação hidrodinâmica de reator UASB submetido à variação cíclica de vazão. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 13, n. 2, p. 226–235, jun. 2008.
- CHERNICHARO, C. A. DE L. **Reatores anaeróbios**. 2. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2016. v. 5

COSTA, R. L. DA *et al.* Tratamento de água cinza para reúso agrícola no semiárido do Rio Grande do Norte, Brasil. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 27, p. 1031–1040, 28 out. 2022.

DILALLO, R.; ALBERTSON, O. E. Volatile Acids by Direct Titration. **Journal (Water Pollution Control Federation)**, v. 33, n. 4, p. 356–365, 1961.

DÖLL, M. M. R.; FORESTI, E. Efeito do bicarbonato de sódio no tratamento de vinhaça em AnSBBR operado a 55 e 35°C. v. 15, n. 9, p. 275–282, 2010.

EDUARDO DE AGUIAR DO COUTO. **AVALIAÇÃO DO REUSO DE ÁGUAS CINZA EM AMBIENTES AEROPORTUÁRIOS**. 2012. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2012.

FLORENCIO, L.; BASTOS, R. K. X.; AISSÉ, M. M. (EDS.). **Reúso das águas de esgoto sanitário, inclusive desenvolvimento de tecnologias de tratamento para esse fim**. 1. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2006.

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

FUESS, L. T. **Biodigestão anaeróbia termofílica de vinhaça em sistemas combinados do tipo acidogênico-metanogênico para potencialização da recuperação de bioenergia em biorrefinarias de cana-de-açúcar de primeira geração**. 2017. Doutorado em Hidráulica e Saneamento – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2017.

FUESS, L. T.; ZAIAT, M.; DO NASCIMENTO, C. A. O. Novel insights on the versatility of biohydrogen production from sugarcane vinasse via thermophilic dark fermentation: Impacts of pH-driven operating strategies on acidogenesis metabolite profiles. **Bioresource Technology**, v. 286, p. 121379, 1 ago. 2019.

FUESS, L. T.; ZAIAT, M.; NASCIMENTO, C. A. O. DO. Thermophilic biodigestion of fermented sugarcane molasses in high-rate structured-bed reactors: Alkalinization strategies define the operating limits. **Energy Conversion and Management**, v. 239, p. 114203, 1 jul. 2021.

GHOSH, S.; OMBREGT, J. P.; PIPYN, P. Methane production from industrial wastes by two-phase anaerobic digestion. **Water Research**, v. 19, n. 9, p. 1083–1088, 1 jan. 1985.

GODINHO, J. P. *et al.* Comportamento dinâmico e hidrodinâmico de reator tipo UASB submetido à variação de carga hidráulica. **Revista DAE**, v. 66, n. 209, p. 84–98, 2018.

GOMES, K. G.; RIBAS DÖLL, M. M. **Startup de um tratamento de águas cinzas domésticas com detergente biodegradável por tanque de evapotranspiração em escala piloto**. Congresso apresentado em XII Congresso Brasileiro de Engenharia de Produção. Ponta Grossa, 2022.

GOMES, K. G.; VUITIK, G. A.; RIBAS DÖLL, M. M. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **PROJETO, HIDRODINÂMICA E DESEMPENHO DE UM TANQUE DE EVAPOTRANSPIRAÇÃO PARA TRATAMENTO E DISPOSIÇÃO FINAL DE ÁGUAS CINZAS DOMÉSTICAS**, n. 32, p. 10, 2023.

GONÇALVES, R. F.; SIMÕES, G. M. DA S.; WANKE, R. REÚSO DE ÁGUAS CINZAS EM EDIFICAÇÕES URBANAS ESTUDO DE CASO EM VITÓRIA (ES) E MACAÉ (RJ). **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales. Investigación, desarrollo y práctica**, p. 120–131, 2010.

GOUDA, A. M. R. *et al.* Influence of the Linear Alkylbenzene Sulfonate (LAS) on hematological and biochemical parameters of Nile Tilapia, *Oreochromis niloticus*. **Saudi Journal of Biological Sciences**, v. 29, n. 2, p. 1006–1013, fev. 2022.

GUERMANDI, J. I. **AVALIAÇÃO DA AUTO-SUFICIÊNCIA ENERGÉTICA DE REATORES ANAERÓBIOS NO TRATAMENTO DE ESGOTOSANITÁRIO E ÁGUA CINZA**. 2011. Trabalho de Formatura Curso de Graduação em ENGENHARIA AMBIENTAL – UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JULIO DE MESQUITA FILHO”, Rio Claro, 2011.

HOLL, E. *et al.* Two-stage anaerobic digestion: State of technology and perspective roles in future energy systems. **Bioresource Technology**, v. 360, p. 127633, set. 2022.

INCE, O. Performance of a two-phase anaerobic digestion system when treating dairy wastewater. **Water Research**, v. 32, n. 9, p. 2707–2713, 1 set. 1998.

INMET. **Mapa de Estações**. Disponível em: <<https://mapas.inmet.gov.br/>>. Acesso em: 19 out. 2023.

INSTITUTO TRATA BRASIL. **Ranking do Saneamento**. [s.l.] GO Associados, 2020.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamentos de esgotos domésticos**. [s.l.] Abes, 2014.

KASHIWABARA, M. **Avaliação do tratamento anaeróbio na biodegradação de efluente contaminado por biodiesel**. 2017. Universidade Federal de Uberlândia, 2017.

KIM, S.-H.; HAN, S.-K.; SHIN, H.-S. Two-phase anaerobic treatment system for fat-containing wastewater. **Journal of Chemical Technology & Biotechnology**, v. 79, n. 1, p. 63–71, 2004.

LEITE, J. A. C. *et al.* Application of an anaerobic packed-bed bioreactor for the production of hydrogen and organic acids. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 33, n. 2, p. 579–586, 1 jan. 2008.

LETTINGA, G. *et al.* Anaerobic Treatment of Domestic Sewage and Wastewater. **Water Science and Technology**, v. 27, n. 9, p. 67–73, 1 maio 1993.

LETTINGA, G.; ROERSMA, R.; GRIN, P. Anaerobic treatment of raw domestic sewage at ambient temperatures using a granular bed UASB reactor. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 25, n. 7, p. 1701–1723, 1983.

LEVENSPIEL, O. **Engenharia das Reações Químicas**. 3. ed. São Paulo: Bluncher, 2000. v. 1

LIU, X. *et al.* Accurate Estimation of Bicarbonate and Acetic Acid Concentrations with Wider Ranges in Anaerobic Media Using Classical FOS/TAC Titration Method. **Applied Sciences**, v. 11, n. 24, p. 11843, jan. 2021.

MCCARTY, P. Public Works. **Anaerobic waste treatment fundamentals**, p. 107–126, set. 1964.

MENEZES, C. DOS S. DE; MAGALHÃES FILHO, F. J. C.; PAULO, P. L. **Quantificação de Águas Residuárias para Reúso Na Perspectiva do Saneamento Ecológico**. Simpósio apresentado em Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Maceió, 2011.

METCALF & EDDY (ED.). **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4th ed ed. Boston: McGraw-Hill, 2003.

MOHAN, S. V.; MOHANAKRISHNA, G.; SARMA, P. Integration of acidogenic and methanogenic processes for simultaneous production of biohydrogen and methane from wastewater treatment. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 33, n. 9, p. 2156–2166, maio 2008.

MOTA, V. T. F. V. **Biorreator com membranas anaeróbio de duplo estágio para o tratamento do vinhoto**. 2012. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2012.

MOTA, V. T. F. V. **Produção de hidrogênio em condições extremamente ácidas e avaliação do desempenho e recuperação de energia em sistemas de tratamento de dois estágios (acidogênico-metanogênico)**. 2019. Doutorado em Hidráulica e Saneamento – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2019.

ONU. **Declaração Universal dos Direitos Humanos | As Nações Unidas no Brasil**. Disponível em: <<https://brasil.un.org/pt-br/91601-declara%C3%A7%C3%A3o-universal-dos-direitos-humanos>, <https://brasil.un.org/pt-br/91601-declara%C3%A7%C3%A3o-universal-dos-direitos-humanos>>. Acesso em: 16 jun. 2023.

PALMA, D. **CALCÁRIO DOLOMÍTICO COMO AGENTE ALCALINIZANTE NO TRATAMENTO ANAERÓBIO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DE FECULARIA**. 2016. Tese – UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ, Cascavel, 2016.

PEREIRA, E.; CAMPOS, C.; MOTERANI, F. Efeitos do pH, acidez e alcalinidade na microbiota de um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) tratando efluentes de suinocultura. **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 4, n. 3, p. 157–168, 31 dez. 2009.

PIFFER, M. A. *et al.* Dynamics of sulfate reduction in the thermophilic dark fermentation of sugarcane vinasse: A biohydrogen-independent approach targeting enhanced bioenergy production. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, n. 5, p. 105956, 1 out. 2021.

REBÊLO, M. M. P. S. **Caracterização de águas cinzas e negras de origem residencial e análise da eficiência de reator anaeróbio com chicanas**. 2011. Mestrado em Recursos Hídricos E Saneamento – Universidade Federal De Alagoas, Alagoas, 2011.

RIPLEY, L. E.; BOYLE, W. C.; CONVERSE, J. C. Improved Alkalimetric Monitoring for Anaerobic Digestion of High-Strength Wastes. **Journal (Water Pollution Control Federation)**, v. 58, n. 5, p. 406–411, 1986.

ROGERI, R. C. *et al.* Strategies to control pH in the dark fermentation of sugarcane vinasse: Impacts on sulfate reduction, biohydrogen production and metabolite distribution. **Journal of Environmental Management**, v. 325, p. 116495, 1 jan. 2023.

SANTOS, A. B. DOS (ED.). **Caracterização, Tratamento e Gerenciamento de Subprodutos de Correntes de Esgotos Segregadas e Não Segregadas em Empreendimentos Habitacionais**. 1. ed. Fortaleza: Impreco, 2019.

SEREJO, M. L. *et al.* TRATAMENTO ANAERÓBIO DE EFLUENTES DE ACIDIFICAÇÃO RÁPIDA USANDO CALCÁRIO COMO AGENTE TAMPONANTE. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales. Investigación, desarrollo y práctica**, p. 93–103, 5 abr. 2019.

SINGH, K. S.; VIRARAGHAVAN, T.; BHATTACHARYYA, D. Sludge Blanket Height and Flow Pattern in UASB Reactors: Temperature Effects. **Journal of Environmental Engineering**, v. 132, n. 8, p. 895–900, ago. 2006.

SOUSA, L. B. *et al.* VI EPCC: Encontro Internacional De Produções Científicas Cesumar. **TRATAMENTO ANAERÓBIO DE VINHAÇA DE CANA-DE-AÇÚCAR EM REATOR DE FLUXO PISTONADO PREENCHIDO COM PEDRAS DE CALCÁRIO: ESTUDO PRELIMINAR**, v. VI, p. 6, 27 out. 2009.

SOUZA, C. L. DE *et al.* Subprodutos gasosos do tratamento de esgotos. Em: **Caracterização, Tratamento e Gerenciamento de Subprodutos de Correntes de Esgotos Segregadas e Não Segregadas em Empreendimentos Habitacionais**. 1. ed. Fortaleza: Impreco, 2009. p. 812.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. 1. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 1996. v. 2

VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das águas e ao Tratamento de Esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2011. v. 1

VON SPERLING, M.; VERBYLA, M. E.; OLIVEIRA, S. M. A. C. **Assessment of Treatment Plant Performance and Water Quality Data: A Guide for Students, Researchers and Practitioners**. [s.l.] IWA Publishing, 2020.

VUITIK, G. A. **EFEITOS DA RECIRCULAÇÃO EM REATORES ANAERÓBIOS COMPARTIMENTADOS**. 2017. Doutorado – UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS, São Carlos, 2017.

## **APÊNDICES**

## APÊNDICE 01 – ROTEIRO DE ANÁLISE DE COMPARAÇÃO DE MÉDIAS PELO TESTE T-STUDENT

Para realizar a comparação de médias e verificar se a diferença observada pode ser considerada estatisticamente significativa ou não foram seguidos os seguintes passos:

### **1° Passo: Definição as hipóteses**

Primeiramente foi definida a hipótese nula ( $H_0$ ) e a hipótese alternativa ( $H_1$ ) para compor o teste. Para tal como pretendia-se comparar as médias foram estabelecidas as seguintes hipóteses:

$H_0$ : Não há diferença significativa entre as médias das duas amostras.

$H_1$ : Há uma diferença significativa entre as médias das duas amostras.

### **2° Passo: Definição de parâmetro iniciais**

Primeiramente foi estabelecido qual o tipo de teste podendo ser unicaudal ou bicaudal e ainda para amostras independentes com igual ou desigual variância. Para o presente estudo foi considerado o teste bicaudal com as amostras independentes de desigual variância

Outro parâmetro necessário é o valor do nível de significância a ser adotado, que está relacionada a precisão que se deseja obter com o teste, desse modo para esse trabalho foi usado um nível de significância de 99%, ou seja, o valor  $\alpha$  de 0,01

### **3° Passo: Cálculo da probabilidade associada ao teste t de Student**

Nesse passo foi calculado a probabilidade associada ao teste t de Student, onde foi usado a fórmula =TESTE.T(valor1, valor2, caudas, tipo) no Excel, onde:

- Valor1: foram os dados da primeira amostra.
- Valor2: foram os dados da segunda amostra.
- Caudas: é o número de caudas (foi usado 2).
- Tipo: é o tipo de teste (foi usado 2).

O Excel então retorna o valor p para o teste.

### **4° Passo: Interpretação dos resultados**

Por fim foi realizado a interpretação dos dados obtidos, onde foi realizada a comparação entre o valor p obtido e o nível de significância escolhido para a amostra.



Desse modo caso o valor  $p$  fosse menor que o nível de significância foi rejeitado a hipótese nula ( $H_0$ ). Significando que houve uma diferença significativa entre as médias comparadas.

Se o valor  $p$  fosse maior que o nível de significância, concluía-se que não havia evidências estatísticas que as médias das duas amostras fossem diferentes.

## APÊNDICE 02 – RESULTADOS OBTIDOS NA ANÁLISE DE COMPARAÇÃO DE MÉDIAS PELO TESTE T-STUDENT

1. Resultadas da análise de comparação das médias dos valores de condutividade elétrica encontrados.

<b>ANÁLISE PELO TESTE T DE STUDENT</b>				
	ENTRADA	ACIDOGÊNICO	CORREÇÃO PH	METANOGÊNICO
<i>Fase 1 vs fase 2</i>				
H0	Não há diferença significativa entre as médias	Não há diferença significativa entre as médias		Não há diferença significativa entre as médias
H1	Há diferença significativa entre as médias	Há diferença significativa entre as médias		Há diferença significativa entre as médias
Significância	0,01	0,01		0,01
Valor p	0,085	0,164		0,232
Hipótese	Aceita H0	Aceita H0		Aceita H0
<i>Fase 1 vs fase 3</i>				
H0	Não há diferença significativa entre as médias	Não há diferença significativa entre as médias		Não há diferença significativa entre as médias
H1	Há diferença significativa entre as médias	Há diferença significativa entre as médias		Há diferença significativa entre as médias
Significância	0,01	0,01		0,01
Valor p	0,00825748	0,030115		6,69E-05
Hipótese	Aceita H1	Aceita H0		Aceita H1
<i>Fase 2 vs fase 3</i>				
H0	Não há diferença significativa entre as médias	Não há diferença significativa entre as médias	Não há diferença significativa entre as médias	Não há diferença significativa entre as médias
H1	Há diferença significativa entre as médias	Há diferença significativa entre as médias	Há diferença significativa entre as médias	Há diferença significativa entre as médias
Significância	0,01	0,01	0,01	0,01
Valor p	0,00614458	0,029343	0,055278	0,000244
Hipótese	Aceita H1	Aceita H0	Aceita H0	Aceita H1

2. Resultadas da análise de comparação das médias dos valores de pH encontrados.

<b>ANÁLISE PELO TESTE T DE STUDENT</b>				
	ENTRADA	ACIDOGÊNICO	CORREÇÃO PH	METANOGÊNICO
<i>Fase 1 vs fase 2</i>				
H0	Não há diferença significativa entre as médias	Não há diferença significativa entre as médias		Não há diferença significativa entre as médias
H1	Há diferença significativa entre as médias	Há diferença significativa entre as médias		Há diferença significativa entre as médias
Significância	0,01	0,01		0,01

Valor p	2,78E-06	1,61E-05		5,68E-01
Hipótese	Aceita H1	Aceita H1		Aceita H0
<i>Fase 1 vs fase 3</i>				
H0	Não há diferença significativa entre as médias	Não há diferença significativa entre as médias		Não há diferença significativa entre as médias
H1	Há diferença significativa entre as médias	Há diferença significativa entre as médias		Há diferença significativa entre as médias
Significância	0,01	0,01		0,01
Valor p	0,006248674	0,000141509		0,066364484
Hipótese	Aceita H1	Aceita H1		Aceita H0
<i>Fase 2 vs fase 3</i>				
H0	Não há diferença significativa entre as médias	Não há diferença significativa entre as médias	Não há diferença significativa entre as médias	Não há diferença significativa entre as médias
H1	Há diferença significativa entre as médias	Há diferença significativa entre as médias	Há diferença significativa entre as médias	Há diferença significativa entre as médias
Significância	0,01	0,01	0,01	0,01
Valor p	0,817532161	0,046121458	0,086300348	0,160467547
Hipótese	Aceita H0	Aceita H0	Aceita H0	Aceita H0

### 3 Resultadas da análise de comparação das médias dos valores de turbidez encontrados.

<b>ANÁLISE PELO TESTE T DE STUDENT</b>			
	ENTRADA	ACIDOGÊNICO	METANOGÊNICO
<i>Fase 1 vs fase 2</i>			
H0	Não há diferença significativa entre as médias	Não há diferença significativa entre as médias	Não há diferença significativa entre as médias
H1	Há diferença significativa entre as médias	Há diferença significativa entre as médias	Há diferença significativa entre as médias
Significância	0,01	0,01	0,01
Valor p	4,15E-11	1,25E-05	2,75E-01
Hipótese	Aceita H1	Aceita H1	Aceita H0
<i>Fase 1 vs fase 3</i>			
H0	Não há diferença significativa entre as médias	Não há diferença significativa entre as médias	Não há diferença significativa entre as médias
H1	Há diferença significativa entre as médias	Há diferença significativa entre as médias	Há diferença significativa entre as médias
Significância	0,01	0,01	0,01
Valor p	7,08307E-12	6,31752E-08	6,68E-08
Hipótese	Aceita H1	Aceita H1	Aceita H1
<i>Fase 2 vs fase 3</i>			
H0	Não há diferença significativa entre as médias	Não há diferença significativa entre as médias	Não há diferença significativa entre as médias
H1	Há diferença significativa entre as médias	Há diferença significativa entre as médias	Há diferença significativa entre as médias

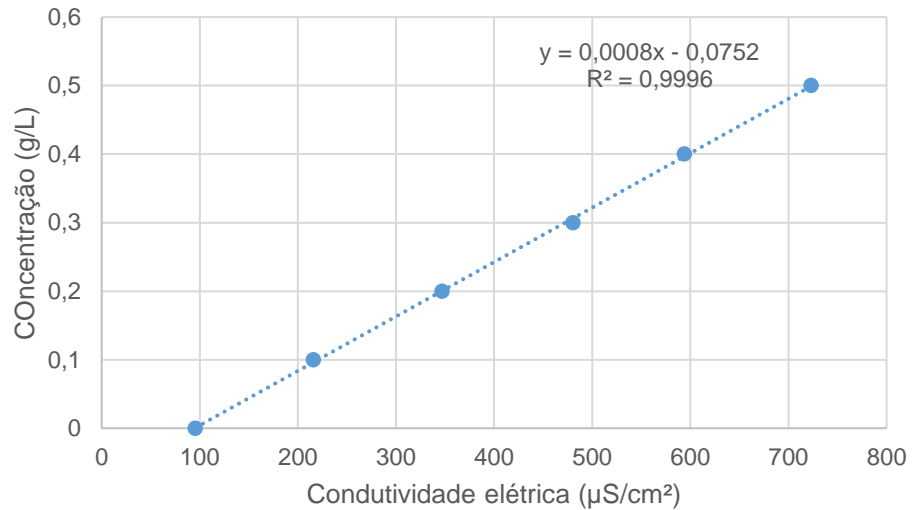
Significância	0,01	0,01	0,01
Valor p	4,88E-03	5,65E-03	3,13E-05
Hipótese	Aceita H1	Aceita H1	Aceita H1

4 Resultadas da análise de comparação das médias dos valores de DQO encontrados.

<b>ANÁLISE PELO TESTE T DE STUDENT</b>			
	<b>ENTRADA</b>	<b>ACIDOGÊNICO</b>	<b>METANOGENICO</b>
<i>Fase 1 vs fase 2</i>			
H0	Não há diferença significativa entre as médias	Não há diferença significativa entre as médias	Não há diferença significativa entre as médias
H1	Há diferença significativa entre as médias	Há diferença significativa entre as médias	Há diferença significativa entre as médias
Significância	0,01	0,01	0,01
Valor p	1,06E-06	1,21E-03	4,34E-04
Hipótese	Aceita H1	Aceita H1	Aceita H1
<i>Fase 1 vs fase 3</i>			
H0	Não há diferença significativa entre as médias	Não há diferença significativa entre as médias	Não há diferença significativa entre as médias
H1	Há diferença significativa entre as médias	Há diferença significativa entre as médias	Há diferença significativa entre as médias
Significância	0,01	0,01	0,01
Valor p	2,51E-03	6,25E-03	7,24E-01
Hipótese	Aceita H1	Aceita H1	Aceita H0
<i>Fase 2 vs fase 3</i>			
H0	Não há diferença significativa entre as médias	Não há diferença significativa entre as médias	Não há diferença significativa entre as médias
H1	Há diferença significativa entre as médias	Há diferença significativa entre as médias	Há diferença significativa entre as médias
Significância	0,01	0,01	0,01
Valor p	1,21E-06	5,54E-05	4,32E-03
Hipótese	Aceita H1	Aceita H1	Aceita H1

APÊNDICE 03 – RESULTADOS BRUTOS OBTIDOS NO ENSAIO DE HIDRODINÂMICA PARA AMBOS REATORES

Curva de concentração de NaCl pela condutividade elétrica:



Resultados obtidos para o reator acidogênico:

Amostra	Tempo (min)	Tempo (h)	Cond. (µS/cm)	Conc. (g/L)
0	0	0,0	84,0	-0,01
1	60	1,0	81,43	-0,01
2	120	2,0	90,3	0,00
3	210	3,5	94,6	0,00
4	300	5,0	308,3	0,17
5	390	6,5	361,5	0,21
6	450	7,5	364,4	0,22
7	520	8,7	372,5	0,22
8	550	9,2	363,4	0,22
9	630	10,5	377,3	0,23
10	700	11,7	381,1	0,23
11	750	12,5	391,4	0,24
12	870	14,5	391,0	0,24
13	960	16,0	397,0	0,24
14	1030	17,2	385,9	0,23
15	1095	18,3	384,9	0,23
16	1160	19,3	385,1	0,23
17	1210	20,2	420,3	0,26
18	1330	22,2	369,3	0,22
19	1405	23,4	359,4	0,21

Resultados obtidos para o reator metanogênico:

Amostra	Tempo (min)	Tempo (h)	Cond. ( $\mu\text{S/cm}$ )	Conc. (g/L)
0	0	0,0	94,3	0,00
1	60	1,0	95,2	0,00
2	120	2,0	96,1	0,00
3	180	3,0	94,2	0,00
4	240	4,0	97,3	0,00
5	300	5,0	98,4	0,00
6	360	6,0	99,1	0,00
7	420	7,0	101,2	0,01
8	480	8,0	105,6	0,01
9	540	9,0	108,4	0,01
10	600	10,0	109,2	0,01
11	660	11,0	110,6	0,01
12	720	12,0	115,4	0,02
13	780	13,0	120,3	0,02
14	840	14,0	143	0,04
15	900	15,0	175,4	0,07
16	960	16,0	189,6	0,08
17	1020	17,0	201,3	0,09
18	1080	18,0	225,4	0,11
19	1140	19,0	250,0	0,12
20	1200	20,0	249,3	0,12
21	1260	21,0	234,3	0,11
22	1320	22,0	242,7	0,12
23	1380	23,0	224,1	0,10
24	1440	24,0	226,2	0,11
25	1500	25,0	239,5	0,12
26	1560	26,0	234,8	0,11
27	1620	27,0	242,8	0,12
28	1680	28,0	241,1	0,12
29	1740	29,0	247,3	0,12
30	1800	30,0	235,9	0,11

**ANEXOS**

ANEXO 01 – ROTEIRO DE CÁLCULO PARA DETERMINAÇÃO DE PARÂMETROS HIDRÁULICOS DE REATORES (APÊNDICE A DE VUITIK (2017))

A primeira operação a realizada com os dados de  $C$  vs  $t$ , é transformar a curva  $C$  na curva  $F$ , a qual se trata da curva  $C$  normalizada, obtida através da Equação 26.

$$F = \frac{C}{C_{max}} \quad (26)$$

Considerando a vazão de alimentação do reator constante, a curva  $E$  é obtida através da Equação 27.

$$E(t) = \frac{dF}{dT} \quad (27)$$

O tempo de detenção hidráulico médio pode então ser determinado, empregando-se a Equação 28.

$$\bar{\theta}_h = \int_0^{\infty} t E(t) dt \quad (28)$$

A variância ( $\sigma^2$ ) da curva  $E$  indica a dispersão da distribuição, quanto maior o valor da variância, maior a dispersão. Esta variância pode ser obtida através da Equação 29.

$$\sigma^2 = \int_0^{\infty} (t - \bar{\theta}_h)^2 E(t) dt \quad (29)$$



Conhecendo-se a variância, emprega-se a Equação 30, onde é calculada a variância adimensional ( $\sigma_\theta^2$ ), a qual permitem o cálculo do número de reatores de mistura perfeita em série ( $N$ ), conforme Equação 31, e o número de dispersão longitudinal ( $D/uL$ ), considerando o modelo de pequena dispersão ( $D/uL < 0,01$ ) e o modelo de grande dispersão ( $D/uL > 0,01$ ), conforme equações 32 e 33. Ambos os parâmetros,  $N$  e  $D/uL$ , revelam o desvio da idealidade que a hidráulica do reator apresenta, tendendo ou para um reator de mistura perfeita, ou para um reator do tipo pistão.

$$\sigma_\theta^2 = \frac{\sigma^2}{\bar{\theta}_h^2} \quad (30)$$

$$\sigma_\theta^2 = \frac{1}{N} \quad (31)$$

$$\sigma_\theta^2 = 2 \left( \frac{D}{uL} \right) \quad (32)$$

$$\sigma_\theta^2 = 2 \left( \frac{D}{uL} \right) + 8 \left( \frac{D}{uL} \right)^2 \quad (33)$$