

UNIVERSIDADE FEDERAL FLUMINENSE
ESCOLA DE ENGENHARIA INDUSTRIAL METALÚRGICA DE VOLTA REDONDA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA AMBIENTAL

THIAGO GUIMARÃES TEIXEIRA

DESENVOLVIMENTO DE UM BIODIGESTOR CASEIRO COM AGITAÇÃO

VOLTA REDONDA
2023

THIAGO GUIMARÃES TEIXEIRA

DESENVOLVIMENTO DE UM BIODIGESTOR CASEIRO COM AGITAÇÃO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental da Universidade Federal Fluminense, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Tecnologia Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Carlos Eduardo de Souza Teodoro
Coorientador: Prof. Dr. Afonso Aurélio de Carvalho Peres

Volta Redonda, RJ
2023

Ficha catalográfica automática - SDC/BEM
Gerada com informações fornecidas pelo autor

T266d Teixeira, Thiago Guimarães
Desenvolvimento de um biodigestor caseiro com agitação /
Thiago Guimarães Teixeira. - 2023.
79 f.: il.

Orientador: Carlos Eduardo de Souza Teodoro.
Coorientador: Afonso Aurélio de Carvalho Peres.
Dissertação (mestrado)-Universidade Federal Fluminense,
Escola de Engenharia Industrial e Metalúrgica de Volta
Redonda, Volta Redonda, 2023.

1. Digestão anaeróbia. 2. Biogás. 3. Efluente. 4.
Desperdício de alimentos. 5. Produção intelectual. I.
Teodoro, Carlos Eduardo de Souza, orientador. II. Peres,
Afonso Aurélio de Carvalho, coorientador. III. Universidade
Federal Fluminense. Escola de Engenharia Industrial e
Metalúrgica de Volta Redonda. IV. Título.

CDD - XXX

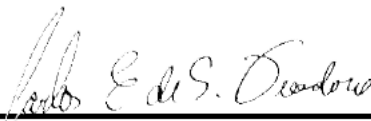
THIAGO GUIMARÃES TEIXEIRA

DESENVOLVIMENTO DE UM BIODIGESTOR CASEIRO COM AGITAÇÃO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental da Universidade Federal Fluminense, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Tecnologia Ambiental

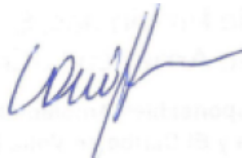
Aprovada em 28 de fevereiro de 2023.

BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. Carlos Eduardo de Souza Teodoro – UFF

Orientador



Prof. Dr. Welington Kiffer de Freitas – UFF



Prof. Dr. Gilmar Santos Costa – IFF

Volta Redonda
2023

Dedico este trabalho à minha esposa Fabiana e ao meu filho Daniel.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus por ter tido a oportunidade iniciar e de chegar a esta fase de conclusão do curso, por ter me dado força, saúde e sabedoria para passar por todas as adversidades que Ele sabe que passei, com destaque para o notável período histórico e mundial de pandemia por Covid-19 que passamos.

Agradeço à minha esposa Fabiana e ao meu filho Daniel, pela compreensão nos momentos de ausência que me dediquei a este trabalho, por todo apoio que me deram, em todos os momentos.

Agradeço aos meus pais, Sebastiana e Antônio (*in memoriam*), que sempre me direcionaram para o caminho dos estudos, reforçando que a Educação transforma nossas vidas.

Agradeço aos amigos e também alunos do Laboratório B26 da UFF, Pedro Saturno Braga, Álef Teixeira, Thiago Queiroz e Mateus Peixoto pelas poucas, mas boas horas de conversa, ajuda nas atividades práticas e troca de palavras de incentivo que tivemos ao longo dos anos de 2021 e 2022 no laboratório, que certamente fortaleceram as bases para que todos pudessem concluir suas atividades.

Agradeço aos colegas de trabalho da Companhia Siderúrgica Nacional pelo incentivo e, em especial, ao amigo Alden Delunardo da Silva, que trabalha comigo e é ex-aluno do PGTA, pelo apoio dado ao longo do curso e atividades profissionais, principalmente durante o período que meu pai esteve doente e infelizmente veio a falecer no ano de 2021.

Agradeço a todos os Professores do curso do PGTA, especialmente ao meu Orientador, Prof. Dr. Carlos Eduardo de Souza Teodoro e ao meu Coorientador, Prof. Dr. Afonso Aurélio de Carvalho Peres, pelas explicações, dedicação, paciência, compreensão e orientações dadas ao longo do curso, além de me darem esta oportunidade de realizar este trabalho.

E agradeço a todos aqueles que indiretamente me ajudaram, muitas pessoas colaboraram de alguma forma, por mais simples que seja a participação.

Sou eternamente grato a todos vocês, muito obrigado!

RESUMO

O desperdício de alimentos é algo muito comum que podemos perceber em nosso dia a dia. Uma grande parcela dos resíduos sólidos que vai para aterros sanitários ou lixões é constituída por restos de alimentos, que, quando entram em decomposição, acabam causando problemas ambientais e de saúde pública como, por exemplo, a emissão de gases do efeito estufa, a contaminação do lençol freático e a proliferação de insetos transmissores de doenças. Uma alternativa para a destinação e tratamento desses resíduos orgânicos é a biodigestão anaeróbica, processo que realiza a degradação da matéria orgânica, produzindo biogás e um composto orgânico que pode ser utilizado como biofertilizante. Foi desenvolvido neste trabalho um experimento comparando dois biodigestores: um com agitação e o outro sem agitação, onde foi avaliado o efeito da agitação nos resultados dos parâmetros físico-químicos nos efluentes de cada biodigestor. Os parâmetros avaliados foram: potencial hidrogeniônico, temperatura, condutividade iônica, oxigênio dissolvido, demanda biológica de oxigênio, sólidos totais, sólidos fixos e sólidos voláteis. Além disso, foi avaliado o volume de biogás produzido por cada um deles. Como resultado concreto, foi evidenciado que o biodigestor submetido ao tratamento com agitação produziu maior volume de biogás.

Palavras-chave: Biodigestão anaeróbica. Biofertilizante. Biogás. Desperdício de alimento. Efluente. Resíduos orgânicos.

ABSTRACT

Food waste is a very common situation that we can see in our daily lives. A large portion of solid waste that goes to landfills or dumps is made up of organic food remains, which when they decompose, end up causing environmental and public health problems, such as for example, the emission of gases that contribute to the increase in the greenhouse effect, the contamination of the water table and the proliferation of insects that later become disease vectors. An alternative for the disposal and treatment of these food residues is the anaerobic digestion, a process that performs the degradation of organic matter, producing biogas and an organic compound that can be used as a biofertilizer. An experiment was developed in this work comparing two biodigesters: one with agitation and the other without agitation, where the effect of agitation on the results of the physicochemical parameters in the effluents of each biodigester was evaluated. The evaluated parameters were: hydrogenionic potential, temperature, ionic conductivity, dissolved oxygen, biological oxygen demand, total solids, fixed solids and volatile solids. In addition, the volume of biogas produced by each of them was evaluated. As a concrete result, it was evidenced that the biodigester submitted to the treatment with agitation produced a greater volume of biogas.

Keywords: Anaerobic biodigestion. Biofertilizer. Biogas. Effluent. Organic waste.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Biodigestor modelo indiano, p.7

Figura 2 – Biodigestor modelo chinês, p. 8

Figura 3 – Biodigestor modelo canadense, p. 9

Figura 4 – Amostra de resíduos alimentares processados de pós-consumo, p. 17

Figura 5 – Material inoculante (esterco bovino), p. 18

Figura 6 – Biodigestores montados, p.19

Figura 7 – Valores de pH entre os dois biodigestores ao longo dos TDH's 0, 5, 10, 15, 20, 25, 30, 35 e 40 dias, p. 27

Figura 8 – Valores de temperatura entre os dois biodigestores ao longo dos TDH's de 0, 5, 10, 15, 20, 25, 30, 35 e 40 dias, p. 29

Figura 9 – Valores de condutividade iônica entre os dois biodigestores ao longo dos TDH's 0, 5, 10, 15, 20, 30, 35 e 40 dias, p. 31

Figura 10a – Valores de condutividade iônica entre os dois biodigestores ao longo dos TDH's 0, 5, 10, 15 e 20 dias, p. 32

Figura 10b – Resultados de condutividade iônica entre os dois biodigestores ao longo dos TDH's 20, 25 e 30 dias, , p. 32

Figura 10c – Resultados de condutividade iônica entre os dois biodigestores ao longo dos TDH's 30, 35 e 40 dias, p. 33

Figura 11 – Valores de oxigênio dissolvido entre os dois biodigestores ao longo dos TDH's 0, 5, 10, 15, 20, 25, 30, 35 e 40 dias, p. 35

Figura 12 – Resultados de DBO na concentração de 0,1% de efluente entre os dois biodigestores ao longos do TDH's 0, 10, 20, 30, 40 dias, p. 37

Figura 13 – Valores de DBO na concentração de 1% de efluente entre os dois biodigestores ao longo dos TDH's 0, 10, 20, 30 e 40 dias, p. 38

Figura 14 – Valores de DBO na concentração de 10% de efluente entre os dois biodigestores ao longo dos TDH's 0, 10, 20, 30 e 40 dias, p. 39

Figura 15 – Valores de sólidos totais secos entre os dois biodigestores ao longo dos TDH's 0, 10, 20, 30 e 40 dias, p. 41

Figura 16 – Valores de sólidos fixos entre os dois biodigestores ao longo dos TDH's de 0, 10, 20, 30 e 40 dias, p. 42

Figura 17 – Valores de sólidos voláteis entre os dois biodigestores ao longo dos TDH's 0, 10, 20, 30 e 40 dias, p. 43

Figura 18 – Volume de produção de biogás entre os dois biodigestores, p. 44

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Composição do biogás, p. 13

Tabela 2 – Lista de materiais utilizados na construção de cada biodigestor, p. 20

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
ATS	Alto Teor de Sólidos
BTS	Baixo Teor de Sólidos
CSTR	<i>Continous Strike Tank Reacter</i>
DBO	Demanda Biológica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EGSB	<i>Expanded Granular Sludge Bed</i>
EVA	Etileno Acetato de Vinila
FA	Filtro Anaeróbico
FAO	<i>Food and Agriculture Organization</i>
GLP	Gás Liquefeito de Petróleo
LA	Lagoa Anaeróbica
LF	Leito Fluidizado
mg/L	Miligrama por Litro
MTS	Médio Teor de Sólidos
OD	Oxigênio Dissolvido
ODS	Objetivo do Desenvolvimento Sustentável
ONU	Organização das Nações Unidas
PEAD	Polietileno de Alta Densidade
PET	Polietileno Tereftalato
pH	Potencial Hidrogeniônico

PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
PVC	Policloreto de Vinila
RAAC	Reator Agitado de Alimentação Contínua
RAFA	Reator Anaeróbico de Fluxo Ascendente
RAM	Reator Anaeróbico com Membrana
RBS	Reator Batelada Sequencial
S/cm	Siemens por centímetro
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
TS	Teor de Sólidos
UASB	<i>Upflow Anaerobica Sludge Blanket</i>
V	Volt
W	Watt
>	Maior que
<	Menor que
°C	Grau Celsius
%	Porcentagem
μ	Mícron

SUMÁRIO

1	<u>INTRODUÇÃO</u>	p. 1
2	<u>OBJETIVOS</u>	p. 3
2.1	OBJETIVOS GERAIS	p. 3
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	p. 3
3	<u>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</u>	p. 4
3.1	O DESPERDÍCIO DE ALIMENTOS E A GERAÇÃO DE RESÍDUOS	p. 4
3.2	A BIODIGESTÃO ANAERÓBICA COMO SOLUÇÃO TECNOLÓGICA PARA TRATAMENTO DOS RESÍDUOS ORGÂNICOS	p. 6
3.3	OS TIPOS DE BIODIGESTORES	p. 7
3.4	O EFEITO DA AGITAÇÃO NO PROCESSO DE BIODIGESTÃO ANAERÓBICA	p.11
3.5	AS ETAPAS DO PROCESSO DE BIODIGESTÃO ANAERÓBICA	p. 12
3.6	ESTUDOS DE BIODIGESTÃO ANAERÓBICA PARA TRATAMENTO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS	p. 14
4	<u>MATERIAIS E MÉTODOS</u>	p. 17
4.1	LOCAL	p. 17
4.2	RESÍDUOS UTILIZADOS	p. 17
4.3	INÓCULO	p. 18
4.4	BIODIGESTORES	p. 18
4.5	ALIMENTAÇÃO DOS BIODIGESTORES	p. 21
4.6	ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS	p. 21
4.7	AVALIAÇÃO DA PRODUÇÃO DO BIOGÁS	p. 25
4.8	ANÁLISES ESTATÍSTICAS	p.25
5	<u>RESULTADOS E DISCUSSÕES</u>	p. 26
5.1	POTENCIAL HIDROGENIÔNICO	p. 26
5.2	TEMPERATURA	p. 29
5.3	CONDUTIVIDADE IÔNICA	p. 30
5.4	OXIGÊNIO DISSOLVIDO	p. 34
5.5	DEMANDA BIOLÓGICA DE OXIGÊNIO	p. 36
5.6	SÓLIDOS TOTAIS SECOS, SÓLIDOS FIXOS E SÓLIDOS VOLÁTEIS	p. 40
5.7	PRODUÇÃO DE BIOGÁS	p. 44
5.8	COMENTÁRIOS GERAIS	p. 46

6 CONCLUSÕES, p. 47

7 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS, p. 48

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS, p. 49

APÊNDICES, p. 55

APÊNDICE I – RESULTADOS DAS ANÁLISES ESTATÍSTICAS, p. 55

1 INTRODUÇÃO

É bem comum nos depararmos em situação de desperdício de alimentos no dia a dia após fazermos nossas refeições e isto não nos chamar a atenção, porém isto causa problemas na sociedade. O desperdício de alimentos causa um impacto negativo no meio ambiente e na saúde pública (ELASRI e AFILAL, 2016).

O uso da tecnologia de biodigestão anaeróbica dos resíduos orgânicos é uma alternativa ambientalmente adequada para destinação dos resíduos, minimizando os efeitos negativos que eles causariam se fossem descartados diretamente no meio ambiente. É uma tecnologia tem sido aplicada no mundo inteiro graças a sua capacidade de degradar altas cargas de materiais orgânicos (SEVILLANO et al., 2021).

A digestão anaeróbica de materiais orgânicos é um processo que ocorre na natureza e os sistemas de tratamento biológicos de resíduos passaram a ser apenas uma imitação desse processo natural, porém com o incremento da tecnologia (REICHERT, 2005). Este tipo de tecnologia ambiental tem por finalidade degradar a matéria orgânica, produzindo biogás e biofertilizante (MOLINO et al., 2012).

De acordo com Oliveira et al. (2018), o gerenciamento inadequado de resíduos orgânicos resulta na poluição de águas superficiais e subterrâneas, solo e ar, pois sua decomposição gera subprodutos sólidos, líquidos e gasosos, sendo estes gases com forte poder de aumento do efeito estufa.

Produzir alimentos também está diretamente relacionado ao consumo de água e energia, por tanto o desperdício de alimentos representa utilidade perdida e ineficiência energética (WERF et al., 2018).

Neste contexto, os dezessete Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS) da Organização das Nações Unidas (ONU) firmado em 2015 com vários países trazem em seu objetivo número 12 a temática do consumo e produção responsáveis, buscando assegurar padrões de produção e de consumo sustentáveis, destacando a redução das perdas e do desperdício de alimentos ao longo das cadeias de produção e abastecimento, alinhado a ação de reduzir substancialmente a geração de resíduos por meio da prevenção, redução, reciclagem e reuso até o ano de 2030.

O Objetivo do Desenvolvimento Sustentável da ONU número 7 (ODS 7) prevê ações voltadas para o desenvolvimento de energia limpa e acessível, onde a tecnologia de

biodigestão anaeróbica contribui com este objetivo por meio da geração do biogás que, segundo Sevillano et al. (2021), pode ser utilizado como fonte de energia térmica e elétrica, produzida de forma limpa e renovável.

Outra contribuição oferecida pela biodigestão anaeróbica dos resíduos oriundos do desperdício de alimentos vai para a agricultura por meio da geração de biofertilizante, um composto natural rico em nitrogênio, um macro nutriente fundamental para o desenvolvimento dos vegetais (BALMANT, 2009), relacionando-se então com o ODS número 2 da ONU, que faz referência quanto à melhoria da nutrição e promoção da agricultura sustentável, proporcionando desta forma, a nutrição das plantas a serem cultivadas com este insumo, podendo substituir os adubos químicos, que utilizam de minerais inorgânicos para nutrição vegetal.

Desta forma, o processo de biodigestão anaeróbica de resíduos orgânicos oriundos do desperdício de alimentos tem sua importância ambiental e social e está fortemente ligado aos princípios da economia circular (SEVILLANO et al., 2021), apresentando-se como uma forma de amenizar os impactos ambientais, reciclando os resíduos e contribuindo com a matriz energética.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Desenvolver dois biodigestores anaeróbicos caseiros: um com agitação e o outro sem agitação do efluente.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Analisar os parâmetros físico-químicos do efluente gerado em cada biodigestor, tais como: potencial hidrogeniônico (pH), temperatura, oxigênio dissolvido (OD), condutividade iônica, Demanda Biológica de Oxigênio (DBO), sólidos totais, fixos e voláteis;
- Avaliar os efeitos da agitação comparando os resultados dos parâmetros físico-químicos de cada biodigestor;
- Avaliar o efeito da agitação quanto ao volume de biogás produzido em cada biodigestor.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 O DESPERDÍCIO DE ALIMENTOS E A GERAÇÃO DE RESÍDUOS

Conforme foi divulgado em um seminário promovido em 2017, a Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura - FAO informou que anualmente, 1,3 bilhão de toneladas de comida é desperdiçada ou se perde ao longo das cadeias produtivas de alimentos. Este volume representa 30% de toda a comida produzida por ano no planeta. Segundo o Organismo Internacional, o desperdício responde por 46% da quantidade de comida que vai parar no lixo. Já as perdas que ocorrem, sobretudo nas fases de produção, armazenamento e transporte correspondem a 54% do total.

Segundo Porpino et al. (2018), o Relatório do Intercâmbio Brasil-União Europeia sobre desperdício de alimentos informou que as famílias brasileiras desperdiçavam em média, 353 gramas de comida por dia (128,8 kg por ano). Em análise per capita, este desperdício foi de 114 gramas diários, o que representou um desperdício anual de 41,6 kg por pessoa. O ranking dos alimentos mais desperdiçados no Brasil mostrou o arroz com 22%, carne bovina com 20%, feijão com 16% e o frango com 15%, com os maiores percentuais relativos ao total desperdiçado pela amostra pesquisada. Hortaliças e frutas representavam cada uma com 4% da fatia do desperdício, sendo desperdiçadas em menor quantidade em relação ao volume total.

De acordo com Pistorello et al. (2015), o Brasil estava entre os 10 países que mais desperdiçavam comida no mundo, onde aproximadamente 35% de toda a produção agrícola era descartada como resíduos sólidos destacando que, com este desperdício, mais de 10 milhões de toneladas de alimentos poderiam abastecer 54 milhões de brasileiros que viviam na linha da pobreza.

Em 2019, foram gerados no Brasil mais de 79 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos, que compreendem os papéis, plásticos, metais, vidros, madeiras, embalagens, matéria orgânica e outros. Desse total, 45,3% foram resíduos orgânicos. A região sudeste é a primeira da lista de geração de resíduos, seguida da região nordeste, sul, norte e centro-oeste (ABRELPE, 2020).

Em nível mundial, mais de 850 milhões de pessoas já não tem acesso a alimentos que precisariam para ter uma vida saudável e produtiva (BAIG et al., 2019). Observando dados de outros países, no Canadá, Massow et al. (2019) informaram que as famílias canadenses

desperdiçaram 85 quilos de alimento por pessoa anualmente. Na União Europeia, Philippidis et al. (2019) citaram que o desperdício alimentar foi de 92 Kg por pessoa/ano em 2012. Na Arábia Saudita, o desperdício de alimentos é muito mais preocupante: 427 kg de alimentos são desperdiçados per capita por ano, colocando o país na lista dos países que mais desperdiçam alimento no mundo (BAIG et al., 2019).

Isto demonstra que o desperdício de alimentos está em toda a parte do mundo, cabendo a todos nós nos conscientizarmos e evitar esta prática. Conforme destacaram Caldeira et al. (2019), o desperdício de alimentos é um grande desafio global, não só do ponto de vista ético e social, mas também ambiental e econômico.

Quando olhamos este problema sob o aspecto da geração de resíduos, o desperdício de alimento gera o resíduo orgânico que é classificado como resíduo sólido, de acordo com a Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional dos Resíduos Sólidos – PNRS, prevendo como ação prioritária a não geração de resíduos (BRASIL, 2010), sendo necessária para isso uma consciência coletiva na busca pela diminuição do consumo.

A PNRS prevê o reuso e a reciclagem dos resíduos sólidos de modo que seja descartado apenas o rejeito. Rejeito é a fração do resíduo que não apresenta outra possibilidade a não ser a disposição ambientalmente adequada, depois de esgotadas todas as possibilidades de tratamento e recuperação destes por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis (BRASIL, 2010).

Na gestão e gerenciamento de resíduos sólidos, deve ser observada a seguinte ordem de prioridade: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos (BRASIL, 2010). Baig et al. (2019) citaram que a má gestão desses resíduos é uma das principais razões para a poluição e os desafios, problemas e deficiências ambientais.

Quanto à questão do efluente gerado na decomposição dos resíduos orgânicos, a resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011 diz que os efluentes gerados por qualquer fonte poluidora só podem ser lançados em corpos receptores após o tratamento adequado, respeitando as condições e padrões para lançamento, onde inclusive, o órgão ambiental competente poderá exigir do responsável pela fonte poluidora o uso de tecnologia ambientalmente adequada para o tratamento do efluente (BRASIL, 2011).

Segundo a resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005, corpo receptor é o corpo hídrico superficial que recebe o lançamento de um efluente (BRASIL, 2005). Esta resolução dispõe sobre a classificação dos diferentes tipos de corpos de água (água doce, água

salobra e água salina) segundo a qualidade requerida para seus usos preponderantes e que devem ser respeitados para o adequado lançamento do efluente produzido por qualquer fonte poluidora (BRASIL, 2005).

Por tanto, é importante que os governos adotem e façam cumprir por meio de políticas públicas ambientais e sociais alinhadas aos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável, promovendo ações de conscientização na população para evitar o desperdício de alimentos, que poderiam ser usados para matar a fome de muitas pessoas no mundo e preservar o meio ambiente.

3.2 A BIODIGESTÃO ANAERÓBICA COMO SOLUÇÃO TECNOLÓGICA PARA TRATAMENTO DOS RESÍDUOS ALIMENTARES

Uma forma de amenizar os problemas ambientais causados pelo desperdício de alimentos no meio ambiente é destinar os resíduos em processos de biodigestão anaeróbica.

Molino et al. (2012) afirmaram que o tratamento e descarte correto de resíduos orgânicos podem ser viabilizados com uso dos biodigestores anaeróbicos, onde os resíduos orgânicos passam pelo processo de decomposição, ocorrendo a degradação da matéria orgânica, promovendo a alteração da estrutura bioquímica do resíduo, reduzindo micro-organismos patogênicos, produzindo gases como metano e biofertilizante, gerando menos poluentes para o meio ambiente.

O biogás é um gás composto principalmente de metano e gás carbônico que pode ser usado para a geração de energia elétrica e aquecimento, e o biofertilizante é um fertilizante natural, rico em nitrogênio, um macro nutriente fundamental para o desenvolvimento dos vegetais (BALMANT, 2009).

Dhanalakshmi & Ramanujam (2012) explicaram que o biogás e o biofertilizante gerado neste tipo de tecnologia, solucionam o problema de saneamento referente à disposição dos resíduos orgânicos no meio ambiente.

A digestão anaeróbica tem como vantagens a facilidade de adaptar-se a diferentes escalas de trabalho, utilizando de uma ampla gama de substratos, mesmo com alto teor de umidade e impurezas, resultando em baixo impacto ambiental e produzindo materiais passíveis de serem utilizados como biofertilizante e com alto potencial de recuperação energética (BLASIUS et al., 2020).

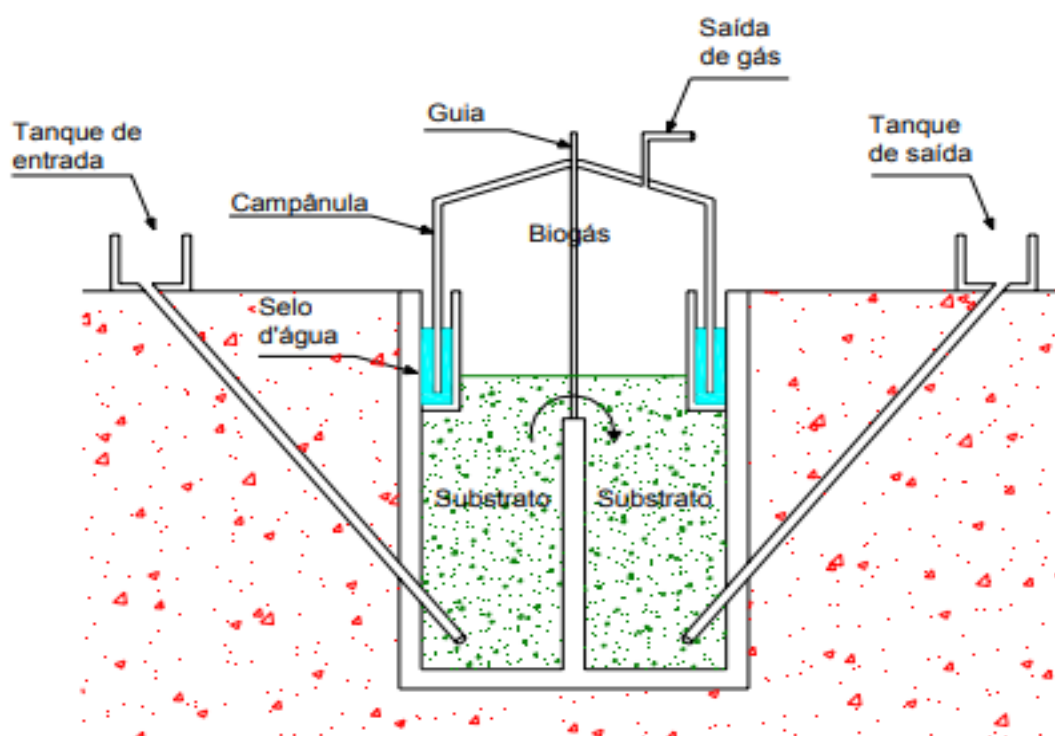
3.3 OS TIPOS DE BIODIGESTORES

Os biodigestores anaeróbicos são elementos de arquitetura em formato cilíndrico ou retangular, concebidos para o desenvolvimento e habitação de microrganismos anaeróbicos, transformando a matéria orgânica ou inorgânica na ausência de oxigênio (HERMANNY, 2019).

Segundo as literaturas de Nishimura (2009) e Calza et al. (2015), os biodigestores anaeróbicos podem ser encontrados em três tipos de construção: o modelo indiano, o modelo chinês e o modelo canadense.

Nishimura (2009) explicou que o modelo indiano (Figura 1) é semelhante a um cilindro vertical, construído com tijolos e internamente revestido em cimento impermeabilizante, sendo dividido em duas câmaras em seu interior, por uma parede disposta longitudinalmente. Em uma dessas câmaras é conectado um tubo que o interliga a caixa de entrada do material orgânico e na outra câmara, é conectado um tubo de saída, que irá sair o biofertilizante. Este tipo de biodigestor é constituído por uma campânula flutuante que atua como um gasômetro, feita de aço.

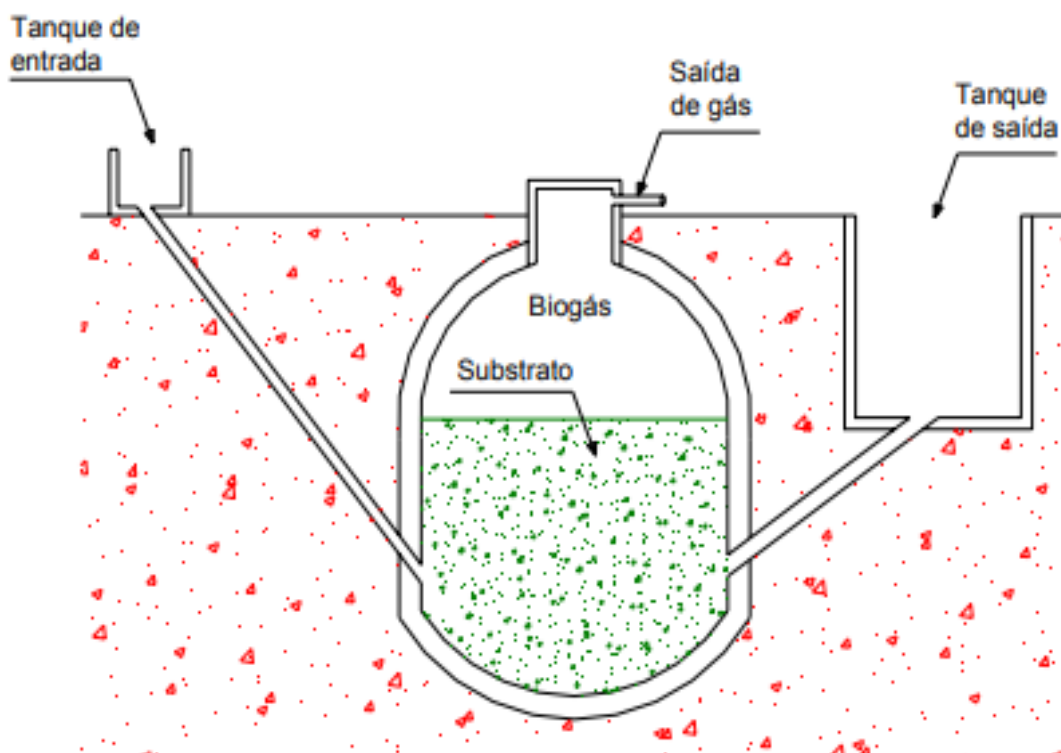
Figura 1: Biodigestor modelo indiano.



Fonte: NISHIMURA, 2009

O biodigestor modelo chinês é semelhante ao indiano, porém não possui gasômetro (NISHIMURA, 2009). Segundo o autor, o biodigestor chinês é construído enterrado no solo, feito de alvenaria e possui o teto em forma de abóboda. Apresenta um custo de construção inferior ao modelo indiano por não possuir gasômetro e utilizar materiais de menor custo. A Figura 2 apresenta a sua forma construtiva.

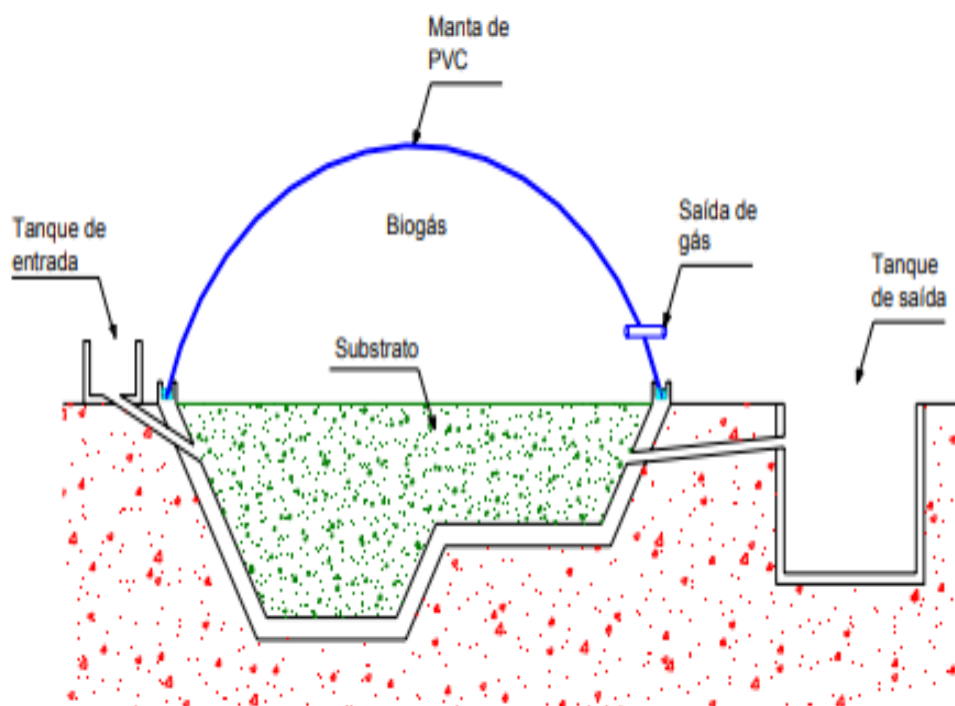
Figura 2: Biodigestor modelo chinês.



Fonte: NISHIMURA, 2009

O modelo canadense, como explicaram Calza et al. (2015), possui uma base retangular construída em alvenaria e um gasômetro feito em manta flexível de PVC (policloreto de vinila), fixada sobre uma valeta de água que circunda a base do biodigestor. A cobertura é feita com geomembrana sintética de polietileno de alta densidade (PEAD), ancorada ao redor do perímetro de todo o biodigestor, conforme Figura 3.

Figura 3: Biodigestor modelo canadense.



Fonte: NISHIMURA, 2009

Com o passar do tempo, os avanços nos estudos sobre digestão anaeróbica promoveram o desenvolvimento de outros tipos de biodigestores.

Sant'Anna Junior (2013) apresentou diferentes tipos de biodigestores, sendo eles: o reator do tipo LA (Lagoa Anaeróbica); o reator FA (Filtro Anaeróbico); o reator do tipo UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*), também conhecido como RAFA (Reator Anaeróbico de Fluxo Ascendente); os reatores híbridos, que são uma combinação dos reatores UASB + FA; o reator do tipo compartimentado; o reator EGSB (*Expanded Granular Sludge Bed*), conhecido também como Reator Anaeróbico de Manta Granular Expandida; o reator RBS (Reator Batelada Sequencial); o reator tipo LF (Leito Fluidizado) e o RAM (Reator Anaeróbico com Membrana).

Khalid et al. (2011) citaram sobre os reatores do tipo semicontínuos de duas fases, os de membrana submersa e os digestores anaeróbicos de estado sólido com fluxo ascendente. Os reatores anaeróbicos de membrana evoluíram mais recentemente das membranas de lodo ativado dos reatores aeróbicos (STUCKEY, 2012). Fernandez et al. (2013) também

acrescentaram a esta lista Reator Agitado de Alimentação Contínua (RAAC), também conhecido por CSTR (*Continuous Strike Tank Reactor*).

Von Sperling et al. (2005) comentaram que os reatores anaeróbicos mais utilizados e estudados são o RAFA (ou UASB) e os RAAC's (Reator Agitado de Alimentação Contínua), sendo que o RAFA possui como sua principal característica o desenvolvimento de zonas estratificadas em seu interior, com uma manta de lodo anaeróbico em sua base e fluxo ascendente. O RAAC possui um sistema de agitação contínua.

De acordo com Leite (2016), os sistemas de digestão anaeróbica de resíduos orgânicos são classificados conforme o tipo de sistema utilizado e o teor de sólidos totais. Quanto ao sistema, podem ser classificados como de estágio único, múltiplo e o de batelada. Quanto ao teor de sólido (TS) classificam-se em sistema de baixo teor de sólidos (BTS), com <15% TS; médio teor de sólidos (MTS), apresentando teores entre 15 a 20% de sólidos e os sistemas com alto teor de sólidos (ATS), compreendendo uma faixa de 20 a 40% TS (LEITE, 2016).

Segundo Parawira et al. (2004), as principais configurações de alimentação de biodigestores são os alimentados continuamente, os semicontínuos e os de alimentação por batelada, sendo preenchidos com o substrato (matéria-prima) e deixados por um determinado período para que ocorra sua detenção hidráulica. Os reatores por batelada são equipamentos mais simples e de baixo custo.

Von Sperling (1996) explicou que os reatores de batelada são denominados desta forma devido ao comportamento do fluxo de material no reator, sendo caracterizado por um fluxo intermitente, ou seja, as entradas e saídas são descontínuas, não há fluxo entrando ou saindo do reator simultaneamente. Uma vez abastecidos, são submetidos às reações anaeróbicas, sendo posteriormente esvaziados e carregados novamente, para iniciar um novo processo (LEITE, 2016).

Independente do modelo e tipo de construção a ser adotado, Stets et al. (2014) afirmaram que o desempenho dos biodigestores anaeróbicos é influenciado pela composição do substrato, meio de suporte e pelas espécies microbianas presentes no lodo.

O tipo de reator e seus parâmetros de controle, como a temperatura, a agitação, o potencial hidrogeniônico (pH), o tempo de detenção hidráulica (TDH), a combinação do insumo depositado no reator e o inóculo, a microbiologia envolvida e a quantidade de matéria orgânica disponível no reator também são fatores que influenciam de forma significativa o

desempenho do processo de digestão anaeróbica, com destaque como principal influência para a produção de biogás (KHALID et al., 2011).

3.4 O EFEITO DA AGITAÇÃO NO PROCESSO DE BIODIGESTÃO ANAERÓBICA

De acordo com Karim et al. (2005) e Kaparaju et al. (2008), uma mistura inadequada dos resíduos orgânicos submetidos ao processo de biodigestão anaeróbica leva a uma distribuição não uniforme dos substratos, enzimas e microrganismos ocasionando em uma menor produção de metano e uma incompleta eliminação de patógenos do efluente.

Assim, observa-se que a ausência de agitação em biodigestores pode contribuir para não haver as relações sinérgicas necessárias para a produção de biogás, uma vez que a própria mistura com o substrato é afetada (MANTOVAN, 2019).

A agitação do efluente dentro do biodigestor tem como finalidade manter a sua temperatura uniforme e distribuir o material a ser decomposto (SILVA, 2016), estimulando o contato entre o substrato e os microrganismos, acelerando a fermentação acidogênica, auxiliando nas interações dos microrganismos na degradação da matéria orgânica (HERMANNY, 2019).

A agitação não deve ser muito forte, pois os microrganismos crescem juntos em pequenos agregados, facilitando sua cooperação estreita e de transferência de hidrogênio, onde a partir de uma agitação leve é promovida a formação de agregados de metano (KARLSSON et al., 2014).

A agitação é importante para manter um contato total e de forma permanente das bactérias com os resíduos, uniformizar a temperatura e as camadas que existem dentro do biodigestor, além de promover a liberação das microbolhas de gases formadas na mistura e que aprisionam as bactérias, impedindo sua atuação na degradação dos dejetos e a formação do biogás (FREITAS et al., 2018).

Entretanto, há casos em que biodigestores agitados produzem menor quantidade de biogás do que os biodigestores não agitados. Processos com biodigestores agitados não garantem uma boa produção de biogás e remoção de sólidos, pois recebem a influência de outros parâmetros, como a temperatura, o pH, o tipo de insumo, a frequência de carregamento, etc, que devem ser rigidamente controlados (HERMANNY, 2019).

3.5 AS ETAPAS DO PROCESSO DE BIODIGESTÃO ANAERÓBICA

A digestão anaeróbica constitui de uma série de processos que decompõem a matéria orgânica biodegradável na ausência de oxigênio, tanto para resíduos industriais como para domésticos, com o propósito de atuar no gerenciamento de resíduos e/ou gerar energia (AL-WAHAIBI et al., 2020).

A população microbiana e seus respectivos tipos cumprem um papel significativo no processo de digestão anaeróbica e afetam a composição do biogás, que é produzido devido à ação de quatro grupos de micro-organismos: as bactérias fermentativas, as sintróficas, as acetogênicas e as metanogênicas (WANG et al., 2016 e NGUYEN et al., 2019).

Os diferentes micro-organismos têm diferentes condições ambientais para sobreviverem. As bactérias mesofílicas crescem a temperaturas moderadas de 20 a 45°C, com o ponto ótimo de 35°C (BANKS et al., 2008) e as termofílicas crescem e sobrevivem a temperaturas entre 41 e 122°C, sendo a faixa de temperatura típica correspondendo entre 50 e 65°C, conforme afirmaram Gebreeyessus e Jenicek (2016).

Conceitualmente, Pagliano et al. (2019) explicaram que o processo de digestão anaeróbica pode ser dividido em quatro estágios: hidrólise, acidogênese, acetogênese e a metanogênese.

Pagliano et al. (2019) resumiram que a primeira fase da digestão anaeróbica é feita por meio da hidrólise de polímeros complexos. Segundo Sant'Anna Junior (2013), nesta fase as substâncias de alta massa molar, representadas pelas proteínas, polissacarídeos, lipídeos, ácidos nucleicos e o material orgânico presente na forma particulada, são transformados em substâncias de menor massa molar por meio da ação de enzimas hidrolíticas que diferentes espécies microbianas excretam durante a reação.

Na acidogênese, segundo Pagliano et al. (2019), ocorre o processo de fermentação dos produtos gerados na fase de hidrólise, gerando ácidos graxos voláteis, por isso esta etapa é conhecida também como fermentação ácida. Esses ácidos também são chamados de ácidos carboxílicos de cadeia curta, representados pelos ácidos fórmico, acético, propiônico, butirico e valérico e em condições predominantes de pH e temperatura do meio reacional, esses ácidos se dissociam, apresentando-se como formiato, acetato, propionato etc (SANT'ANNA JUNIOR, 2013).

Na fase da acetogênese, Sant'Anna Junior (2013) explicou que esta é uma etapa crítica do processo de digestão anaeróbica, sendo conduzida por um grupo de bactérias

denominadas como acetogênicas, que estabelecem uma relação de sintrofia com outros grupos de organismos presentes na reação: as arqueas metanogênicas e as bactérias homoacetogênicas. Ainda de acordo com Sant'Anna Junior (2013), os ácidos de maior cadeia são transformados em ácidos compostos por apenas um ou dois átomos (formiato e acetato), produzindo hidrogênio de forma simultânea.

A última etapa de digestão anaeróbica, chamada de metanogênese, é onde ocorre a produção do gás metano (PAGLIANO et al., 2019). Sant'Anna Junior (2013) complementou que esta é a etapa crucial, na qual o carbono originalmente presente na matéria orgânica passa a se constituir no gás carbônico ou do gás metano, por meio da efetiva mineralização dos poluentes, onde a obtenção do metano se faz a partir da descarboxilação do acetato e/ou da redução do CO_2 com H_2 .

Segundo os autores Al-Wahaibi et al. (2020) o biogás gerado neste processo é rico em metano e gás carbônico, e pode ser utilizado sob diferentes formas, tais como: cozinhar, alimentar sistemas de aquecimento e de geração de energia elétrica.

De acordo com Ziauddin e Rajesh (2015), a composição do biogás é tipicamente constituída pelos seguintes gases, em fração de volume, como demonstrados na Tabela 1.

Tabela 1: Composição do biogás.

Componente	Concentração (por volume)
Metano (CH_4)	55 – 60%
Dióxido de Carbono (CO_2)	35 – 40%
Água (H_2O)	2 – 7%
Sulfeto de Hidrogênio (H_2S)	2%
Amônia (NH_3)	0 – 0,05%
Nitrogênio (N)	0 – 2%
Oxigênio (O_2)	0 – 2%
Hidrogênio (H)	0 – 1%

Fonte: Adaptado de Ziauddin e Rajesh (2015)

De acordo com Gaspar (2003), após a produção do biogás, a biomassa fermentada deixa no interior do biodigestor um material líquido rico em matéria orgânica, denominada biofertilizante. Este biofertilizante gerado é um adubo orgânico líquido que funciona como complementação da adubação orgânica natural do solo e pode ser aplicado via pulverização foliar ou juntamente com a irrigação, fornecendo os nutrientes essenciais para as plantas e

auxiliando no controle de doenças e insetos, propiciando uma resposta mais rápida do que os fertilizantes tradicionais (TOMITA, 2007).

3.6 ESTUDOS DE BIODIGESTÃO ANAERÓBICA PARA TRATAMENTO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS

Segundo Bezerra et al. (2014), os primeiros biodigestores foram inventados em 1806 na Inglaterra por Humphrey Davy, um químico britânico, onde o mesmo identificou um gás rico em carbono e dióxido de carbono, resultante da decomposição de dejetos animais em lugares úmidos.

Ao longo do tempo, a tecnologia foi sendo difundida entre os países, principalmente com o advento da 2ª Guerra Mundial, onde os países europeus passaram a utilizar o biogás produzido pelos biodigestores em substituição aos derivados de petróleo, por meio de queima direta e uso em veículos (BEZERRA et al., 2014).

Ainda segundo os autores Bezerra et al. (2014), após a 2ª Guerra Mundial, o uso desta tecnologia caiu substancialmente, exceto na Índia, China e África do Sul, onde continuaram seu desenvolvimento em propriedades de pequeno porte. A utilização do biogás na Índia como fonte de energia motivou a China a fazer o mesmo a partir de 1958, pois os chineses buscavam com o uso desta tecnologia, produzir biofertilizante para aplicar na produção de alimentos a fim de atender seu excedente de população (BEZERRA et al., 2014).

Sant'Anna Junior (2013) explicou que a experiência chinesa e indiana com o processo de digestão anaeróbica de resíduos agrícolas se constituiu num importante marco para a difusão desta tecnologia, pois ela assegurou melhoria nas condições sanitárias e permitiu a produção do biogás, insumo energético de grande utilidade para a população rural.

Na literatura existem diversos trabalhos referentes a processos de digestão anaeróbica com aplicação de diferentes tipos de resíduos que demonstraram resultados de uso da tecnologia de biodigestão anaeróbica para tratamento de resíduos orgânicos. Alguns exemplos são apresentados a seguir.

Neto, Silva e Pinheiro (2016) realizaram um estudo de balanço de massa no tratamento de resíduos sólidos orgânicos provenientes de restaurantes em um biorreator anaeróbico na cidade de Santa Catarina-RS e foi constatado que 50% da matéria orgânica foi convertida em gás metano, sem muitos ajustes nas variáveis de controle.

Kretzer et al. (2016) avaliaram o uso de diferentes composições de resíduos orgânicos do restaurante da Universidade Federal de Santa Catarina submetidos ao processo de biodigestão anaeróbica e observaram que os biodigestores que estavam com resíduos de arroz e de feijão apresentaram melhores resultados de redução de massa orgânica, com melhor aproveitamento na produção de biogás, onde puderam concluir que o processo de biodigestão anaeróbica é uma solução para o tratamento de resíduos orgânicos e se apresenta como uma tecnologia que disponibiliza uma fonte de energia renovável.

Granzotto (2016) também realizou um experimento semelhante ao de Kretzer et al. (2016), com o uso de biodigestor anaeróbico no tratamento de resíduos orgânicos do restaurante da Universidade Federal de Santa Maria, no Estado do Rio Grande do Sul, onde foi avaliada a geração do biogás e do biofertilizante. Nos experimentos, os diversos restos de alimentos foram misturados e triturados em um liquidificador de forma a se obter uma mistura homogênea. Como resultados, foi possível avaliar que mesmo com a heterogeneidade de resíduos, o processo de digestão anaeróbica apresentou excelentes taxas de remoção de matéria orgânica e com bons resultados para a geração de biogás e biofertilizante.

Ribeiro et al. (2016) apresentaram resultados de um estudo de aplicação de resíduos orgânicos em um biodigestor em escala piloto na cidade de Campina Grande – PB, onde foi possível simular o funcionamento de um aterro sanitário e avaliar o processo de degradação da matéria orgânica por meio do monitoramento de parâmetros físico-químicos. Após o processo de biodigestão anaeróbica, a matéria orgânica degradada apresentou-se com valores reduzidos de DBO e DQO e aumento do pH, caracterizando uma conformidade com o processo de biodegradação, evidenciando que o uso desta tecnologia evita a ocorrência de impactos ambientais causados pela deposição de resíduos orgânicos em lixões ou aterros sanitários.

Paritosh et al. (2017) investigaram o efeito da codigestão de diferentes misturas de resíduos alimentares com resíduos de folhas secas, aparas de grama e pedaços de galhos de árvores na produção de biogás em processo de digestão anaeróbica. Os experimentos foram realizados no laboratório do Instituto Nacional de Tecnologia de Malaviya, em Jaipur na Índia. Após a verificação dos resultados, eles comprovaram que a mistura de 75% de restos alimentares (*food waste*) com 25% de resíduos verdes (*green waste*) obteve maior rendimento na produção de biogás, evidenciando a eficiência desta tecnologia na produção de energia e redução de resíduos no meio ambiente.

Oliveira et al. (2018) demonstraram o potencial da metanização da biodigestão anaeróbica de resíduos orgânicos com diferentes composições e com ações de controle do pH. Como resultados, foi evidenciado um maior volume produzido de gás metano com as amostras de configuração constituída por matéria orgânica de resíduos alimentares + lodo agroindustrial + agente tampão (bicarbonato de sódio) para controle do pH, evidenciando a importância da aplicação de um agente tamponante em testes de biodegradabilidade anaeróbica, favorecendo as condições para os micro-organismos realizarem o trabalho de conversão da matéria orgânica e produzir maior quantidade de biogás.

Molino et al. (2012) realizaram um trabalho no centro de pesquisa da ENEA (*National Agency for New Technologies, Energy and Sustainable Economic Development*), Itália, onde um biodigestor anaeróbico carregado com restos de frutas e alimentos vegetais foi acoplado a um sistema de tratamento de biogás por membranas poliméricas para aumentar o valor calorífico do gás e purificá-lo com a finalidade de aplicá-lo em gasodutos, como alternativa ao gás natural. Os resultados obtidos com os testes demonstraram que o biometano produzido teve compatibilidade equivalente as configurações do gás natural, sendo viável sua aplicação em substituição ao gás natural.

Cartaxo et al. (2020) realizaram um projeto escolar de Educação Ambiental construindo um biodigestor caseiro junto com os alunos de uma escola de ensino médio na cidade de Campina Grande-PB. Os resultados indicaram que o biodigestor caseiro é de grande importância nas escolas, onde os estudantes se sensibilizaram sobre o tema de geração de resíduos sólidos orgânicos e sua destinação de maneira correta. Eles observaram que a quantidade produzida de biofertilizante foi proporcional à adição de resíduo orgânico e o que foi produzido de biofertilizante foi utilizado no jardim da própria escola, que melhorou significativamente o aspecto visual das plantas.

Diante das evidências apresentadas, podemos observar que o processo de biodigestão anaeróbica de resíduos orgânicos nos traz benefícios que podem contribuir de forma significativa com a matriz energética por meio do biogás, melhorar a nutrição das plantas por meio do biofertilizante e melhorar a qualidade ambiental, evitando que os resíduos orgânicos sejam depositados no solo, em aterros sanitários ou lixões, deixando de gerar chorume nestes locais e extinguindo a emissão de gases do efeito estufa para a atmosfera.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 LOCAL

A construção do biodigestor e as análises físico-químicas foram realizadas no Laboratório de Biotecnologia da Escola de Engenharia Industrial Metalúrgica de Volta Redonda, da Universidade Federal Fluminense.

4.2 RESÍDUOS UTILIZADOS

Para a realização deste trabalho foram utilizados resíduos alimentares gerados na residência do próprio autor e também na Cantina e Restaurante da Escola de Engenharia Industrial Metalúrgica de Volta Redonda, da Universidade Federal Fluminense. A composição dos resíduos foi de cascas de frutas e legumes, restos de verduras, resíduos de arroz, feijão, macarrão, carnes (frango e bovina), conforme demonstrado na Figura 4.

Figura 4: Amostra dos resíduos alimentares processados de pós-consumo



Fonte: Arquivo do autor (2022)

4.3 INÓCULO

O inóculo utilizado neste trabalho foi o esterco bovino coletado fresco em uma pequena propriedade rural produtora de leite localizada na Comunidade Três Cruzes, no bairro Santa Rita do Zarur, na cidade de Volta Redonda-RJ, conforme Figura 5 e aplicado no mesmo dia nos biodigestores juntamente com os resíduos orgânicos, sendo 10% de esterco bovino, 30% de resíduo orgânico e 60% de água destilada.

Figura 5: Material inoculante (esterco bovino)



Fonte: Arquivo do autor (2022)

4.4 BIODIGESTORES

Foram construídos dois biodigestores (Figura 6): um para operar com agitação e outro sem agitação, a fim de avaliar o comportamento de cada um quanto aos resultados das análises físico-químicas e o volume de biogás produzido.

A ação de agitação no biodigestor designado para trabalhar de forma agitada foi feita de modo manual, três vezes por semana, às segundas, quartas e sextas-feiras, nos horários de 07h30 e 19h30, fazendo um movimento de sacudir o biodigestor lateralmente por 10 repetições em cada horário. Esta forma de agitação se configura como sendo de forma leve e frequente, sendo uma adaptação ao que foi recomendado por Karlsson et al. (2014).

Figura 6: Biodigestores montados



Fonte: Arquivo do autor (2022)

Os biodigestores (Figura 6) foram construídos, cada um, com um galão de plástico de 50 litros de capacidade, com tampa rosqueada e foi inserida uma junta vedação confeccionada em EVA na sede da tampa, permitindo uma vedação entre a tampa e a borda da boca do galão.

Próximo ao fundo de cada biodigestor, foi instalado um tubo de PVC com uma válvula de $\frac{3}{4}$ " para permitir a drenagem do substrato. Também foram instalados dois pontos de coleta de amostra em diferentes níveis, sendo um ponto a 15 cm do fundo e outro ponto a 30 cm do fundo. Estes dois pontos de coleta de amostra foram feitos instalando válvulas de plástico de bebedouro caseiro (torneira do mesmo modelo usado em filtros de barro).

Na tampa, foi construída uma saída para o biogás, com uma válvula de plástico e conectada a uma mangueira com conexões levando o biogás até uma câmara de ar, que serviu como um acumulador de gás.

A câmara de ar teve sua válvula que vem instalada de fábrica no bico de enchimento removida para facilitar o fluxo de gás para o interior da câmara. Uma válvula antirretorno de plástico foi instalada nesta linha entre a válvula de saída de gás do biodigestor e a câmara de ar, para impedir que ocorresse o retorno de gás para o interior do biodigestor.

Um tubo de alimentação em PVC (1" de diâmetro x 40 cm de comprimento) foi instalado na tampa superior do biodigestor, com um tampão rosqueado, para alimentação do biodigestor com o substrato (composto de resíduo orgânico a ser biodigerido).

No interior de cada galão, foram instaladas telas de proteção na entrada do tubo de dreno e nas duas válvulas de coleta de amostra, com o objetivo de restringir a passagem de sólidos de maior tamanho durante as coletas de amostra e/ou drenagens que viessem a ser necessárias.

Após os dois biodigestores serem construídos, conforme mostrado na Figura 6, os dois foram transportados e dispostos sobre uma parte da calçada previamente escolhida na área do estacionamento da Universidade Federal Fluminense, ficando desta forma os biodigestores prontos para serem carregados com o material orgânico.

A Tabela 2 relaciona todo o material aplicado para a construção de cada um dos biodigestores.

Tabela 2: Lista de materiais utilizados na construção de cada biodigestor.

Material	Quantidade	Unidade de Medida
Galão de 50 litros com tampa rosqueada	01	Unidade
Torneiras de plástico para coleta de amostra	02	Unidades
Válvula de dreno PVC 25mm flangeada	01	Unidade
Torneira de plástico para saída do biogás	01	Unidade
Tubo de 1" x 400mm para alimentação de resíduos em PVC	01	Metro
Tampão em PVC de rosca de 1" para o tubo de alimentação	01	Unidade
Fita veda rosca (teflon)	01	Unidade
Folha de EVA 40x60cm	01	Unidade
Mangueira para GLP (PVC Superflex Ø3/8")	01	Metro
Mangueira rígida 8mm	01	Metro
Mangueira rígida 4mm	01	Metro
Abraçadeiras metálicas de 8 - 13mm	04	Unidades
Abraçadeiras metálicas de 19 - 25mm	04	Unidades
Válvula antirretorno 4mm	01	Unidade
Câmara de ar para pneu de carrinho de mão 3,25 x 8"	01	Unidade
Redução em latão 10mm para 4mm	02	Unidades
Redução em latão 10mm para 8mm	02	Unidades
Redução em latão 8mm para 4mm	02	Unidades
Joelho PVC 3/4" roscável	01	Unidade
Adaptador para mangueira de PVC 3/4"	01	Unidade

Fonte: Arquivo do autor (2022)

4.5 ALIMENTAÇÃO DOS BIODIGESTORES

Para a biodigestão anaeróbica ocorrer em cada biodigestor, foram utilizados os restos de comida previamente misturados e homogeneizados por meio de um triturador doméstico do tipo Mixer da marca Walita, modelo de 220V e 400W, água destilada e o inóculo.

A proporção utilizada de cada insumo para cada biodigestor foi de 30% de resíduos alimentares, 60% de água destilada e 10% de inóculo, para um volume de 40 litros de material, uma adaptação à metodologia descrita por Leite (2016).

A mistura dos insumos nesta proporção, que correspondeu a 24 litros de água destilada, 12 litros de resíduo orgânico e 4 litros de esterco bovino, medidos em baldes graduados, foram misturados até sua homogeneização dentro de cada biodigestor.

Uma porção composta de quarenta grãos de argila expandida de aproximadamente 1,5 centímetros de diâmetro foi colocada dentro de cada biodigestor a fim de criar um biofilme para proliferação de bactérias anaeróbicas, conforme Bala et al. (2022).

Após estas etapas, os biodigestores foram devidamente tampados para dar início ao processo de digestão anaeróbica com acompanhamento das análises físico-químicas.

4.6 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS

As análises de caracterização do efluente foram realizadas no Laboratório de Biotecnologia da Universidade Federal Fluminense em Volta Redonda-RJ, de acordo com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 23ª edição (ano 2017), sendo elas: demanda biológica de oxigênio (DBO) (método 5210-B), potencial hidrogeniônico (pH) (método 4500-H), temperatura (método 2550-B), condutividade iônica (método 2510-B), oxigênio dissolvido (método 4500-O), sólidos totais (método 2540-B), sólidos fixos e sólidos voláteis (método 2540-E).

As análises de pH, temperatura, oxigênio dissolvido e condutividade iônica foram realizadas a cada cinco dias em triplicatas, sempre no mesmo horário, às 19:00h.

Para as análises de pH e temperatura, foi utilizado o pHmetro digital com sensor de temperatura fabricante TECNAL, de 110V. Antes de utilizar o instrumento, o mesmo foi calibrado com as soluções padrão com pH 4,0 e 7,0.

A análise de oxigênio dissolvido foi feita por meio do analisador de OD fabricante HANNA, modelo HI5421, de 110V.

A análise de condutividade iônica foi realizada por meio do analisador do fabricante TECNAL, modelo Tec-4MP, de 110V, previamente calibrado com solução padrão de condutividade a 146,9 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Para as análises de DBO, estas foram realizadas a cada dez dias, em triplicatas para três diferentes concentrações do efluente de cada biodigestor diluídos em água, da seguinte forma: três amostras com concentração de 0,1% para o efluente coletado no biodigestor com agitação e também para o efluente do biodigestor sem agitação; três amostras com concentração de 1% para cada amostra de efluente coletada em cada um dos biodigestores e, três amostras também para o efluente coletado em cada biodigestor na concentração de 10%.

Todas as amostras foram coletadas ao mesmo tempo e todas as garrafas com os efluentes diluídos em cada uma das três concentrações tiveram seus teores de oxigênio dissolvido (OD) iniciais verificados e registrados. Em seguida as garrafas foram armazenadas em estufa do fabricante SOLAB tipo BOD modelo SL 200/334, de 220V, por cinco dias a 20°C.

Após esse período, as amostras foram analisadas quanto ao seu teor de OD final e os respectivos valores foram registrados para serem considerados nos cálculos de DBO de cada amostra, conforme Fórmulas 1 e 2.

Fórmula 1, para o cálculo de DBO quando todas as diluições resultaram em um residual de oxigênio dissolvido (OD) menor que 1,0 mg/L, onde foi selecionada a amostra que teve o resultado de OD mais alto:

Fórmula 1

$$\text{DBO}_{5 \text{ dias}} (\text{mg/L}) > \frac{(D_1 - D_2) - (S) V_s}{P}$$

Onde:

D_1 é o valor de OD inicial medido antes da incubação a 5 dias por 20 °C;

D_2 é o valor de OD final medido após a incubação por 5 dias a 20 °C;

S é o valor de absorção de oxigênio da semente. Neste caso não foi aplicado por não ter necessidade de adicionar sementes de inoculação nas amostras;

V_s é o volume de sementes nas respectivas garrafas, não aplicado para este estudo e;

P é a fração decimal do volume de cada amostra usada (fator de diluição)

Fórmula 2, para o cálculo de DBO quando todas as diluições deram um resultado menor que 2,0 mg/L, devendo ser selecionada a amostra que foi armazenada na garrafa de maior volume:

Fórmula 2

$$DBO_{5 \text{ dias}} \text{ (mg/L)} < \frac{(D_1 - D_2) - (S) V_s}{P}$$

Onde:

D_1 é o valor de OD inicial medido antes da incubação a 5 dias por 20 °C;

D_2 é o valor de OD final medido após a incubação por 5 dias a 20 °C;

S é o valor de absorção de oxigênio da semente. Neste caso não foi aplicado por não ter necessidade de adicionar sementes de inoculação nas amostras;

V_s é o volume de sementes nas respectivas garrafas, não aplicado para este estudo e;

P é a fração decimal do volume de cada amostra usada (fator de diluição)

Quanto às análises de sólidos totais secos, fixos e voláteis, inicialmente foi analisado o teor desses sólidos do efluente preparado no dia de colocação dos biodigestores em operação e, nos períodos posteriores foram analisados os teores de sólidos do efluente coletado em cada biodigestor.

As análises foram feitas em triplicatas, a cada dez dias, onde as amostras coletadas em cada biodigestor foram distribuídas sem diluição em três cadinhos de 50mL previamente identificados e pesados vazios, com seus pesos registrados e posteriormente, cada cadinho foi pesado com 50mL de efluente na balança eletrônica e digital fabricante EVEN modelo FA2204C, de 220V e seus pesos foram registrados.

Após este procedimento, os cadinhos foram aquecidos em forno do tipo mufla do fabricante GP Científica, modelo N480D, de 440V por 15 minutos a 550°C.

Na sequência, os cadinhos foram resfriados em um dessecador por uma hora, em temperatura ambiente, para que após este tempo, fossem pesados com os resíduos secos, registrando seus valores para serem considerados nos cálculos a fim de se conhecer os teores de sólidos totais, fixos e voláteis, conforme recomendações dos respectivos procedimentos referenciados.

Após a realização dos cálculos conforme Fórmulas 3, 4 e 5, os valores foram registrados para realização das análises estatísticas.

Fórmula 3, para cálculo dos sólidos totais:

Fórmula 3

$$\text{Sólidos Totais (mg/L)} = \frac{(A - B) \times 1000}{\text{volume da amostra, mL}}$$

Onde:

A é o peso final do resíduo seco + o peso do prato, em mg

B é o peso do prato vazio, em mg

Fórmula 4, para cálculo dos sólidos voláteis:

Fórmula 4

$$\text{Sólidos Voláteis (mg/L)} = \frac{(A - B) \times 1000}{\text{volume da amostra, mL}}$$

Onde:

A é o peso final do resíduo + o peso do prato antes de ser aquecido a 550 °C, em mg.

B é o peso final do resíduo + o peso do prato depois de ser aquecido a 550 °C por 15 minutos, em mg.

Fórmula 5, para cálculo dos sólidos fixos:

Fórmula 5

$$\text{Sólidos Fixos (mg/L)} = \frac{(B - C) \times 1000}{\text{volume da amostra, mL}}$$

Onde:

B é o peso final do resíduo + o peso do prato depois de ser aquecido a 550 °C por 15 minutos, em mg.

C é o peso do prato vazio, em mg.

4.7 AVALIAÇÃO DA PRODUÇÃO DO BIOGÁS

Após o período de funcionamento e monitoramento das análises físico-químicas dos biodigestores, foi avaliado o volume de biogás produzido por cada biodigestor, pelo método de deslocamento volumétrico de água, semelhante à metodologia usada por Admasu et al. (2022).

No caso deste estudo foi utilizando um balde de 20 litros de capacidade, cheio de água até a borda e mergulhando o balão de gás completamente neste balde. A água do balde transbordou para outro recipiente previamente colocado sob o balde. A medição do volume de biogás produzido foi feita transferindo o volume de água que transbordou neste recipiente para uma proveta graduada, onde o volume de produção de biogás de cada biodigestor foi registrado.

4.8 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

As análises estatísticas foram realizadas por meio do teste F para saber se as variâncias populacionais entre os dois tratamentos (com agitação e sem agitação), pois os experimentos são considerados como independentes, eram estatisticamente iguais, ao nível de significância de 5%, avaliado para cada intervalo de tempo. Após este resultado, procedeu-se a realização do teste T-Student ao nível de significância de 5% para comparar se houve diferenças significativas entre os dois tratamentos em cada intervalo de tempo.

Também foi realizado o teste T pareado, a 5% de significância, para analisar se houve efeito significativo dependente do tempo em cada tratamento, comparando os resultados em cada par de tempos, incluindo também uma comparação entre o tempo inicial e o tempo final do experimento.

Os resultados das análises estatísticas de cada parâmetro analisado constam no Apêndice I.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

São apresentados a seguir os resultados dos parâmetros físico-químicos analisados a partir das amostras de efluentes coletadas em cada biodigestor e os resultados do volume de biogás produzido por cada biodigestor.

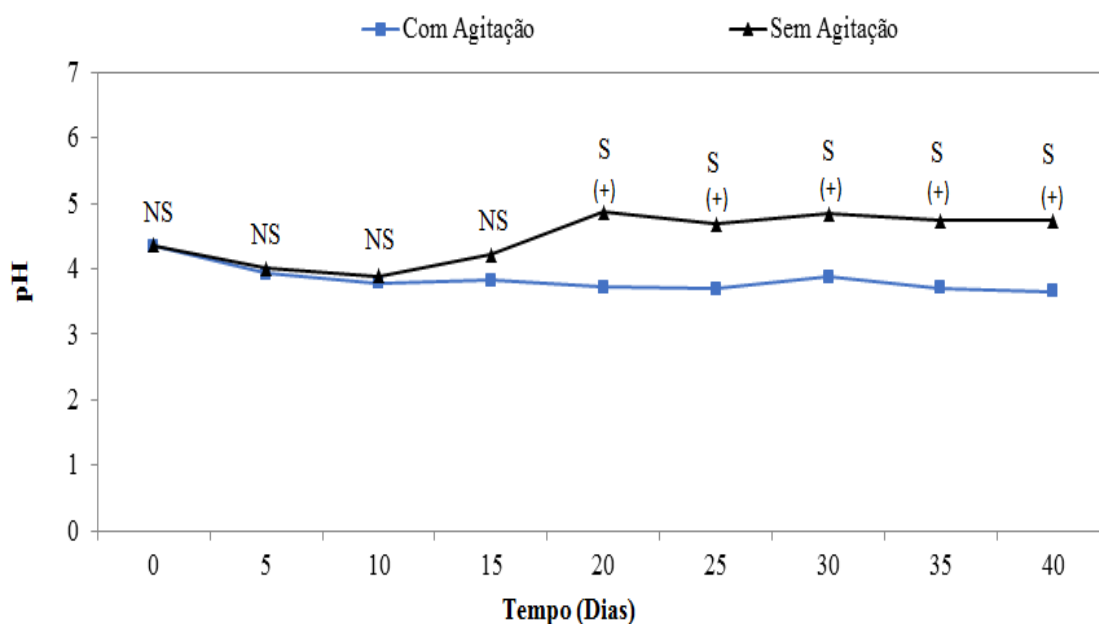
5.1. POTENCIAL HIDROGENIÔNICO

Foi observado que o efeito da agitação influenciou nos resultados de pH entre os dois biodigestores ao longo do tempo.

Inicialmente, os valores obtidos de pH nas amostras dos biodigestores para cada tratamento foram 4,34 e 4,36 respectivamente. Valores um pouco superiores a estes foram obtidos e evidenciados por Blasius et al. (2020), com pH 4,53 e 4,73, em amostras de efluentes contendo resíduos orgânicos, demonstrando que os valores registrados no presente trabalho são característicos para este tipo de resíduo, sendo estimados na faixa entre 4,30 e 5,80 (FISGATIVA e TREMIER, 2016).

Ao final do experimento, os valores de pH para cada tratamento resultaram em 3,66 para o biodigestor com agitação e 4,74 para o sem agitação. Comparando estes resultados finais com os valores registrados inicialmente, houve uma queda de 15,66% no valor de pH para o tratamento com agitação. Para o tratamento sem agitação, houve um aumento de 8,72% no valor de pH. A Figura 7 apresenta estes resultados.

Figura 7: Valores de pH entre os dois biodigestores ao longo dos TDH's 0, 5, 10, 15, 20, 25, 30, 35 e 40 dias.



NS = Diferenças Não Significativas pelo teste T-Student entre os dois tratamentos ao nível de 5% de significância comparados no mesmo tempo
 S = Diferenças Significativas pelo teste T-Student entre os dois tratamentos ao nível de 5% de significância comparados no mesmo tempo
 Sinal (+) indica o tratamento que apresentou melhor resultado nos tempos que se apresentaram com diferenças significativas

Como observado neste trabalho, o tratamento com agitação teve o pH reduzido ao longo do tempo. Resultados semelhantes também foram obtidos por Tian et al. (2014), que observaram que a agitação influenciou no tratamento, evidenciado por baixo teor de hidrogênio, que inibiu a interação dos micro-organismos e a degradação dos ácidos orgânicos voláteis.

Ribeiro et al. (2016) observaram o mesmo efeito quanto ao tratamento sem agitação, comparando a este trabalho. Os valores de pH aumentaram em tratamento não agitado, inicialmente registrado em 5,5 e aos 40 dias de monitoramento, com valores em torno de 6,0. Ao final do experimento de Ribeiro et al. (2016), o valor do pH chegou a 8,0. Eles afirmaram que os resultados demonstraram conformidade para um processo de degradação de matéria orgânica.

Hermann (2019) comparou o efeito da agitação na codigestão de resíduos orgânicos com soro de leite e evidenciou que para ambos os tratamentos (com agitação e sem agitação), os valores de pH reduziram. Inicialmente estavam no patamar de 6,5 e no final chegaram a valores entre 3,0 e 4,0. Ele concluiu que o efeito da agitação foi praticamente irrelevante no controle do pH e que os valores tiveram este decréscimo em função do tipo de substrato

utilizado com os resíduos orgânicos, no caso a mistura do soro de leite que tem um pH muito ácido.

Resultados divergentes comparados ao tratamento sem agitação deste trabalho foram encontrados em experimentos realizados por Ziauddin e Rajesh (2015) com biodigestores por batelada. Os autores observaram que houve decréscimo de pH de 7,2 para 4,92 em função de produção de ácidos graxos.

Cabe aqui uma investigação para analisar o que ocorreu de fato nestes dois biodigestores para explicar o motivo pelo qual o tratamento com agitação teve seus níveis de pH reduzidos e o tratamento sem agitação teve o pH aumentado. De acordo com Ribeiro et al. (2016), este processo de biodigestão não teve todas as suas etapas concluídas e pode estar ainda nas fases de hidrólise ou acidogênica, pois os valores de pH estão abaixo da faixa de neutralidade e somente uma análise completa dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos exclusivos da fração sólida do resíduo orgânico pode definir em qual fase o processo se encontra.

Conforme Sant'Anna Junior (2013) e Pagliano et al. (2019) explicaram, nas fases de hidrólise e acidogênese, ocorrem a produção de ácidos que conseqüentemente diminuem o pH da reação, justificando o que ocorreu nestes experimentos.

De acordo com Sitorus et al. (2013), a redução dos níveis de pH no processo de digestão anaeróbica pode ser explicada principalmente pela formação de uma alta concentração de ácidos graxos no biodigestor e conseqüentemente ocorrer este acúmulo, onde as bactérias acidogênicas começam a trabalhar e produzem ácidos orgânicos que levam a uma diminuição do pH, fato que pode estar em condição mais avançada no tratamento sem agitação observado neste trabalho.

A verificação do pH deve ser investigada para que ocorra uma degradação adequada, pois o pH ideal para a decomposição da matéria orgânica deve permanecer na faixa entre 7,0 e 7,6 e, se encontrando em patamares abaixo de 6,0, na faixa ácida, pode apresentar interferências no processo com desvios nas etapas metabólicas como na acidogênese ou na inativação de enzimas como ocorre na hidrólise, conforme afirmam Yao et al. (2017).

Sob o aspecto da legislação ambiental, a Resolução CONAMA nº 430 de 2011 define os limites de pH para lançamento de efluentes oriundos de qualquer fonte poluidora, estabelecendo que estes valores devem estar na faixa entre 5,0 a 9,0 (BRASIL, 2011). Nesta condição, os valores de pH encontrados neste experimento para os dois tratamentos violam o

que estabelece a legislação e precisariam ser ajustados para permitir o lançamento em um corpo receptor, caso tenha a necessidade de se fazer o descarte na malha hídrica.

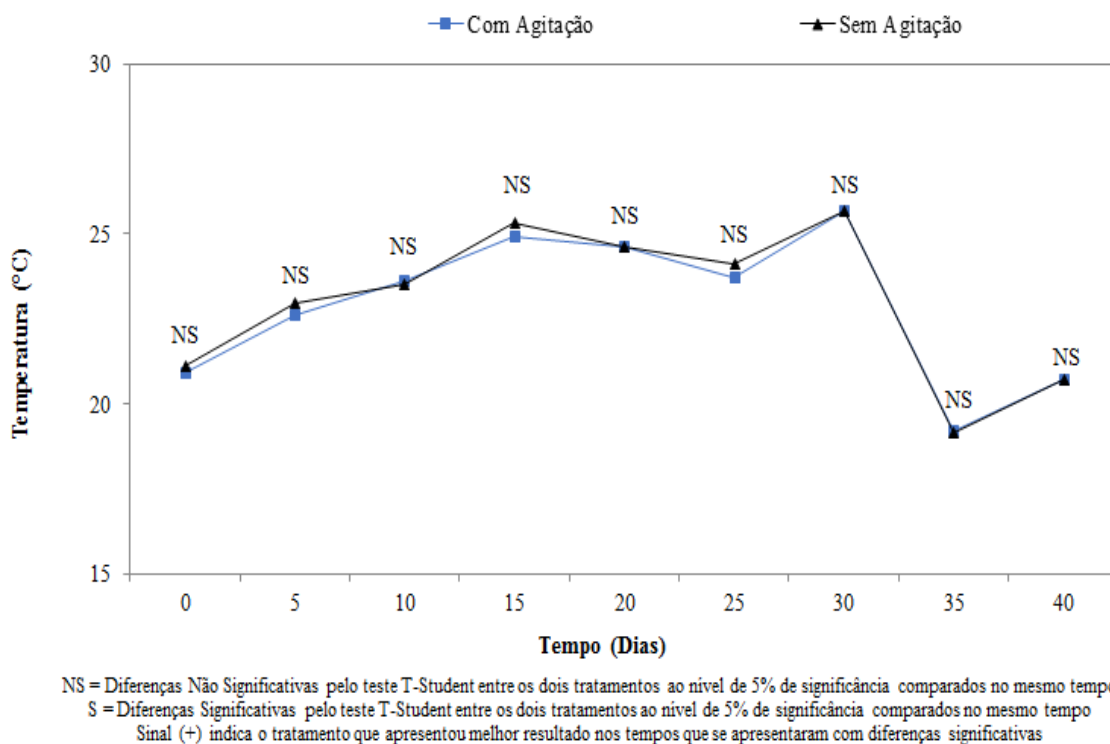
Para uma correção deste problema, tanto para descarte do efluente quanto para um melhor desempenho do processo de biodigestão dos resíduos, uma das ações a serem adotadas pode ser o controle do pH por meio da adição de uma solução básica durante o monitoramento do processo para manter os valores de pH nas faixas ideais, conforme sugerem Sitorus et al. (2013).

5.2 TEMPERATURA

Para o parâmetro temperatura, o efeito da agitação não se apresentou relevante em comparação com os resultados do biodigestor sem agitação.

Inicialmente a temperatura do efluente do biodigestor com agitação foi registrada em 20,9°C e a do biodigestor sem agitação ficou em 21,1°C. Ao longo do tempo de 40 dias, as temperaturas variaram entre cada tratamento, chegando ao final do experimento a uma temperatura de 20,7°C igualada entre os dois tratamentos, conforme demonstrado na Figura 8.

Figura 8: Valores de temperatura entre os dois biodigestores ao longo dos TDH's 0, 5, 10, 15, 20, 25, 30, 35 e 40 dias.



Pelo comportamento do parâmetro de temperatura registrado ao longo dos 40 dias, nota-se que o processo ocorreu sob condições mesofílicas, conforme Banks et al. (2008), os quais afirmaram que nestas condições as bactérias crescem a temperaturas moderadas de 20 a 45°C, com o ponto ótimo de 35°C para degradação da matéria orgânica.

De acordo com Van Haandel e Lettinga (1994), em temperaturas mais altas a velocidade das reações biológicas é maior, resultando em uma operação mais eficiente e em um tempo reduzido. A digestão anaeróbica é possível também em baixas temperaturas, na faixa dos 10°C, porém a eficiência e a carga orgânica diminuem consideravelmente com este arrefecimento.

Babae e Shayegan (2019) relataram que diferentes modos de agitação e faixas de temperatura em condições mesofílicas (25 a 34°C) influenciaram na produção de biogás em digestores anaeróbicos tratando resíduos orgânicos, porém não confirmaram que somente o efeito da agitação interferiu na temperatura.

Souza, Júnior e Ferreira (2005) também avaliaram a digestão de resíduos orgânicos comparando os tratamentos com agitação e sem agitação dentro de diferentes temperaturas em condições mesofílicas (25, 35 e 40°C) e estes já puderam concluir que o efeito da agitação não teve interferências significativas na temperatura.

Sob o aspecto jurídico ambiental, caso os efluentes de ambos os biodigestores tenham que ser descartados em corpos hídricos, os valores de temperatura estão em conformidade com o que é estabelecido na resolução CONAMA nº 430 de 2011, que define que o valor da temperatura de um efluente permitido para lançamento em um corpo receptor deve ser inferior a 40°C (BRASIL, 2011).

5.3 CONDUTIVIDADE IÔNICA

O processo de agitação teve influência nos resultados de condutividade iônica.

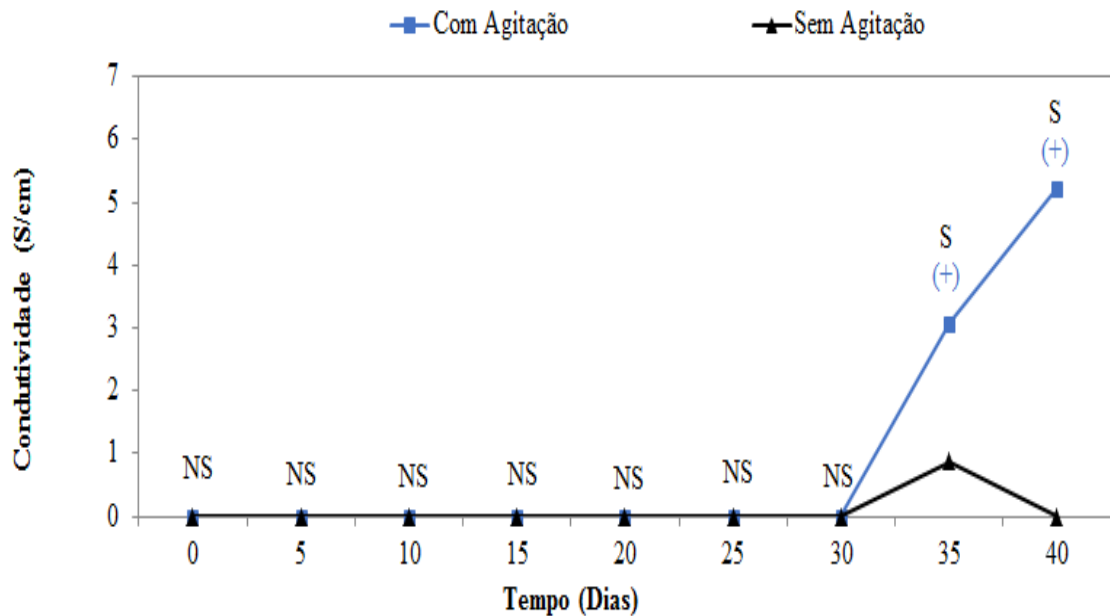
Foi observado que nos primeiros 20 dias de tempo de detenção hidráulica, os valores registrados para cada tratamento se apresentaram na escala $\times 10^{-6}$ ($\mu\text{S}/\text{cm}$), sendo que a partir do 25º dia os resultados subiram de escala, passando a $\times 10^{-3}$ (mS/cm) se mantendo nesta escala até o 30º dia de TDH.

Nas medições do 35º e 40º dia de detenção hidráulica, os valores do biodigestor com agitação subiram para a escala na base natural (S/cm) e o tratamento sem agitação se apresentou com valores mais baixos, decrescendo da ordem de $\times 10^{-1}$ no 35º dia para valores

na base $\times 10^{-3}$ no 40º dia.

Como pode ser observado na Figura 9, o efeito relevante da agitação se demonstrou significativo somente a partir do 35º dia.

Figura 9: Valores de condutividade iônica entre os dois biodigestores ao longo dos TDH's de 0, 5, 10, 15, 20, 25, 30, 35 e 40 dias.



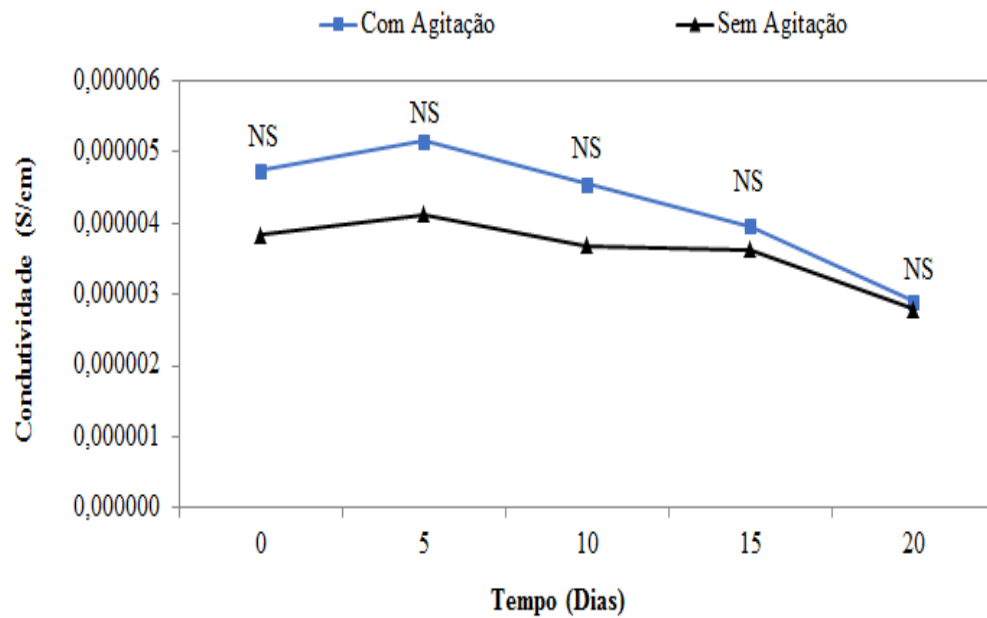
NS = Diferenças Não Significativas pelo teste T-Student entre os dois tratamentos ao nível de 5% de significância comparados no mesmo tempo

S = Diferenças Significativas pelo teste T-Student entre os dois tratamentos ao nível de 5% de significância comparados no mesmo tempo

Sinal (+) indica o tratamento que apresentou melhor resultado nos tempos que se apresentaram com diferenças significativas

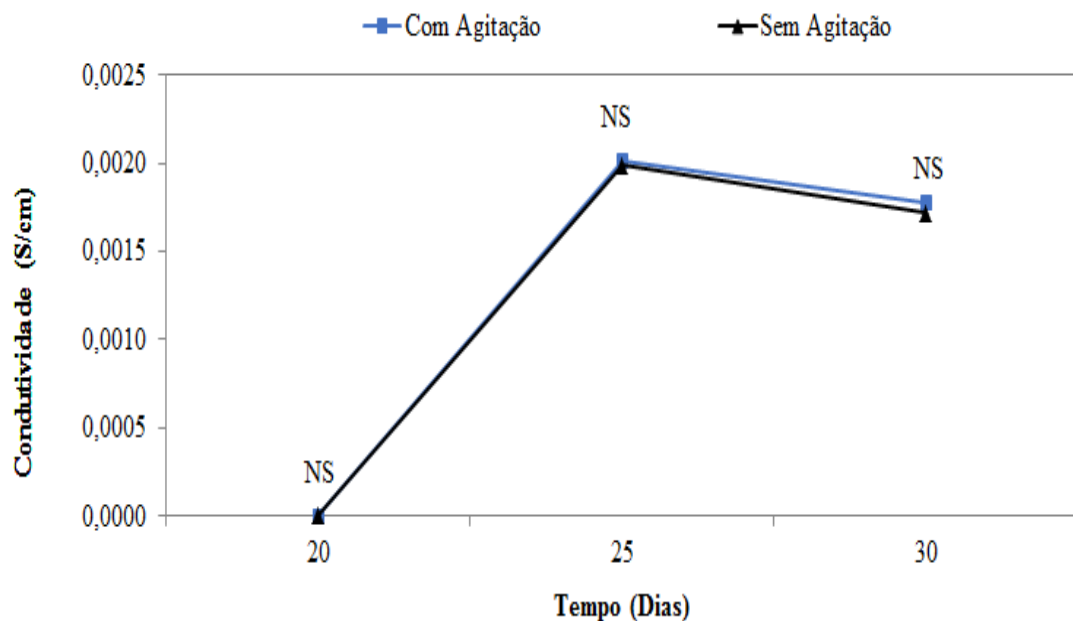
Como os valores de escala variaram muito ao longo do tempo, estas variações se apresentam em melhores condições de visualização nas Figuras 10a, 10b e 10c.

Figura 10a: Valores de condutividade iônica entre os dois biodigestores ao longo dos TDH's 0, 5, 10, 15 e 20 dias.



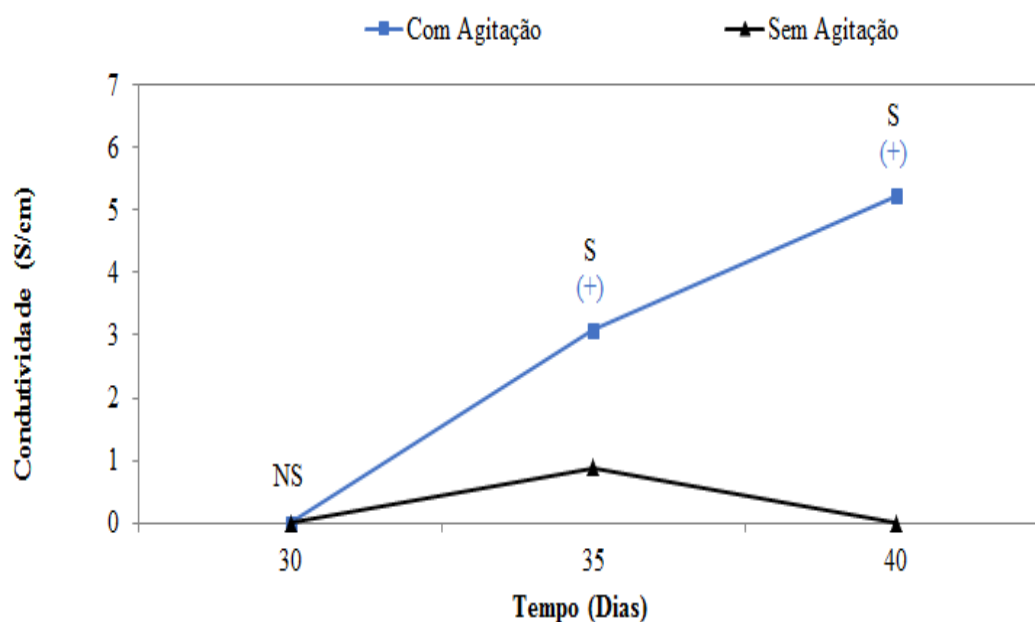
NS = Diferenças Não Significativas pelo teste T-Student entre os dois tratamentos ao nível de 5% de significância comparados no mesmo tempo
 S = Diferenças Significativas pelo teste T-Student entre os dois tratamentos ao nível de 5% de significância comparados no mesmo tempo
 Sinal (+) indica o tratamento que apresentou melhor resultado nos tempos que se apresentaram com diferenças significativas

Figura 10b: Valores de condutividade iônica entre os dois biodigestores ao longo dos TDH's 20, 25 e 30 dias.



NS = Diferenças Não Significativas pelo teste T-Student entre os dois tratamentos ao nível de 5% de significância comparados no mesmo tempo
 S = Diferenças Significativas pelo teste T-Student entre os dois tratamentos ao nível de 5% de significância comparados no mesmo tempo
 Sinal (+) indica o tratamento que apresentou melhor resultado nos tempos que se apresentaram com diferenças significativas

Figura 10c: Valores de condutividade iônica entre os dois biodigestores ao longo dos TDH's 30, 35 e 40 dias.



NS = Diferenças Não Significativas pelo teste T-Student entre os dois tratamentos ao nível de 5% de significância comparados no mesmo tempo
 S = Diferenças Significativas pelo teste T-Student entre os dois tratamentos ao nível de 5% de significância comparados no mesmo tempo
 Sinal (+) indica o tratamento que apresentou melhor resultado nos tempos que se apresentaram com diferenças significativas

Resultados observados com aumento do teor de condutividade iônica comparando tratamentos com agitação e sem agitação na codigestão de resíduos orgânicos com soro de leite em diferentes concentrações também foram encontrados por Hermannny (2019), onde foi observado que somente a partir de 45 dias de TDH a condutividade do efluente com agitação apresentou diferenças significativas em relação ao tratamento sem agitação. O tratamento agitado se apresentou com maiores teores de condutividade comparados ao sem agitação, na ordem de $4,0$ a $4,5 \times 10^{-3} \text{ S/cm}$.

O aumento nos teores de condutividade indica que a degradação da matéria orgânica está ocorrendo (HERMANNY, 2019), por tanto o tratamento com agitação demonstrou ter melhor resultado na degradação da matéria orgânica quanto a este parâmetro.

O aumento dos teores de condutividade iônica é decorrente da solubilização da matéria orgânica biodegradada, pela decomposição de cadeias mais longas de nutrientes tais como açúcares, proteínas, gorduras (KLEIN, SLANÝ e KRČÁLOVÁ, 2018) em compostos mais simples durante o processo de biodigestão (SILVA et al., 2012), que ocorrem na fase de hidrólise, que é o caso em que este processo ainda deve estar ocorrendo, com valores de pH abaixo da faixa de neutralidade, conforme explicado por Sant'Anna Junior (2013) e Paglino et al. (2019).

Este aumento nos níveis de condutividade prediz sobre o resultado de maior volume de biogás produzido (KLEIN, SLANÝ e KRČÁLOVÁ, 2018) o que corrobora com o resultado obtido neste trabalho quanto ao volume de biogás produzido pelo biodigestor com agitação.

Vimos que o processo de biodigestão anaeróbica gera um efluente com potencial de uso como biofertilizante (BALMANT, 2009). Entretanto, se formos analisar o parâmetro de condutividade iônica, à luz do que foi recomendado por Braga, Marouelli e Lima (2014) para uso na água de irrigação, deve-se tomar cuidados para o uso do efluente do biodigestor com agitação, que teve resultados de condutividade elevados, procurando apoio de assistência técnica especializada para avaliação da aplicação.

Ayers e Westcot (1994) divulgaram no guia de qualidade da água para a agricultura da FAO o limite de condutividade para água de irrigação, que deve compreender na faixa de $7,0 \times 10^{-2}$ a $3,0 \times 10^{-1}$ S/cm.

No Brasil, Braga, Marouelli e Lima (2014) divulgaram valores de referência de condutividade iônica para águas de reúso na agricultura, também para fins de qualidade da água de irrigação. Eles informaram que teores acima de $2,5 \times 10^{-1}$ S/cm é perigoso para a agricultura, explicando que um alto teor de condutividade na água de irrigação prejudica o cultivo vegetal, pois ocorre a saturação do solo com o alto teor de sais e prejudica a extração de água pelas plantas (BRAGA, MAROUELLI e LIMA, 2014).

Com altos valores de condutividade presentes no efluente do biodigestor com agitação, o efluente do biodigestor sem agitação se apresentou em melhores condições de uso como biofertilizante analisando o resultado de condutividade à luz do que foi recomendado por Braga, Marouelli e Lima (2014), apresentando no seu 40º dia o valor de $1,7 \times 10^{-3}$ S/cm, enquanto que o biodigestor com agitação apresentou o valor final de 5,225 S/cm.

A recomendação de valor seguro de condutividade iônica para água de irrigação é de valores abaixo de $1,0 \times 10^{-1}$ S/cm (BRAGA, MAROUELLI e LIMA, 2014).

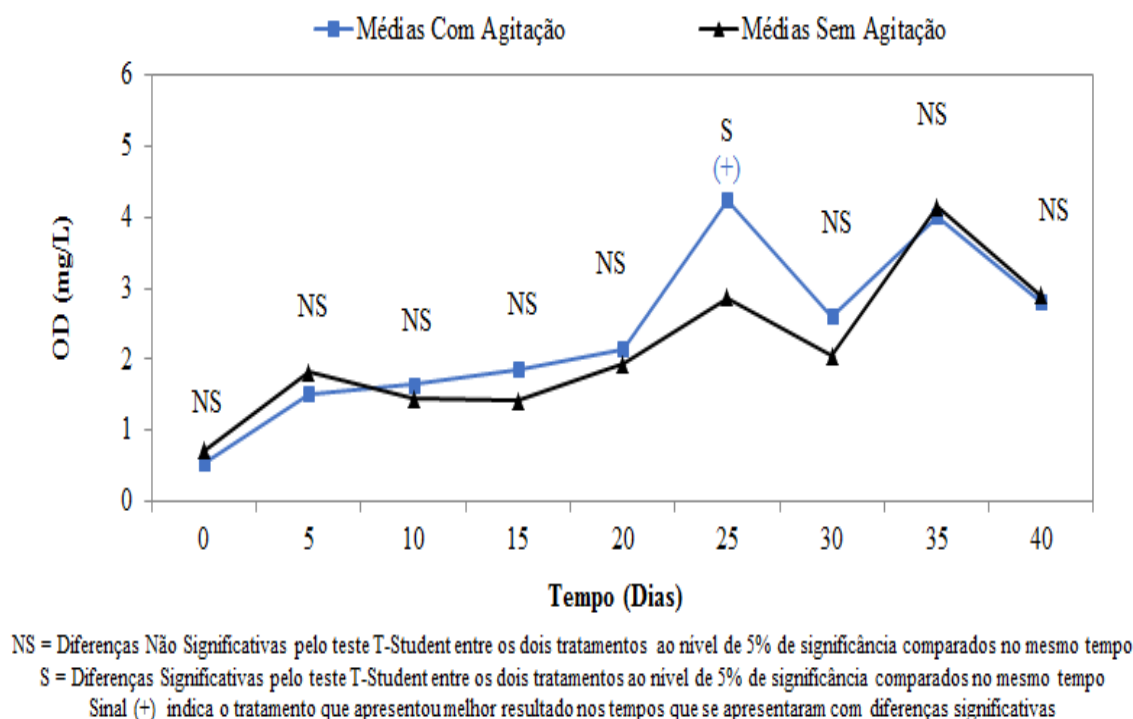
5.4 OXIGÊNIO DISSOLVIDO

Os resultados dos teores de oxigênio dissolvido são apresentados na figura 11.

Inicialmente o teor de OD para o tratamento com agitação foi de 0,53mg/L e para o biodigestor sem agitação foi de 0,71mg/L. Ao final do experimento, no 40º dia de TDH, os

valores obtidos foram 2,80 e 2,89mg/L, representando um aumento de 5,28 e 4,07 vezes, respectivamente entre os dois tratamentos.

Figura 11: Valores de oxigênio dissolvido entre os dois biodigestores ao longo dos TDH's 0, 5, 10, 15, 20, 25, 30, 35 e 40 dias.



Os experimentos de Hermann (2019) com codigestão de resíduos orgânicos com soro de leite também apresentaram aumentos nos teores de oxigênio dissolvido ao longo do tempo.

Cabral et al. (2020) realizaram experimentos em dois biorreatores do tipo UASB que tiveram seus efluentes submetidos a pós-tratamentos diferentes, um com microaeração promovendo uma agitação e o outro sem. Eles observaram que em ambos os tratamentos, houve remoção de matéria orgânica, melhorando a qualidade do efluente em termos de oxigênio dissolvido. O tratamento microaerado obteve melhores resultados, com maior percentual de remoção de metano, inclusive, o que aumenta o volume de biogás produzido (CABRAL et al., 2020), corroborando com o resultado obtido neste trabalho.

A Resolução CONAMA nº 357 de 2005 estabelece limites de oxigênio dissolvido para diferentes classificações de corpos hídricos. Dentre estas classificações, há diferentes níveis mínimos de teor de OD que devem estar presentes na água para assegurar seus usos

preponderantes e manter seus níveis de qualidade para atendimento às necessidades das comunidades. Por exemplo, para águas salobras o nível mínimo de OD é 3,0mg/L, para águas salinas o mínimo é 4,0mg/L e para águas doces para consumo humano este valor mínimo varia de 4,0 a 6,0mg/L, dependendo da classificação (BRASIL, 2005).

Conforme Naime e Fagundes (2005), baixas concentrações de OD estão relacionadas com altas concentrações de matéria orgânica. Sant'Anna Junior (2013) e Pagliano et al. (2019) explicaram que a partir da fase de acetogênese ocorre a liberação de gás carbônico (CO_2), o que contribui para o aumento dos teores de oxigênio no efluente.

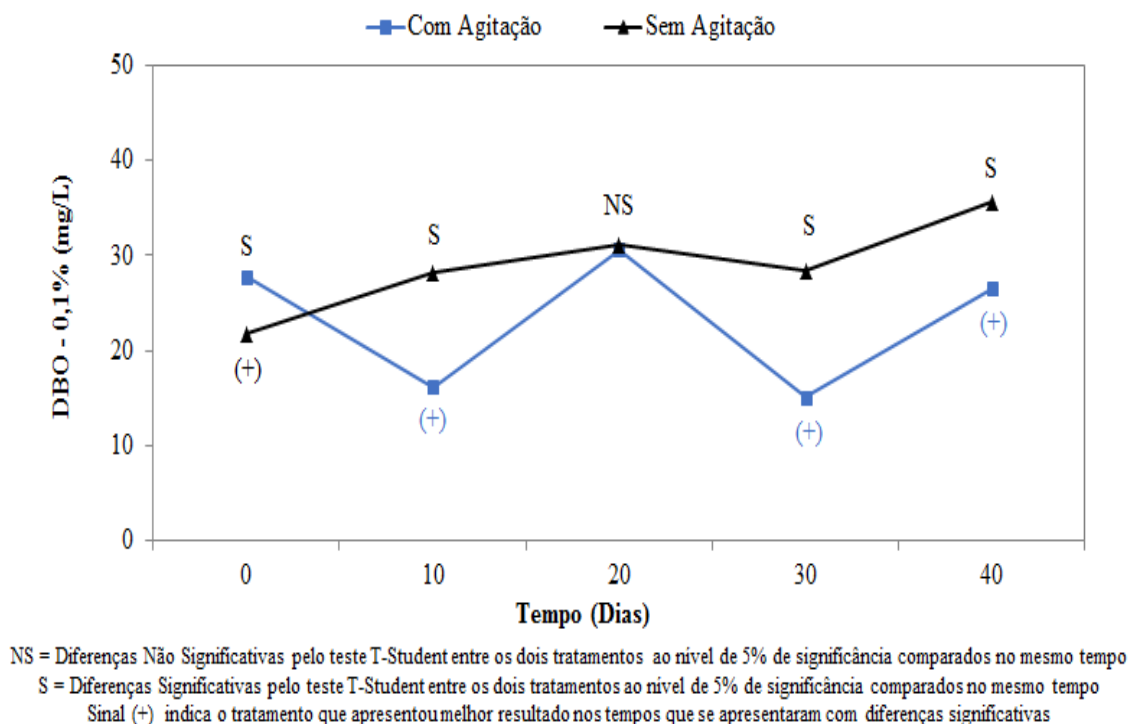
Com base nesta afirmação, como ambos os tratamentos tiveram seus teores de oxigênio dissolvido aumentados, evidencia-se que ambos os tratamentos aplicados neste trabalho tiveram redução de matéria orgânica, embora o efeito da agitação não tenha influenciado predominantemente nos resultados ao longo do experimento.

5.5 DEMANDA BIOLÓGICA DE OXIGÊNIO

Com o objetivo de avaliar diferentes concentrações do efluente em relação ao seu comportamento quanto a degradação de matéria orgânica, foram realizadas as análises de Demanda Biológica de Oxigênio (DBO) em três diferentes concentrações de efluente de cada biodigestor: 0,1%, 1% e 10%.

A Figura 12 apresenta os resultados de DBO das análises de efluente na concentração de 0,1%.

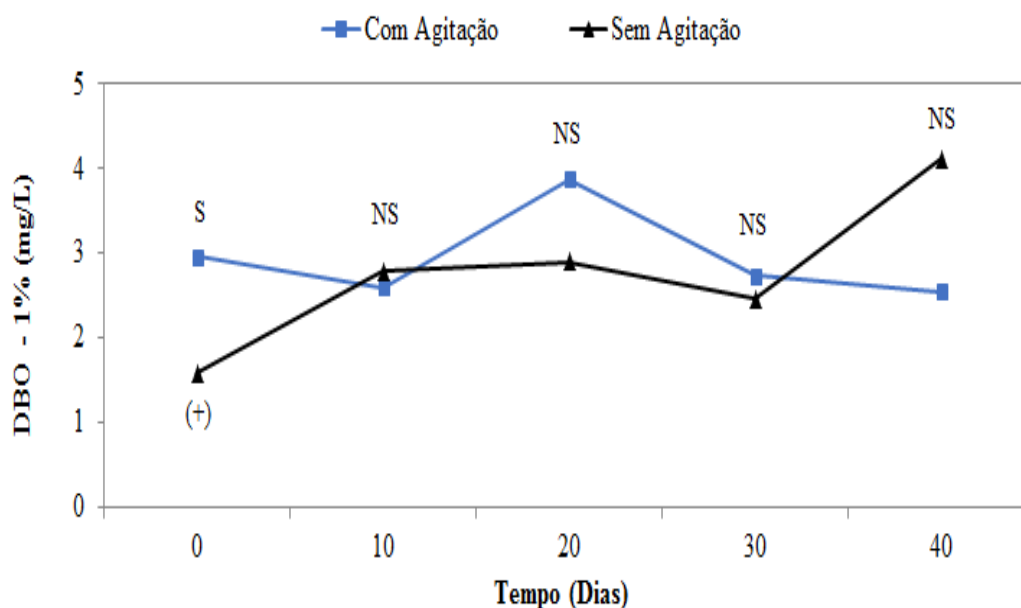
Figura 12: Valores de DBO na concentração de 0,1% de efluente entre os dois biodigestores ao longo do TDH's 0, 10, 20, 30, 40 dias.



Comparando os resultados no tempo 0 em relação ao 40º dia, o biodigestor agitado inicialmente apresentou resultado de DBO com 27,77mg/L e no tempo de 40 dias o resultado foi de 26,53mg/L, representando uma redução de 4,4%. Para o tratamento sem agitação, o valor inicial no tempo 0 foi de 21,77mg/L e no final aos 40 dias o resultado foi de 35,57mg/L, representando um aumento nos teores de DBO de 63,3%. O efeito da agitação influenciou de forma predominante nos resultados obtidos com o efluente na concentração de 0,1%.

Quanto à concentração de 1%, a Figura 13 apresenta os resultados.

Figura 13: Valores de DBO na concentração de 1% de efluente entre os dois biodigestores ao longo dos TDH's 0, 10, 20, 30 e 40 dias.



NS = Diferenças Não Significativas pelo teste T-Student entre os dois tratamentos ao nível de 5% de significância comparados no mesmo tempo

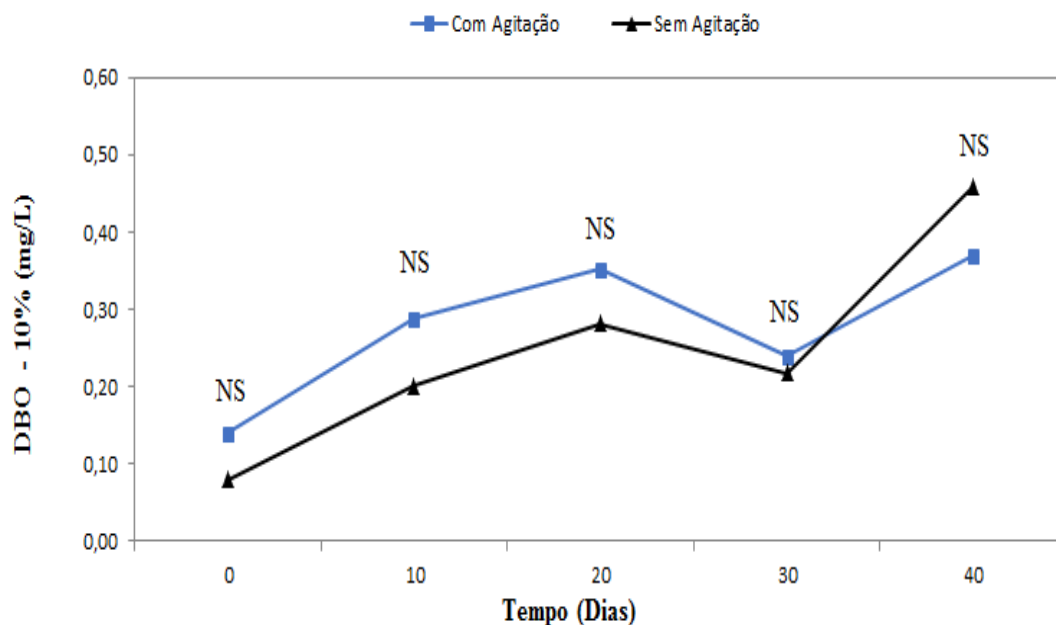
S = Diferenças Significativas pelo teste T-Student entre os dois tratamentos ao nível de 5% de significância comparados no mesmo tempo

Sinal (+) indica o tratamento que apresentou melhor resultado nos tempos que se apresentaram com diferenças significativas

No tratamento com agitação, comparando o resultado inicial com o final, o teor de DBO no início do experimento foi de 2,97mg/L e no 40º dia o resultado foi de 2,54mg/L, representando uma redução de 14,47% no teor DBO. Para o tratamento sem agitação, a medição inicial no tempo 0 foi de 1,58 mg/L e no 40º dia o resultado foi de 4,11 mg/L, representando um aumento de 160,1% no nível de DBO. Apesar das variações ao longo do tempo, ambos os tratamentos se apresentaram de forma indiferente quando comparados no mesmo intervalo de tempo ao longo do experimento, demonstrando que o efeito da agitação não influenciou nos resultados de DBO nesta concentração.

Na concentração de 10%, os resultados de DBO entre os dois tratamentos também evidenciaram que o efeito da agitação não influenciou nos resultados de DBO, conforme apresentado na Figura 14.

Figura 14: Valores de DBO na concentração de 10% de efluente entre os dois biodigestores ao longo dos TDH's 0, 10, 20, 30 e 40 dias.



NS = Diferenças Não Significativas pelo teste T-Student entre os dois tratamentos ao nível de 5% de significância comparados no mesmo tempo

S = Diferenças Significativas pelo teste T-Student entre os dois tratamentos ao nível de 5% de significância comparados no mesmo tempo

Sinal (+) indica o tratamento que apresentou melhor resultado nos tempos que se apresentaram com diferenças significativas

Os resultados demonstram que houve aumento nos níveis de DBO no efluente dos dois tratamentos. Para o biodigestor agitado, no tempo 0 o teor de DBO estava em 0,14 mg/L e no tempo 40 o valor medido foi de 0,37 mg/L. No tratamento sem agitação, o valor inicialmente medido no dia 0 foi de 0,08 mg/L e no dia 40 foi obtido o valor de 0,46 mg/L.

Observando os resultados do efeito da agitação nas três diferentes concentrações avaliadas, conclui-se que o efeito da agitação só influenciou de forma predominante na remoção de DBO do efluente na concentração de 0,1%.

Porém Ribeiro et al. (2016) realizaram um experimento com resíduos orgânicos em um biodigestor em modo de batelada, sem agitação, simulando um aterro sanitário e obtiveram bons resultados de remoção de DBO, com redução de 70%, comparando os resultados do dia inicial com o dia final, com 734 dias de monitoramento evidenciando que ocorreu a degradação da matéria orgânica.

Eles observaram que nos primeiros 100 dias, os teores de DBO aumentaram, justificando que este comportamento é normal, pois inicialmente há grande disponibilidade de matéria orgânica para ser degradada e que ao longo do tempo o processo de biodigestão foi sendo realizado com sucesso, pois houve aumento nos níveis de pH para acima da faixa

neutra, evidenciando que a etapa metanogênica ocorreu, reduzindo significativamente os teores de matéria orgânica (RIBEIRO et al., 2016).

Tal comportamento não ocorreu neste experimento com os dois biodigestores, visto que o parâmetro de pH se manteve ácido, abaixo de 7,0, como visto na seção que trata deste parâmetro. Provavelmente o baixo valor de pH interferiu na remoção de matéria orgânica, com acúmulo de ácidos produzidos nas fases de hidrólise e acidogênese nos biodigestores, ocasionando numa baixa remoção de DBO.

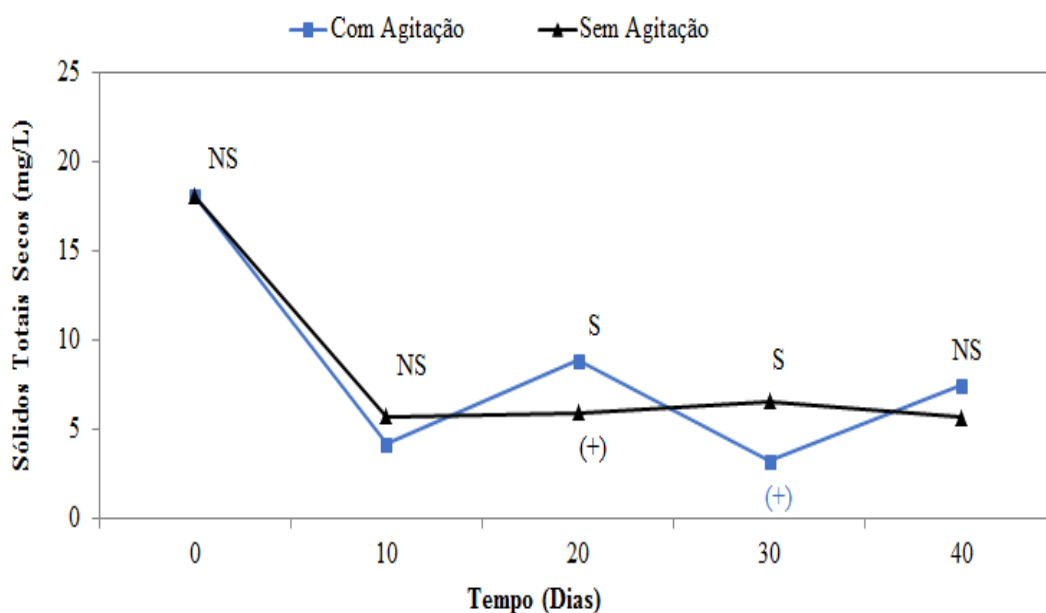
Mendonça, Otenio e de Paula (2021) conduziram um estudo com biodigestor de dejetos bovinos com recirculação de lodo e obtiveram resultados de remoção de DBO na ordem de 75%. Segundo os autores, o bom resultado foi devido a manutenção da faixa de pH um pouco acima da faixa de neutralidade por meio de adição de cargas orgânicas variáveis ao longo dos dias e também pelo fato do lodo no interior do biodigestor ter sido recirculado, que promoveu um efeito de mistura e agitação tornando-o mais estável para a metanogênese.

Sob a ótica da legislação ambiental, a Resolução CONAMA nº 430 de 2011 estabelece limites de concentração para este parâmetro, definindo que o valor absoluto de DBO seja de no máximo 120mg/L para efluentes oriundos de sistemas de tratamento de esgotos sanitários (BRASIL, 2011). Desta forma os resultados observados neste experimento atendem a referida resolução no caso de se realizar o descarte do efluente destes biodigestores diretamente na malha hídrica.

5.6 SÓLIDOS TOTAIS SECOS, SÓLIDOS FIXOS E SÓLIDOS VOLÁTEIS

De uma forma geral, o efeito da agitação não teve influência nos resultados de remoção de sólidos totais secos comparando com os resultados do biodigestor sem agitação. Estes resultados são demonstrados na Figura 15.

Figura 15: Valores de sólidos totais secos entre os dois biodigestores ao longo dos TDH's 0, 10, 20, 30 e 40 dias.

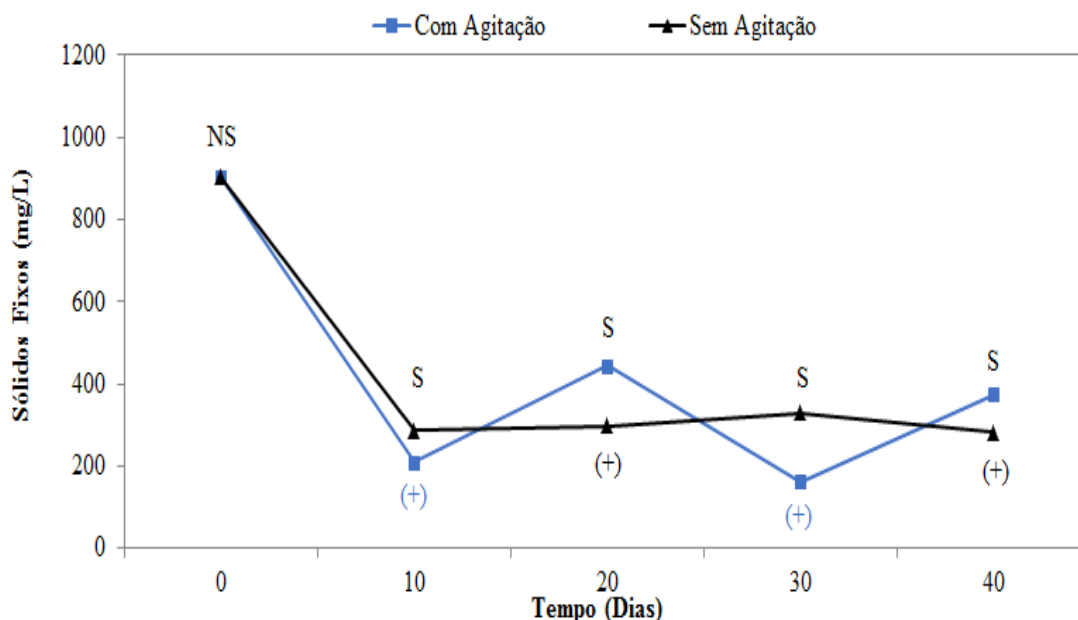


NS = Diferenças Não Significativas pelo teste T-Student entre os dois tratamentos ao nível de 5% de significância comparados no mesmo tempo
 S = Diferenças Significativas pelo teste T-Student entre os dois tratamentos ao nível de 5% de significância comparados no mesmo tempo
 Sinal (+) indica o tratamento que apresentou melhor resultado nos tempos que se apresentaram com diferenças significativas

Observa-se pelos resultados que para os dois tratamentos, houve redução dos teores de sólidos totais secos, onde inicialmente o valor registrado no efluente para os dois tratamentos foi de 18,07mg/L, se apresentando ao final dos 40 dias de com 7,49mg/L para o biodigestor agitado e 5,66mg/L para o tratamento sem agitação, representando uma redução de 58,56% e 68,68% respectivamente. Os números indicam que o tratamento sem agitação teve maior remoção de sólidos totais e que o tratamento com agitação não influenciou de forma relevante nos resultados ao final do experimento.

Quanto aos resultados de sólidos fixos, houve variações ao longo do tempo demonstrando influências parciais do efeito da agitação entre os biodigestores. Os resultados dos teores de sólidos fixos são apresentados na Figura 16.

Figura 16: Valores de sólidos fixos entre os dois biodigestores ao longo dos TDH's de 0, 10, 20, 30 e 40 dias.



NS = Diferenças Não Significativas pelo teste T-Student entre os dois tratamentos ao nível de 5% de significância comparados no mesmo tempo

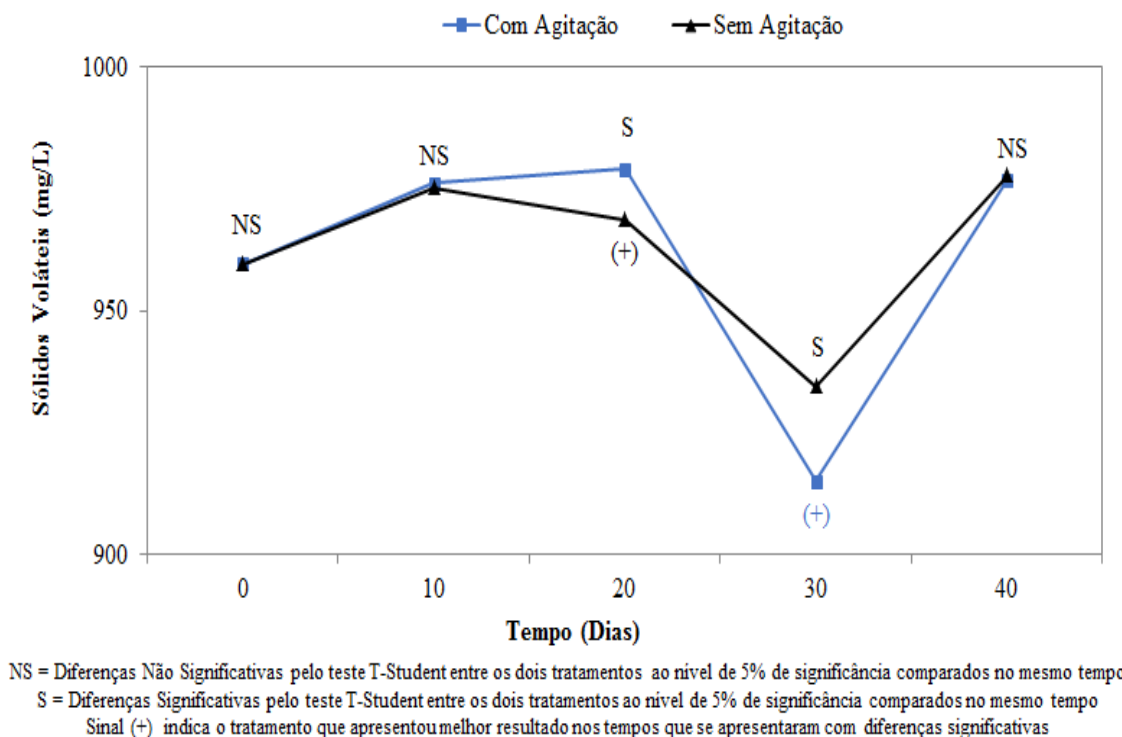
S = Diferenças Significativas pelo teste T-Student entre os dois tratamentos ao nível de 5% de significância comparados no mesmo tempo

Sinal (+) indica o tratamento que apresentou melhor resultado nos tempos que se apresentaram com diferenças significativas

Nota-se aqui que também houve redução dos teores de sólidos, onde inicialmente os valores foram registrados em 903,60 mg/L para a amostra do efluente coletada nos dois biodigestores. Ao longo do experimento, observam-se variações nos resultados, chegando ao final no 40º dia de TDH nos valores de 374,47mg/L e 283,10mg/L, para os tratamentos com agitação e sem agitação, representando uma redução de 58,56% e 68,67%, respectivamente. Ao final do experimento, o tratamento sem agitação apresentou maior redução de sólidos fixos, demonstrando que o efeito da agitação neste caso não tenha influenciado nos resultados de forma a obter maiores reduções no teor de sólidos fixos.

Da mesma forma quanto aos resultados dos teores de sólidos totais secos e sólidos fixos, o efeito da agitação também não influenciou nos resultados de sólidos voláteis. A Figura 17 apresenta estes resultados.

Figura 17: Valores de sólidos voláteis entre os dois biodigestores ao longo dos TDH's 0, 10, 20, 30 e 40 dias.



Os resultados demonstram que ambos os tratamentos tiveram um incremento na ordem de 1,79% para o tratamento com agitação e 1,9% para o sem agitação quanto aos teores de sólidos voláteis, comparando cada tratamento no tempo 0 e no 40º dia. O valor inicial do teor de sólidos voláteis para os dois tratamentos foi de 959,6mg/L, e ao final no 40º dia, o tratamento agitado apresentou teor de 976,8mg/L e o sem agitação foi de 977,9mg/L.

Mendonça, Otenio e de Paula (2021) observaram reduções nos teores de sólidos totais e sólidos voláteis em um sistema de tratamento anaeróbico de dejetos bovinos, onde obtiveram remoção na ordem de 67% de sólidos totais e de 61% de sólidos voláteis por meio de recirculação que promoveu uma agitação do lodo dentro do biodigestor, porém não confirmaram que o efeito da agitação influenciou nos resultados.

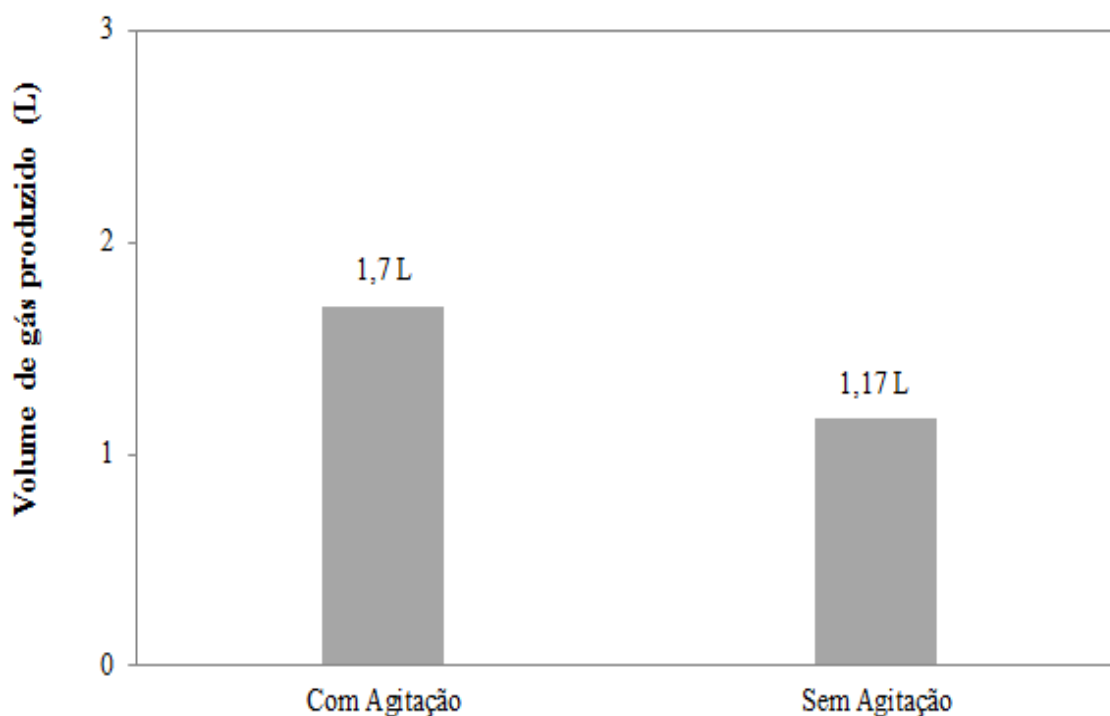
Babae e Shayegan (2019) encontraram resultados positivos quanto a remoção de sólidos voláteis avaliando biodigestores com resíduos orgânicos submetidos a diferentes níveis de agitação, onde concluíram que a agitação intermitente foi a que teve melhor resultado, comparando com outros dois níveis de agitação: agitação contínua e agitação mínima.

Uma causa provável de que a agitação não tenha influenciado de forma relevante na redução de sólidos neste experimento é o que pode ter sido observado por Babae e Shayegan (2019) quanto a frequência e intensidade de agitação, pois o nível de agitação aplicado neste trabalho foi inferior ao nível mínimo aplicado no trabalho que eles avaliaram. Nos estudos que eles realizaram a agitação contínua ocorreu 24 horas por dia, a agitação intermitente ocorreu diariamente com o agitador ligado por 15 minutos e desligado por 30 minutos e a agitação mínima foi de duas vezes por dia, onde o agitador operava por 30 minutos.

5.7 PRODUÇÃO DE BIOGÁS

O resultado concreto obtido no experimento foi um maior volume de biogás produzido pelo biodigestor com agitação. O processo com agitação apresentou no final dos 40 dias um volume de 1,7 litros de biogás, enquanto que o biodigestor sem agitação produziu 1,17 litros, uma diferença de 530mL de volume biogás entre um tratamento e outro, conforme demonstrado na Figura 18.

Figura 18: Volume de produção de biogás entre os dois biodigestores.



Babae e Shayegan (2019) estudaram diferentes modos de agitação de resíduos orgânicos em digestores anaeróbicos submetidos a temperaturas mesofílicas e constataram que o modo de agitação intermitente produziu maior volume de biogás, cerca de 41L/dia, atribuindo este resultado a uma melhor biofloculação do material dentro do biodigestor, resultado este que corrobora com o resultado obtido neste trabalho.

Resultados divergentes foram encontrados por Souza, Júnior e Ferreira (2005), que realizaram experimentos com dejetos suínos em biodigestores com agitação e sem agitação, porém em temperaturas mesofílicas (25, 35 e 45°C) e observaram que o tratamento sem agitação produziu maior volume de biogás, com valores médios de 97,78 litros produzidos pelo tratamento sem agitação contra 69,72 litros do tratamento com agitação. Eles comentaram que possivelmente o efeito negativo da agitação foi devido ao excesso de rotação do misturador aplicada ao substrato.

O efeito da intensidade e frequência de rotação foi confirmado por Babae e Shayegan (2019), que demonstraram que com a agitação contínua, o volume de biogás produzido foi menor do que com a agitação intermitente.

Outro comportamento divergente também foi observado por Tian et al. (2014), que realizaram um estudo comparando dois biodigestores de batelada com resíduos de beterraba, um com agitação e outro sem agitação, em condições termofílicas (55°C) e observaram que o biodigestor não agitado produziu um volume maior de biogás, comparado ao biodigestor agitado.

Nos estudos de Blasius et al. (2020), realizados com resíduos orgânicos submetidos ao processo de digestão anaeróbica em reatores de batelada, eles constataram que a condição de temperatura na faixa mesofílica foi a mais adequada para o tratamento dos resíduos e que teve maior produção de biogás, resultando em uma produção média de 1034,8mL em um tratamento sem agitação. Em condições termofílicas, também sem agitação, o resultado médio de produção de biogás foi 843mL.

Os resultados divergentes obtidos por Souza, Júnior e Ferreira (2005), Tian et al. (2014) e Blasius et al. (2020), demonstram que nem sempre o processo de agitação pode ser considerado como um fator de sucesso para uma maior produção de biogás, onde outros parâmetros devem ser avaliados, como o pH, temperatura, frequência e intensidade de agitação, entre outros fatores que envolvem todo o processo de biodigestão anaeróbica, conforme afirmaram Khalid et al. (2011).

5.8 COMENTÁRIOS GERAIS

O processo de biodigestão anaeróbica dos resíduos não teve todas as suas etapas concluídas ao longo dos 40 dias de experimento, conforme Ribeiro et al. (2016). Mesmo assim foi possível comprovar que a tecnologia é capaz de reduzir a quantidade de matéria orgânica e produzir biogás, evitando sua emissão para a atmosfera, o que contribuiria para o aumento do efeito estufa.

Benefícios ambientais e sociais são percebidos a partir do uso da tecnologia de tratamento anaeróbico dos resíduos orgânicos, contribuindo com o que foi estabelecido nas políticas públicas, como a Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei 12.305 de 2010), a resolução CONAMA nº 430 de 2011 e os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável da ONU.

Considerando o uso em grande escala, a tecnologia tem potencial de reduzir a quantidade de resíduos destinados em aterros sanitários, contribuindo para: a redução de custo com transporte e destinação de resíduos, as metas de redução, reutilização e reciclagem dos resíduos, as metas de aproveitamento energético dos gases gerados pelos resíduos orgânicos e a redução da taxa de ocupação dos aterros sanitários, que poderiam ser utilizados apenas para recebimento dos rejeitos, que, como apresentado na PNRS, são as frações dos resíduos que não são possíveis de serem recuperados ou tratados por meio de processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis (BRASIL, 2010).

Ainda de acordo com a PNRS, o uso da tecnologia de biodigestão anaeróbica em grande escala tem potencial de contribuir para a geração de renda entre os cooperados em associações de coletores de resíduos, que atuam contribuindo para o processo de reciclagem dos mesmos, também previsto e incentivado pela PNRS, que reconhece que o resíduo sólido reutilizável e reciclável é um bem econômico e de valor social, gerador de trabalho e renda, contribuindo para a promoção da cidadania (BRASIL, 2010).

Quanto aos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável da ONU, o uso da tecnologia de biodigestão dos resíduos orgânicos pode corroborar com o que foi definido no ODS nº 12, que está ligado à temática do consumo e produção responsáveis, buscando assegurar padrões de produção e de consumo sustentáveis, destacando a redução das perdas e do desperdício de alimentos ao longo das cadeias de produção e abastecimento, alinhado a ação de reduzir substancialmente a geração de resíduos por meio da prevenção, redução, reciclagem e reuso dos resíduos.

A geração de biogás ocasionada pelo uso desta tecnologia para o tratamento dos resíduos orgânicos tem total sinergia com o ODS 7, que prevê ações voltadas para o desenvolvimento de energia limpa e acessível. Além do biogás, que pode ser utilizado como insumo energético para várias aplicações, o biofertilizante gerado na biodigestão anaeróbica dos resíduos orgânicos agrega valor na cadeia da economia circular que o processo se envolve. O ODS nº 2 da ONU incentiva a prática da agricultura sustentável e o biofertilizante gerado contribui de forma convergente para com este objetivo, inclusive com grande potencial de ganhos econômicos para as cooperativas de reciclagem apoiadas pela PNRS.

Estes são apenas alguns ganhos sociais, ambientais e econômicos que, sob uma breve avaliação, puderam ser observados e que devem ser considerados num futuro estudo para aplicação desta tecnologia em maior escala.

6 CONCLUSÕES

O presente trabalho comparou o efeito da agitação entre dois biodigestores submetidos a diferentes tratamentos, um com agitação e outro sem agitação, e como resultado concreto, foi obtido um maior volume de biogás produzido pelo biodigestor com agitação.

Este resultado de maior volume de biogás gerado no biodigestor agitado já havia sido sinalizado quando foi avaliado os teores de condutividade iônica, os quais se apresentaram com valores mais elevados no biodigestor com agitação, onde a literatura apontou que altos teores de condutividade tem relação com maior volume de biogás produzido.

A degradação da matéria orgânica foi comprovada para ambos os tratamentos, evidenciada pelo aumento nos teores de oxigênio dissolvido e redução dos teores de sólidos totais secos e fixos, confirmando a capacidade que esta tecnologia possui para tratamento dos resíduos, minimizando os impactos ambientais ocasionados pela destinação dos resíduos dispostos diretamente no solo sem nenhum tratamento ou via aterros sanitários, contribuindo para um aumento da taxa de ocupação desses espaços, que poderiam estar sendo utilizados apenas para recebimento de rejeitos.

7 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

O presente trabalho sugere para estudos futuros:

- Avaliar o processo adotando controle de pH;
- Avaliar a composição do efluente gerado para aplicação como biofertilizante;
- Avaliar uma forma de automatizar o modo de agitação do efluente, seja por meio de agitador mecânico, recirculação do efluente ou por injeção do próprio biogás produzido;
- Estudar a aplicação de outros tipos de tecnologias que permitam tornar o experimento o mais sustentável possível, como por exemplo, acoplar um sistema de geração de energia elétrica fotovoltaica para produzir energia elétrica para alimentar a bomba de recirculação de efluente ou o agitador mecânico; ou ainda, utilizar o biogás produzido pelo próprio biodigestor para gerar eletricidade;
- Analisar a composição do biogás produzido;
- Estudar outras formas de inóculo, como por exemplo, o uso de fezes de animais domésticos e até de seres humanos, visto que o esterco bovino não é fácil de ser encontrado em espaços urbanos.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AYERS, R. S. & WESTCOT, D. W. Food agriculture organization of the United Nations (FAO). *Water quality for agriculture*. Irrigation and drainage. No.29. Rome, 1994.

ABRELPE - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. *Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2020*. Disponível em: < <http://abrelpe.org.br/panorama-2020/>>. Acesso em 20 fev 2022.

ADMASU, Anteneh; BOGALE, Wondwossen; MEKONNEN, Yedilfana S. Experimental and simulation analysis of biogas production from beverage wastewater sludge for electricity generation. *Scientific Reports*. Nature, 12: 9197, 2022.

AL-WAHAIBI, Abeer; OSMAN, Ahmed I.; AL-MUHTASEB, Ala'a H. et al. Techno-economic evaluation of biogas production from food waste via anaerobic digestion. *Scientific Reports*. Nature, 10: 15719, 2020.

BABAE, Azadeh; SHAYEGAN, Jalal. Effects of temperature and mixing modes on the performance of municipal solid waste anaerobic slurry digester. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 17, 1077–1084, 2019.

BAIG, Mirza B.; AL-ZAHRANI, Khodran H.; SCHNEIDER, Felicitas; STRAQUADINE, Gary S.; MOURAD, Marie. Food waste posing a serious threat to sustainability in the Kingdom of Saudi Arabia – A systematic review. *Saudi Journal of Biological Sciences*, 26, 1743–1752, 2019.

BALA, Sroj; GARG, Diksha; THIRUMALESH, Veerabhadrapa et al. Recent strategies for bioremediation of emergin pollutants: a review for a green and sustainable environment. *MDPI, Toxics*, 10, 484, 2022.

BALMANT, Wellington. *Concepção, construção e operação de um biodigestor e modelagem matemática da biodigestão anaeróbica*. Dissertação de Mestrado (Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ciência dos Materiais. Área de Concentração: Processos Térmicos e Químicos. Setor de Tecnologia). Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2009.

BANKS, C. J.; CHESSHIRE, M.; STRINGFELLOW, A. A pilot-scale comparison of mesophilic and thermophilic digestion of source segregated domestic food waste. *Water Science & Technology*, 58, 1475-1481, 2008.

BEZERRA, Keyla L. P.; FERREIRA, Antonio H. C.; CARDOSO, Elves de S. et al. Uso de biodigestores na suinocultura. *Revista eletrônica Nutritime*, artigo 275, volume 11, nº 5, p. 3714-3722, setembro/outubro, 2014.

BLASIUS, Jandir P.; CONTRERA, Ronan C.; MAINTINGUER, Sandra I.; CASTRO, Marcus Cesar A. A. Effects of temperature, proportion and organic loading rate on the performance of anaerobic digestion of food waste. *Biotechnology Reports*, 27, 2020.

BRAGA, Marcos Brandão; MAROUELLI, Waldir Aparecido; LIMA, Carlos Eduardo P. *Reúso da água como fator na produção de alimentos*. In: _____. *Reúso de água na agricultura*. 1ª ed. 200p. Brasília-DF. EMBRAPA, 2014, p.13-26.

BRASIL. Lei nº 12.305 de 02 de agosto de 2010. Presidência da República, Casa Civil, 2010.

BRASIL. Resolução nº 357 de 17 de março de 2005. Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA, 2005.

BRASIL. Resolução nº 430 de 13 de abril de 2011. Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA, 2011.

CABRAL, C. S.; SANSON, A. L.; AFONSO, R. J. C. F.; CHERNICHARO, C. A. L. Impacto of microaeration bioreactor on dissolved sulfide and methane removal from real UASB effluent for sewage treatment. *Water Science & Technology*, 2020.

CALDEIRA, Carla; LAURENTIIS, Valeria de; CORRADO, Sara; HOLSTEIJN, Freija Van; SALA, Serenella. Quantification of food waste per product group along the food supply chain in the European Union: a mass flow analysis. *Resources, Conservation & Recycling*, 149, 479-488, 2019.

CALZA, Lana F.; LIMA, Cleber B.; NOGUEIRA, Carlos E. C.; SIQUEIRA, Jair A. C.; SANTOS, Reginaldo F. Avaliação dos custos de implantação de biodigestores e da energia produzida pelo biogás. *Revista Engenharia Agrícola. Journal of the Brazilian Association of Agricultural Engineering*. ISSN 1809-4430. Eng. Agríc. Jaboticabal, v.35, n.6, p.990-997, nov./dez., 2015.

CARTAXO, Amanda da Silva Barbosa; LEITE, Valderi Duarte; ALBUQUERQUE, Maria V. Conceição; LOPES, Wilton Silva; CARTAXO, Mailson Augusto Almeida. Biodigestor caseiro como ferramenta metodológica para o ensino de educação ambiental nas escolas. *Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental*. Florianópolis, v. 9, n. 2, p. 214-230, abr/jun., 2020.

DHANALAKSHMI, S. V.; RAMANUJAM, R. A. Biogas generation in a vegetable waste anaerobic digester: an analytical approach. *Research Journal of Recent Sciences*, v.1, n.3, p.41-47, 2012.

ELASRI, Ouahid; AFILAL, Maohamed El Amin. Potential for biogás production from the anaerobic digestion of chicken droppings in Morocco. *Int. J. Recycl. Waste Agricult.*, 2016.

FISGATIVA, A. H.; TREMIER, P. Dabert. Characterizing the variability of food waste quality: a need for efficient valorization through anaerobic digestion. *Waste Management*, v. 50, p. 264 – 274, 2016.

FERNANDEZ, F. N.; FDEZ-GÜELFO, L. A.; PÉREZ GARCÍA, M.; et al. New approach for integral treatment of OFMSW: Comparative analysis of its methane performance versus a conventional continuously stirred tank reactor. *Chemical Engineering Journal*, v. 233, p. 283-291, 2013.

FREITAS, Flávio F.; FURTADO, Andreia C.; CUEVAS, Ana Letícia Y. Construção de um biodigestor didático para a Estação Ciências do Parque Tecnológico de Itaipu. *Revista Brasileira de Extensão Universitária*, v.9, n.2, p. 65-74, 2018.

GASPAR, R. M. B. L. *Utilização de biodigestor em pequenas e médias propriedades rurais com ênfase na segregação de valor: um estudo de caso na região de Toledo, PR*, 2003. 106p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, 2003.

GEBREEYESSUS, G. D.; JENICEK, P. Thermophilic versus mesophilic anaerobic digestion of sewage sludge: a comparative review. *Bioengineering*, 3, 15, 2016.

GRANZOTTO, Fabiane. *Uso de biodigestor anaeróbico no tratamento de resíduo orgânico de restaurante*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, RS, 2016.

HERMANNY; Ricardo Salles. *Codigestão anaeróbica de resíduos alimentares orgânicos e de soro de leite*. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal Fluminense, Volta Redonda, 2019.

KAPARAJU, P.; BUENDIA, I.; ELLGAARD, L.; ANGELIDAKIA, I. Effects of mixing on methane production during thermophilic anaerobic digestion of manure: Lab-scale and pilot-scale studies. *Bioresource Technology*, v. 99, n. 11, p.4919-4928, jul. 2008.

KARLSSON, Tommy; et al. Manual básico de biogás. Lajeado. Editora Univates, 69p, 2014.

KARIM, K.; HOFFMANN, R.; KLASSON, T.; AL-DAHMAN, M. H. Anaerobic digestion of animal waste: Waste strength versus impact of mixing. *Bioresource Technology*, v. 96, n. 16, p.1771-1781, nov. 2005.

KHALID, A.; ARSHAD, M.; ANJUM, M.; et al. The anaerobic digestion of solid organic waste. *Waste Management*, v. 31, n.8, p. 1737-1744, 2011.

KLEIN, R.; SLANÝ, V.; KRČÁLOVÁ, E. Conductivity measurement for control of a biogas plant. *Acta Universitatis Agriculture et Silviculture Mendeliana Brunensis*. Volume 66, number 5, 2018,

KRETZER, Stéfano G.; NAGAOKA, Alberto K.; MOREIRA, Thiago E.; MORAES, Igor Luiz R. G. de; BAUER, Fernando C. Produção de Biogás com diferentes resíduos orgânicos de restaurante universitário. *Revista Brasileira de Energias Renováveis*, 2016.

LEITE, Clauber Barão. *Tratamento de resíduos sólidos urbanos com aproveitamento energético: avaliação econômica entre as tecnologias de digestão anaeróbia e incineração*. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Programa da Pós-Graduação em Energia – Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo, 2016.

MANTOVAN, Fabiana de Marqui. *Efeito da agitação na codigestão anaeróbia de dejetos suíno e resíduo alimentar*. Trabalho de conclusão de curso (Bacharel em Engenharia de Energia). Universidade Federal do Paraná, 2019.

MASSOW; M Von; PARIREAU, K.; GALLANT, M.; WICKSON; M.; HAINES J.; MA, D. W. L.; WALLACE, A.; CARROLL, N. and DUNCAN, A. M. Valuing the Multiple Impacts of Household Food Waste. *Front. Nutr.* 6:143, 2019.

MENDONÇA, Henrique Vieira de; OTENIO, Marcelo Henrique; DE PAULA, Vanessa Romario. Digestão anaeróbia para a produção de energia renovável. *Revista em Agronegócio e Meio Ambiente*, Maringá (PR), v.14, n.3, p. 793-805, 2021.

MOLINO, A.; NANA, F.; DING, Y. BIKSON, B et al. Biomethane production by anaerobic digestion of organic waste. *Fuel* 103 (2013). *Elsevier Journal*, p.1003-1009, 2012.

NAIME R.; FAGUNDES R. S. Controle de qualidade da água do Arroio Portão. *Pesquisas Geociências*, v.2, n.1, p.27-35, maio/ago., 2005

NGUYEN, L. N.; NGUYEN, A. Q.; NGHIEM, L. D. *Water and wastewater treatment technologies* (eds Xuan-Thanh, B.; Chart, C.; Takahiro, F. & Sunita, V.) 331-355, Springer Singapore, 2019.

NISHIMURA, R. *Análise de balanço energético de sistema de produção de biogás em granja de suínos: implementação de aplicativo computacional*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Elétrica), Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2009.

NETO, João Girardi; SILVA, Joel Dias da; PINHEIRO, Ivone Ghor. Balanço de massa no tratamento de resíduos sólidos orgânicos provenientes de restaurantes em biorreator. *Eng. Sanit. Ambiental*, 2016.

OLIVEIRA, Laís R. G.; FILHO, Derovil A. S.; VASCONCELOS, Kaline C.; LUCENA, Talita V.; JUCÁ, José F. T.; SANTOS, André F. M. Methanization potential of anaerobic biodigestion of solid food waste. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.22, n.1, p.69-73, 2018.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. Objetivos do Desenvolvimento Sustentável. Disponível em: <https://nacoesunidas.org/pos2015/agenda2030/>. Acesso em 20/06/2020.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (FAO). Disponível em: <https://brasil.un.org/pt-br/78207-fao-30-de-toda-comida-produzida-no-mundo-vai-parar-no-lixo>. Acesso em 20/06/2020.

PAGLIANO, G.; VENTORINO, V.; PANICO, Romano I.; PIROZZI, F. and PEPE, O. Anaerobic Process for Bioenergy Recovery From Dairy Waste: Meta-Analysis and Enumeration of Microbial Community Related to Intermediates Production. *Front. Microbiol.* 9:3229, 2019.

PARAWIRA, W., MURTO, M., ZVAUYA, R. and MATTIASSON, B. Anaerobic batch digestion of solid potato waste alone and in combination with sugar beet leaves. *Renewable Energy*, 29(11), p. 1811-1823, 2004.

PARITOSH, K.; MATHUR, S.; PAREEK, N.; VIVEKANAND, V. Feasibility study of waste (d) potential: co-digestion of organic wastes, synergistic effect and kinetics of biogas production. *Int. J. Environ. Sci. Technol.*, 2017.

PHILIPPIDIS, George; SARTORI, Martina; FERRARI, Emanuele; M'BAREK, Robert. Waste not, want not: a bio-economic impact assessment of household food waste reductions in the EU. *Resources, Conservation & Recycling*, 146, 514-522, 2019.

PISTORELLO, J.; CONTO, S.M.; ZARO, M. Geração de resíduos sólidos em um restaurante de um Hotel da Serra Gaúcha, Rio Grande do Sul, Brasil. *Eng. Sanit. Ambiental*, v.20, n.3, jul/set, 2015.

PORPINO, G.; LOURENÇO, C. E.; ARAÚJO, C.M.; BASTOS, A. Intercâmbio Brasil – União Europeia sobre desperdício de Alimentos. *Relatório final de pesquisa*. Brasília: Diálogos Setoriais União Europeia – Brasil, 2018. Disponível em: < <http://www.sectordialogues.org/publicacao>. Acesso em 20/06/2020.

REICHERT, G. A. Aplicação da digestão anaeróbica de resíduos sólidos urbanos: uma revisão. In: *23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Campo Grande, 16p, 2005.

RIBEIRO, Libânia da Silva; SILVA, Alessandra dos Santos; ALVES, Flaviano de Souza; MELO, Márcio Camargo de; PAIVA, William de; MONTEIRO, Veruschka Escarião Dessoles. Monitoramento físico-químico de um biorreator com resíduos sólidos urbanos em escala piloto na cidade de Campina Grande (PB). *Eng. Sanit. Amb*, v. 21, n.1, jan/mar, 2016.

SANT'ANNA JUNIOR, Geraldo L. *Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações*. 2ª Edição. Rio de Janeiro: Interciência, 424p., 2013.

SEVILLANO, Cristián Arenas; PESANTES, Alby Aguilar; CARPIO, Elizabeth Peña; MARTÍNEZ, Elia J.; GÓMEZ, Xiomar. Anaerobic digestion for producing renewable energy – the evolution of this technology in a new uncertain scenario. *Entropy*, 23, 145, 2021.

SILVA, W. T. L da; NOVAES, A. P. de; KUROKI, V.; MARTELLI, L. F de A.; MAGNONI JÚNIOR, L. Avaliação físico-química de efluente gerado em biodigestor anaeróbio para fins de avaliação de eficiência e aplicação como fertilizante agrícola. *Química Nova*, vol. 35, p. 35-40, 2012.

SITORUS, B.; SUKANDAR, S.; PANJAITAN, S. D. Biogas recovery from anaerobic digestion process of mixed fruit-vegetable wastes. *Energy Procedia*, 32, 176-182, 2013.

SOUZA, Cecília F.; JÚNIOR, Jorge de Lucas; FERREIRA, Willians P. M. Biodigestão anaeróbia de dejetos de suínos sob efeito de três temperaturas e dois níveis de agitação do

substrato – considerações sobre a partida. *Eng. Agríc*, Jaboticabal, v.25, n.2, p.530-539, maio/ago., 2005.

STANDARD METHODS for the Examination of Water and Wastewater. 23rd Edition. American Public Health Association. Washington DC, USA, 2017.

STETS, M.I.; ETTO, R.M.; GALVÃO, C.W.; AYUB; R.A.; CRUZ; L.M.; STEFFENS, M.B.R. and BARANA, A.C. Microbial community and performance of slaughterhouse wastewater treatment filters. *Genetics and Molecular Research*, 13 (2): 4444-4455, 2014.

STUCKEY, D. C. Recent developments in anaerobic membrane reactors. *Bioresource Technology*; v. 122, p. 137-148, 2012.

TIAN, Zhuoli; CABROL, Léa; RUIZ-FILIPPI, Gonzalo; PULLAMMANAPPALLIL, Pratap. Microbial ecology in anaerobic digestion at agitated and non-agitated conditions. *Plos One*, v. 9, n. 10, 2014.

TOMITA, C.; RESENDE, F.V., CLEMENTE, F.M.; AMARO, G.B.; SOUZA, R.B. *Biofertilizante: aprenda como se faz*. Brasília: EMBRAPA, 2007.

VON SPERLING, Marcos. *Princípios básicos do tratamento de esgotos*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais, 1996.

VON SPERLING, Marcos. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgoto: princípios do tratamento biológico de águas residuárias*; v. 1. Belo Horizonte: DESA-UFGM, 2005.

ZIAUDDIN, Ziana; RAJESH, P. Production and analysis of biogas from kitchen waste. *International Research Journal of Engeneering and Technology*, 2, 622-632, 2015.

YAO, Y.; CHEN, S.; KRISHNA, G. Kafle importance of “weak-base” poplar wastes to process performance and methane yield in solid-state anaerobic digestion. *Journal of Environmental Management*, v. 193, p. 423-429, 2017.

WANG, Q. et al. Potential and optimization of two-phase anaerobic digestion of oil refinery waste activated sludge and microbial community study. *Science Reports*, 6, 38245, 2016.

WERF, P. Van der; SEABROOK, J. A.; GILLIAND, J. A. The quantity of food waste in the garbage stream of southern Ontario, Canada households. *PLOS ONE*, 13(6), 2018.

APÊNDICES

APÊNDICE I – RESULTADOS DAS ANÁLISES ESTATÍSTICAS

pH

Teste F e T-Student

Tempo (Dias)	Medições Com Agitação			Medições Sem Agitação			Média Com Agitação	Média Sem Agitação	Desvio Padrão Com Agitação	Desvio Padrão Sem Agitação	F _{calc}	F _{tab}	Há diferenças significativas entre as variâncias?	Sp	T _{calc}	GL	T _{tab}	T _{calc} contido na RAH0?	Há diferença a 5% de significância?
0	3,96	4,65	4,41	4,63	4,12	4,27	4,34	4,36	0,35	0,26	1,34	19	Não	0,55335001	-	4	2,776	Sim	Não
5	5	4,12	3,96	3,71	4,12	3,92	3,93	4	0,21	0,11	1,95	19	Não	0,395265629	-	4	2,776	Sim	Não
10	10	3,57	3,93	3,87	3,93	3,81	3,79	3,89	0,19	0,07	2,78	19	Não	0,362046301	0,338284045	4	2,776	Sim	Não
15	15	3,86	3,91	3,69	4,13	4,29	3,82	4,21	0,12	0,08	1,44	19	Não	0,312510501	1,528430241	4	2,776	Sim	Não
20	20	3,73	3,62	3,81	4,94	4,88	3,72	4,87	0,10	0,08	1,26	19	Não	0,292311704	4,818338039	4	2,776	Não	Sim
25	25	3,71	3,63	3,73	4,74	4,56	3,69	4,68	0,05	0,10	0,51	19	Não	0,280033993	4,329822279	4	2,776	Não	Sim
30	30	3,91	3,86	3,84	4,91	4,79	3,87	4,84	0,04	0,06	0,58	19	Não	0,221929598	5,353060327	4	2,776	Não	Sim
35	35	3,72	3,7	3,71	4,69	4,81	3,71	4,74	0,01	0,06	0,16	19	Não	0,190328637	6,627942272	4	2,776	Não	Sim
40	40	3,61	3,65	3,72	4,73	4,69	3,66	4,74	0,06	0,06	1,00	19	Não	0,235961106	5,605688507	4	2,776	Não	Sim

Teste T pareado – pH com agitação

Pares de Tempo	Medições de pH			Tcalc	GL (n-1)	Ttab	Dentro da RAH0? (Tcalc < Ttab?)	Há diferenças 5% de significância?
Tempo 0 - Antes	3,96	4,65	4,41	0,48	2	4,303	Sim	Não
Tempo 5 - Depois	4,12	3,96	3,71					
Diferença	-0,16	0,69	0,7					
Média das diferenças	0,41							
Desvio padrão das diferenças	0,49							
Tempo 5 - Antes	4,12	3,96	3,71	0,22	2	4,303	Sim	Não
Tempo 10 - Depois	3,57	3,93	3,87					
Diferença	0,55	0,03	-0,16					
Média das diferenças	0,14							
Desvio padrão das diferenças	0,37							
Tempo 10 - Antes	3,57	3,93	3,87	-0,07	2	4,303	Sim	Não
Tempo 15 - Depois	3,86	3,91	3,69					
Diferença	-0,29	0,02	0,18					
Média das diferenças	-0,03							
Desvio padrão das diferenças	0,24							
Tempo 15 - Antes	3,86	3,91	3,69	0,28	2	4,303	Sim	Não

Tempo 20 - Depois	3,73	3,62	3,81					
Diferença	0,13	0,29	-0,12					
Média das diferenças	0,1							
Desvio padrão das diferenças	0,21							
Tempo 20 - Antes	3,73	3,62	3,81	0,38	2	4,303	Sim	Não
Tempo 25 - Depois	3,71	3,63	3,73					
Diferença	0,02	-0,01	0,08					
Média das diferenças	0,03							
Desvio padrão das diferenças	0,05							
Tempo 25 - Antes	3,71	3,63	3,73					
Tempo 30 - Depois	3,91	3,86	3,84					
Diferença	-0,2	-0,23	-0,11					
Média das diferenças	-0,18			-1,66	2	4,303	Sim	Não
Desvio padrão das diferenças	0,06							
Tempo 30 - Antes	3,91	3,86	3,84					
Tempo 35 - Depois	3,72	3,7	3,71					
Diferença	0,19	0,16	0,13	3,08	2	4,303	Sim	Não
Média das diferenças	0,16							
Desvio padrão das diferenças	0,03							
Tempo 35 - Antes	3,72	3,7	3,71					
Tempo 40 - Depois	3,61	3,65	3,72	0,48	2	4,303	Sim	Não
Diferença	0,11	0,05	-0,01					
Média das diferenças	0,05							
Desvio padrão das diferenças	0,06							
Tempo 0 - Antes	3,96	4,65	4,41					
Tempo 40 - Depois	3,61	3,65	3,72					
Diferença	0,35	1	0,69					
Média das diferenças	0,68							
Desvio padrão das diferenças	0,3			1,21	2	4,303	Sim	Não

Teste T pareado – pH sem agitação

Pares de Tempo	Medições de pH			Tcalc	GL (n-1)	Ttab	Dentro da RAH0? (Tcalc < Ttab?)	Há diferenças 5% de significância?
Tempo 0 - Antes	4,63	4,12	4,27	1,25	2	4,303	Sim	Não
Tempo 5 - Depois	4,12	3,92	3,96					
Diferença	0,51	0,2	0,31					
Média das diferenças	0,34							
Desvio padrão das diferenças	0,15							
Tempo 5 - Antes	4,12	3,92	3,96	0,79	2	4,303	Sim	Não
Tempo 10 - Depois	3,93	3,81	3,93					
Diferença	0,19	0,11	0,03					

Temperatura

Teste F e T-Student

Tem po (Dias)	Medições com agitação			Medições sem agitação			Média s Com Agitaç ão	Média s Sem Agitaç ão	Desv. Pad com agitaç ão	Desv. Pad. Sem agitaç ão	Fcalc	Ftab	Há diferenç a entre as variânci as?	Sp	Tcalc	GL	Ttab	Tcalc conti do na RAH O?	Há diferenç as a 5% de significâ cia?
0	20, 7	21, 2	20, 8	21, 2	21, 1	21	20,9	21,1	0,26	0,10	2,65	19	Não	0,426951 479	- 0,573716 186	4	2,776	Sim	Não
5	22, 2	22, 5	23, 1	22, 8	23, 1	23, 1	22,6	23,0	0,46	0,17	2,65	19	Não	0,561899 747	- 0,762877 555	4	2,776	Sim	Não
10	23, 9	24, 2	22, 7	23, 7	23, 4	23, 4	23,6	23,5	0,79	0,17	4,58	19	Não	0,695316 645	0,176142 033	4	2,776	Sim	Não
15	24, 1	25, 3	25, 3	25, 1	25, 4	25, 4	24,9	25,3	0,69	0,17	4,00	19	Não	0,658037 006	- 0,744483 887	4	2,776	Sim	Não
20	24, 1	24, 8	24, 9	24, 6	24, 3	24, 9	24,6	24,6	0,44	0,30	1,45	19	Não	0,606584 658	0,060572 495	4	2,776	Sim	Não
25	23, 5	23, 9	23, 7	24	24, 4	23, 9	23,7	24,1	0,20	0,26	0,76	19	Não	0,481962 203	- 1,016465 493	4	2,776	Sim	Não
30	26, 1	25, 7	25, 3	25, 5	25, 9	25, 7	25,7	25,7	0,40	0,20	2,00	19	Não	0,547722 558	0	4	2,776	Sim	Não
35	19, 6	19, 2	18, 8	19, 4	19, 1	19, 1	19,2	19,2	0,40	0,17	2,31	19	Não	0,535352 725	0,114386 722	4	2,776	Sim	Não
40	21	20, 9	20, 2	21	20, 8	20, 3	20,7	20,7	0,44	0,36	1,21	19	Não	0,631048 739	0	4	2,776	Sim	Não

Teste T pareado – temperatura com agitação

Pares de Tempo	Medições de Temperatura			Tcalc	GL (n-1)	Ttab	Dentro da RAH0? (Tcalc < Ttab?)	Há diferenças 5% de significância?
Tempo 0 - Antes	20,7	21,2	20,8	-1,85	2	4,303	Sim	Não
Tempo 5 - Depois	22,2	22,5	23,1					
Diferença	-1,5	-1,3	-2,3					
Média das diferenças	-1,7							
Desvio padrão das diferenças	0,52							
Tempo 5 - Antes	22,2	22,5	23,1	-0,48	2	4,303	Sim	Não
Tempo 10 - Depois	23,9	24,2	22,7					
Diferença	-1,7	-1,7	0,4					
Média das diferenças	-1							
Desvio padrão das diferenças	1,21							
Tempo 10 - Antes	23,9	24,2	22,7	-0,62	2	4,303	Sim	Não
Tempo 15 - Depois	24,1	25,3	25,3					
Diferença	-0,2	-1,1	-2,6					
Média das diferenças	-1,3							
Desvio padrão das diferenças	1,21							
Tempo 15 - Antes	24,1	25,3	25,3	0,65	2	4,303	Sim	Não
Tempo 20 - Depois	24,1	24,8	24,9					
Diferença	0	0,5	0,4					
Média das diferenças	0,3							

Desvio padrão das diferenças	0,26							
Tempo 20 - Antes	24,1	24,8	24,9	1,73	2	4,303	Sim	Não
Tempo 25 - Depois	23,5	23,9	23,7					
Diferença	0,6	0,9	1,2					
Média das diferenças	0,9							
Desvio padrão das diferenças	0,3							
Tempo 25 - Antes	23,5	23,9	23,7	-2,18	2	4,303	Sim	Não
Tempo 30 - Depois	26,1	25,7	25,3					
Diferença	-2,6	-1,8	-1,6					
Média das diferenças	-2							
Desvio padrão das diferenças	0,52							
Tempo 30 - Antes	26,1	25,7	25,3	0,00	2	4,303	Sim	Não
Tempo 35 - Depois	19,6	19,2	18,8					
Diferença	6,5	6,5	6,5					
Média das diferenças	6,5							
Desvio padrão das diferenças	0							
Tempo 35 - Antes	19,6	19,2	18,8	-5,00	2	4,303	Não	Sim
Tempo 40 - Depois	21	20,9	20,2					
Diferença	-1,4	-1,7	-1,4					
Média das diferenças	-1,5							
Desvio padrão das diferenças	0,17							
Tempo 0 - Antes	20,7	21,2	20,8	0,25	2	4,303	Sim	Não
Tempo 40 - Depois	21	20,9	20,2					
Diferença	-0,3	0,3	0,6					
Média das diferenças	0,2							
Desvio padrão das diferenças	0,45							

Teste T pareado – temperatura sem agitação

Pares de Tempo	Medições de Temperatura			Tcalc	GL (n-1)	Ttab	Dentro da RAH0? (Tcalc < Ttab?)	Há diferenças 5% de significância?
Tempo 0 - Antes	21,2	21,1	21	-4,15	2	4,303	Sim	Não
Tempo 5 - Depois	22,8	23,1	23,1					
Diferença	-1,6	-2	-2,1					
Média das diferenças	-1,9							
Desvio padrão das diferenças	0,26							
Tempo 5 - Antes	22,8	23,1	23,1	-0,83	2	4,303	Sim	Não
Tempo 10 - Depois	23,7	23,4	23,4					
Diferença	-0,9	-0,3	-0,3					
Média das diferenças	-0,5							
Desvio padrão das diferenças	0,34							
Tempo 10 - Antes	23,7	23,4	23,4	-3,00	2	4,303	Sim	Não

Condutividade iônica

Teste F e T-Student

Tempo (Di- as)	Medições com agitação			Medições sem agitação			Mé- di- as com Agita- ção	Mé- di- as sem Agita- ção	Desv pad com agita- ção	Desv pad sem agita- ção	Fcal c	Fta b	Há dife- ren- ça entre as variân- cias?	Sp (ou v)	Tcalc	G L	Tta b	Tcal c cont ido na RA H0?	Há diferen- ças s 5% de signific- ância?
0	0,0000 0465	0,0000 0474	0,0000 0483	0,0000 0361	0,0000 0398	0,0000 0393	0,000 0047	0,000 0038	0,000 0001	0,000 0002	1,23	19	Não	0,0003 8128	0,00289 09749	4	2,7 76	Sim	Não
5	0,0000 051	0,0000 0513	0,0000 0525	0,0000 0415	0,0000 0399	0,0000 0425	0,000 0052	0,000 0041	0,000 0001	0,000 0001	1,25	19	Não	0,0003 24439	0,00388 82110	4	2,7 76	Sim	Não
10	0,0000 0461	0,0000 0451	0,0000 0453	0,0000 0382	0,0000 0394	0,0000 0328	0,000 0046	0,000 0037	0,000 0001	0,000 0004	1,24	19	Não	0,0004 49713	0,00236 93530	4	2,7 76	Sim	Não
15	0,0000 0393	0,0000 0393	0,0000 0402	0,0000 0344	0,0000 0375	0,0000 0371	0,000 0040	0,000 0036	0,000 0001	0,000 0002	1,09	19	Não	0,0003 32102	0,00121 69932	4	2,7 76	Sim	Não
20	0,0000 0304	0,0000 0299	0,0000 0267	0,0000 0288	0,0000 0254	0,0000 0295	0,000 0029	0,000 0028	0,000 0002	0,000 0002	1,04	19	Não	0,0004 58293	0,00029 39644	4	2,7 76	Sim	Não
25	0,0020 21	0,0020 02	0,0020 19	0,0020 22	0,0019 99	0,0019 31	0,002 0140	0,001 9840	0,000 0104	0,000 0473	1,02	19	Não	0,0053 73936	0,00683 71386	4	2,7 76	Sim	Não
30	0,0017 69	0,0017 58	0,0018 01	0,0017 98	0,0016 89	0,0016 67	0,001 7760	0,001 7180	0,000 0223	0,000 0701	1,03	19	Não	0,0068 003	0,01044 58932	4	2,7 76	Sim	Não
35	3,0825	3,1002	3,0648	0,8954 398	1,0743 906	0,6573 731	3,082 5000	0,875 7345	0,017 7000	0,209 2059	3,52	19	Não	0,3368 278	8,02405 47981	4	2,7 76	Não	Sim
40	5,201	5,239	5,235	0,0017 322	0,0017 186	0,0017 197	5,225 0000	0,001 7235	0,020 8806	0,000 0076	303 1,62	19	Sim	2	62,5969 9326	2	4,3 03	Não	Sim

Teste T pareado – condutividade com agitação

Pares de Tempo	Medições de Condutividade			Tcalc	GL (n-1)	Ttab	Dentro da RAH0? (Tcalc < Ttab?)	Há diferenças 5% de significância?
Tempo 0 - Antes	0,00000465	0,00000474	0,00000483	-8,08	2	4,30 3	Não	Sim
Tempo 5 - Depois	0,0000051	0,00000513	0,00000525					
Diferença	-0,00000045	-0,00000039	-0,000000420					
Média das diferenças	-0,00000042							
Desvio padrão das diferenças	0,000000030							
Tempo 5 - Antes	0,0000051	0,00000513	0,00000525	3,05	2	4,30 3	Sim	Não
Tempo 10 - Depois	0,00000461	0,00000451	0,00000453					
Diferença	0,00000049	0,00000062	0,00000072					
Média das diferenças	0,00000061							
Desvio padrão das diferenças	0,000000115							
Tempo 10 - Antes	0,00000461	0,00000451	0,00000453	3,99	2	4,30 3	Sim	Não
Tempo 15 - Depois	0,00000393	0,00000393	0,00000402					
Diferença	0,00000068	0,00000058	0,00000051					
Média das diferenças	0,00000059							
Desvio padrão das diferenças	0,000000085							
Tempo 15 - Antes	0,00000393	0,00000393	0,00000402	2,42	2	4,30 3	Sim	Não
Tempo 20 - Depois	0,00000304	0,00000299	0,00000267					
Diferença	0,00000089	0,000000940	0,00000135					
Média das diferenças	0,00000106							
Desvio padrão das diferenças	0,000000252							
Tempo 20 - Antes	0,00000304	0,00000299	0,00000267	-	2	4,30	Não	Sim

Tempo 25 - Depois	0,002021	0,002002	0,002019	110,5 6		3		
Diferença	-0,00201796	-0,00199901	-0,00201633					
Média das diferenças	-0,0020111							
Desvio padrão das diferenças	0,000010502							
Tempo 25 - Antes	0,002021	0,002002	0,002019	7,73	2	4,30 3	Não	Sim
Tempo 30 - Depois	0,001769	0,001758	0,001801					
Diferença	0,000252	0,000244	0,000218					
Média das diferenças	0,000238							
Desvio padrão das diferenças	0,000017776							
Tempo 30 - Antes	0,001769	0,001758	0,001801					
Tempo 35 - Depois	3,0825	3,1002	3,0648					
Diferença	-3,080731	-3,098442	-3,062999					
Média das diferenças	-3,080724			- 100,3 7	2	4,30 3	Não	Sim
Desvio padrão das diferenças	0,017721501							
Tempo 35 - Antes	3,0825	3,1002	3,0648					
Tempo 40 - Depois	5,201	5,239	5,235					
Diferença	-2,1185	-2,1388	-2,1702	-47,49	2	4,30 3	Não	Sim
Média das diferenças	-2,1425							
Desvio padrão das diferenças	0,026047841							
Tempo 0 - Antes	0,00000465	0,00000474	0,00000483					
Tempo 40 - Depois	5,201	5,239	5,235	- 144,4 7	2	4,30 3	Não	Sim
Diferença	-5,20099535	-5,23899526	-5,23499517					
Média das diferenças	-5,22499526							
Desvio padrão das diferenças	0,02088054							

Teste T pareado – condutividade sem agitação

Pares de Tempo	Medições de Condutividade			Tcalc	GL (n-1)	Ttab	Dentro da RAH0? (Tcalc < Ttab?)	Há diferenças 5% de significância?
Tempo 0 - Antes	0,00000361	0,00000398	0,00000393	-0,63	2	4,303	Sim	Não
Tempo 5 - Depois	0,00000415	0,00000399	0,00000425					
Diferença	-0,00000054	-0,00000010	-0,000000320					
Média das diferenças	-0,00000029							
Desvio padrão das diferenças	0,000000266							
Tempo 5 - Antes	0,00000415	0,00000399	0,00000425	0,55	2	4,303	Sim	Não
Tempo 10 - Depois	0,00000382	0,00000394	0,00000328					
Diferença	0,00000033	0,00000050	0,00000097					
Média das diferenças	0,00000045							
Desvio padrão das diferenças	0,000000472							
Tempo 10 - Antes	0,00000382	0,00000394	0,00000328	0,06	2	4,303	Sim	Não
Tempo 15 - Depois	0,00000344	0,00000375	0,00000371					
Diferença	0,00000038	0,00000019	-0,00000043					

Pares de Tempo	Medições de Oxigênio Dissolvido			Tcalc	GL (n-1)	Ttab	Dentro da RAH0? (Tcalc < Ttab?)	Há diferenças 5% de significância?
Tempo 0 - Antes	0,42	0,61	0,56	-1,98	2	4,30 3	Sim	Não
Tempo 5 - Depois	1,73	1,42	1,38					
Diferença	-1,31	-0,81	-0,82					
Média das diferenças	-0,98							
Desvio padrão das diferenças	0,29							
Tempo 5 - Antes	1,73	1,42	1,38	-0,24	2	4,30 3	Sim	Não
Tempo 10 - Depois	1,51	1,79	1,62					
Diferença	0,22	-0,37	-0,24					
Média das diferenças	-0,13							
Desvio padrão das diferenças	0,31							
Tempo 10 - Antes	1,51	1,79	1,62	-0,56	2	4,30 3	Sim	Não
Tempo 15 - Depois	1,99	1,87	1,72					
Diferença	-0,48	-0,08	-0,1					
Média das diferenças	-0,22							
Desvio padrão das diferenças	0,23							
Tempo 15 - Antes	1,99	1,87	1,72	-0,63	2	4,30 3	Sim	Não
Tempo 20 - Depois	1,98	2,35	2,09					
Diferença	0,01	-0,48	-0,37					
Média das diferenças	-0,28							

Desvio padrão das diferenças	0,26							
Tempo 20 - Antes	1,98	2,35	2,09	-45,83	2	4,30 3	Não	Sim
Tempo 25 - Depois	4,05	4,46	4,21					
Diferença	-2,07	-2,11	-2,12					
Média das diferenças	-2,1							
Desvio padrão das diferenças	0,026457513							
Tempo 25 - Antes	4,05	4,46	4,21	4,42	2	4,30 3	Não	Sim
Tempo 30 - Depois	2,65	2,79	2,39					
Diferença	1,4	1,67	1,82					
Média das diferenças	1,63							
Desvio padrão das diferenças	0,21							
Tempo 30 - Antes	2,65	2,79	2,39	-3,01	2	4,30 3	Sim	Não
Tempo 35 - Depois	3,91	4,02	4,1					
Diferença	-1,26	-1,23	-1,71					
Média das diferenças	-1,4							
Desvio padrão das diferenças	0,27							
Tempo 35 - Antes	3,91	4,02	4,1	5,03	2	4,30 3	Não	Sim
Tempo 40 - Depois	2,63	2,97	2,8					
Diferença	1,28	1,05	1,3					
Média das diferenças	1,21							
Desvio padrão das diferenças	0,14							
Tempo 0 - Antes	0,42	0,61	0,56	-16,51	2	4,30 3	Não	Sim
Tempo 40 - Depois	2,63	2,97	2,8					
Diferença	-2,21	-2,36	-2,24					
Média das diferenças	-2,27							
Desvio padrão das diferenças	0,08							

Teste T pareado – Oxigênio Dissolvido sem agitação

Pares de Tempo	Medições de Oxigênio Dissolvido			Tcalc	GL (n-1)	Ttab	Dentro da RAH0? (Tcalc < Ttab?)	Há diferenças 5% de significância?
Tempo 0 - Antes	0,88	0,63	0,62	-2,44	2	4,303	Sim	Não
Tempo 5 - Depois	1,69	1,93	1,84					
Diferença	-0,81	-1,30	-1,22					
Média das diferenças	-1,11							
Desvio padrão das diferenças	0,26							
Tempo 5 - Antes	1,69	1,93	1,84	2,19	2	4,303	Sim	Não
Tempo 10 - Depois	1,31	1,65	1,36					
Diferença	0,38	0,28	0,48					
Média das diferenças	0,38							
Desvio padrão das diferenças	0,10							
Tempo 10 - Antes	1,31	1,65	1,36	0,07	2	4,303	Sim	Não

Pares de Tempo	Medições DBO - 0,1%			Tcalc	GL (n-1)	Ttab	Dentro da RAH0? (Tcalc < Ttab?)	Há diferenças 5% de significância?
Tempo 0 - Antes	25,3	26,9	31,1	1,02	2	4,303	Sim	Não
Tempo 10 - Depois	15	8,1	25,3					
Diferença	10,3	18,80	5,80					
Média das diferenças	11,63							
Desvio padrão das diferenças	6,60							
Tempo 10 - Antes	15	8,1	25,3	-2,03	2	4,303	Sim	Não
Tempo 20 - Depois	29	26,9	35,9					
Diferença	-14	-18,80	-10,6					
Média das diferenças	-14,47							
Desvio padrão das diferenças	4,12							
Tempo 20 - Antes	29	26,9	35,9	1,60	2	4,303	Sim	Não
Tempo 30 - Depois	18,8	12	14,6					
Diferença	10,2	14,9	21,3					
Média das diferenças	15,47							
Desvio padrão das diferenças	5,57							
Tempo 30 - Antes	18,8	12	14,6	-13,16	2	4,303	Não	Sim
Tempo 40 - Depois	30,2	22,9	26,5					
Diferença	-11,40	-10,90	-11,90					
Média das diferenças	-11,40							
Desvio padrão das diferenças	0,50							
Tempo 0 - Antes	25,3	26,9	31,1	0,13	2	4,303	Sim	Não
Tempo 40 - Depois	30,2	22,9	26,5					
Diferença	-4,9	4	4,6					
Média das diferenças	1,23							
Desvio padrão das diferenças	5,32							

Teste T pareado – DBO – 0,1% sem agitação

Pares de Tempo	Medições DBO - 0,1%			Tcalc	GL (n-1)	Ttab	Dentro da RAH0? (Tcalc < Ttab?)	Há diferenças 5% de significância?
Tempo 0 - Antes	24,5	22,7	18,1	-0,63	2	4,303	Sim	Não
Tempo 10 - Depois	26	27,5	30,9					
Diferença	-1,5	-4,80	-12,80					
Média das diferenças	-6,37							
Desvio padrão das diferenças	5,81							
Tempo 10 - Antes	26	27,5	30,9	-0,21	2	4,303	Sim	Não
Tempo 20 - Depois	37,9	29,4	26,1					
Diferença	-11,9	-1,90	4,8					
Média das diferenças	-3,00							
Desvio padrão das diferenças	8,40							
Tempo 20 - Antes	37,9	29,4	26,1	0,26	2	4,303	Sim	Não
Tempo 30 - Depois	28	28,8	28,2					
Diferença	9,9	0,6	-2,1					
Média das diferenças	2,80							
Desvio padrão das diferenças	6,30							
Tempo 30 - Antes	28	28,8	28,2	-0,41	2	4,303	Sim	Não
Tempo 40 - Depois	46,5	27,1	33,1					
Diferença	-18,50	1,70	-4,90					
Média das diferenças	-7,23							
Desvio padrão das diferenças	10,30							
Tempo 0 - Antes	24,5	22,7	18,1	-0,90	2	4,303	Sim	Não
Tempo 40 - Depois	46,5	27,1	33,1					
Diferença	-22	-4,4	-15					
Média das diferenças	-13,80							
Desvio padrão das diferenças	8,86							

Pares de Tempo	Medições DBO - 1%			Tcalc	GL (n-1)	Ttab	Dentro da RAH0? (Tcalc < Ttab?)	Há diferenças 5% de significância?
Tempo 0 - Antes	2,95	2,99	2,96	0,54	2	4,303	Sim	Não
Tempo 10 - Depois	3,03	2,34	2,42					
Diferença	-0,08	0,65	0,54					
Média das diferenças	0,37							
Desvio padrão das diferenças	0,39							
Tempo 10 - Antes	3,03	2,34	2,42	-1,26	2	4,303	Sim	Não
Tempo 20 - Depois	4,97	3,39	3,26					
Diferença	-1,94	-1,05	-0,84					
Média das diferenças	-1,28							
Desvio padrão das diferenças	0,58							
Tempo 20 - Antes	4,97	3,39	3,26	0,46	2	4,303	Sim	Não
Tempo 30 - Depois	2,32	2,41	3,48					
Diferença	2,65	0,98	-0,22					
Média das diferenças	1,14							
Desvio padrão das diferenças	1,44							
Tempo 30 - Antes	2,32	2,41	3,48	0,23	2	4,303	Sim	Não
Tempo 40 - Depois	2,68	2,01	2,94					
Diferença	-0,36	0,40	0,54					
Média das diferenças	0,19							
Desvio padrão das diferenças	0,48							
Tempo 0 - Antes	2,95	2,99	2,96	0,49	2	4,303	Sim	Não
Tempo 40 - Depois	2,68	2,01	2,94					
Diferença	0,27	0,98	0,02					
Média das diferenças	0,42							
Desvio padrão das diferenças	0,50							

Teste T pareado – DBO – 1% sem agitação

Pares de Tempo	Medições DBO - 1%			Tcalc	GL (n-1)	Ttab	Dentro da RAH0? (Tcalc < Ttab?)	Há diferenças 5% de significância?
Tempo 0 - Antes	1,73	1,27	1,75	-1,17	2	4,303	Sim	Não
Tempo 10 - Depois	2,29	3	3,06					
Diferença	-0,56	-1,73	-1,31					
Média das diferenças	-1,20							
Desvio padrão das diferenças	0,59							
Tempo 10 - Antes	2,29	3	3,06	-0,08	2	4,303	Sim	Não
Tempo 20 - Depois	3,39	2,67	2,64					
Diferença	-1,1	0,33	0,42					
Média das diferenças	-0,12							
Desvio padrão das diferenças	0,85							
Tempo 20 - Antes	3,39	2,67	2,64	0,58	2	4,303	Sim	Não
Tempo 30 - Depois	2,57	2,7	2,12					
Diferença	0,82	-0,03	0,52					
Média das diferenças	0,44							
Desvio padrão das diferenças	0,43							
Tempo 30 - Antes	2,57	2,7	2,12	-0,95	2	4,303	Sim	Não
Tempo 40 - Depois	3,17	4,44	4,73					
Diferença	-0,60	-1,74	-2,61					
Média das diferenças	-1,65							
Desvio padrão das diferenças	1,01							
Tempo 0 - Antes	1,73	1,27	1,75	-1,54	2	4,303	Sim	Não
Tempo 40 - Depois	3,17	4,44	4,73					
Diferença	-1,44	-3,17	-2,98					
Média das diferenças	-2,53							
Desvio padrão das diferenças	0,95							

DBO – 10%

Teste F e T-Student

Tem po (Dia s)	Medições com agitação			Medições sem agitação			Tem po (Dia s)	Médi as com Agita ção	Médi as sem Agita ção	Desv pad com agita ção	Desv pad sem agita ção	Fcal c	Ftab	Há diferen ça entre as variânc ias?	Sp	Tcalc	GL	Tta b	Tcal c conti do na RAH 0?	Há diferen ça a 5% de significâ ncia?
0	0,1 58	0,1 19	0,1 41	0,1 14	0,0 54	0,0 7	0	0,14	0,08	0,020	0,031	0,63	19	Não	0,15909 6134	0,46188 8611	4	2,7 76	Sim	Não
10	0,2 81	0,2 59	0,3 25	0,2 25	0,2 23	0,1 57	10	0,29	0,20	0,034	0,039	0,87	19	Não	0,19013 2778	0,55826 5421	4	2,7 76	Sim	Não
20	0,4 34	0,3 42	0,2 8	0,2 82	0,2 45	0,3 18	20	0,35	0,28	0,077	0,037	2,12	19	Não	0,23873 2721	0,36082 3556	4	2,7 76	Sim	Não
30	0,1 82	0,3 04	0,2 33	0,2 14	0,1 89	0,2 5	30	0,24	0,22	0,061	0,031	2,00	19	Não	0,21440 3206	0,12567 1568	4	2,7 76	Sim	Não
40	0,2 78	0,4 14	0,4 17	0,4 08	0,4 56	0,5 14	40	0,37	0,46	0,079	0,053	1,50	19	Não	0,25736 9763	- 0,42669 655	4	2,7 76	Sim	Não

Teste T pareado – DBO – 10% com agitação

Pares de Tempo	Medições DBO - 10%			Tcalc	GL (n-1)	Ttab	Dentro da RAH0? (Tcalc < Ttab?)	Há diferenças 5% de significância?
Tempo 0 - Antes	0,158	0,119	0,141	-2,73	2	4,303	Sim	Não
Tempo 10 - Depois	0,281	0,259	0,325					
Diferença	-0,123	-0,14	-0,18					
Média das diferenças	-0,15							
Desvio padrão das diferenças	0,03							
Tempo 10 - Antes	0,281	0,259	0,325	-0,37	2	4,303	Sim	Não
Tempo 20 - Depois	0,434	0,342	0,28					
Diferença	-0,153	-0,08	0,045					
Média das diferenças	-0,06							
Desvio padrão das diferenças	0,10							
Tempo 20 - Antes	0,434	0,342	0,28	0,54	2	4,303	Sim	Não
Tempo 30 - Depois	0,182	0,304	0,233					
Diferença	0,252	0,038	0,047					
Média das diferenças	0,11							
Desvio padrão das diferenças	0,12							
Tempo 30 - Antes	0,182	0,304	0,233	-1,59	2	4,303	Sim	Não
Tempo 40 - Depois	0,278	0,414	0,417					
Diferença	-0,10	-0,11	-0,18					
Média das diferenças	-0,13							
Desvio padrão das diferenças	0,05							
Tempo 0 - Antes	0,158	0,119	0,141	-1,38	2	4,303	Sim	Não
Tempo 40 - Depois	0,278	0,414	0,417					
Diferença	-0,12	-0,295	-0,276					
Média das diferenças	-0,23							
Desvio padrão das diferenças	0,10							

Teste T pareado – DBO – 10% sem agitação

Pares de Tempo	Medições DBO - 10%			Tcalc	GL (n-1)	Ttab	Dentro da RAH0? (Tcalc < Ttab?)	Há diferenças 5% de significância?
Tempo 0 - Antes	0,114	0,054	0,07	-1,68	2	4,303	Sim	Não
Tempo 10 - Depois	0,225	0,223	0,157					
Diferença	-0,111	-0,17	-0,09					
Média das diferenças	-0,12							
Desvio padrão das diferenças	0,04							
Tempo 10 - Antes	0,225	0,223	0,157	-0,64	2	4,303	Sim	Não
Tempo 20 - Depois	0,282	0,245	0,318					
Diferença	-0,057	-0,02	-0,161					
Média das diferenças	-0,08							
Desvio padrão das diferenças	0,07							
Tempo 20 - Antes	0,282	0,245	0,318	5,33	2	4,303	Não	Sim
Tempo 30 - Depois	0,214	0,189	0,25					
Diferença	0,068	0,056	0,068					
Média das diferenças	0,06							
Desvio padrão das diferenças	0,01							
Tempo 30 - Antes	0,214	0,189	0,25	-3,38	2	4,303	Sim	Não
Tempo 40 - Depois	0,408	0,456	0,514					
Diferença	-0,19	-0,27	-0,26					
Média das diferenças	-0,24							
Desvio padrão das diferenças	0,04							
Tempo 0 - Antes	0,114	0,054	0,07	-2,84	2	4,303	Sim	Não
Tempo 40 - Depois	0,408	0,456	0,514					
Diferença	-0,294	-0,402	-0,444					
Média das diferenças	-0,38							
Desvio padrão das diferenças	0,08							

Pares de Tempo	Medições Sólidos Totais Secos			Tcalc	GL (n-1)	Ttab	Dentro da RAH0? (Tcalc < Ttab?)	Há diferenças 5% de significância?
Tempo 0 - Antes	17,308	17,754	19,154	4,90	2	4,303	Não	Sim
Tempo 10 - Depois	4,532	4,676	3,41					
Diferença	12,776	13,08	15,74					
Média das diferenças	13,87							
Desvio padrão das diferenças	1,63							
Tempo 10 - Antes	4,532	4,676	3,41	-0,95	2	4,303	Sim	Não
Tempo 20 - Depois	6,948	8,422	11,29					
Diferença	-2,416	-3,75	-7,88					
Média das diferenças	-4,68							
Desvio padrão das diferenças	2,85							
Tempo 20 - Antes	6,948	8,422	11,29	1,80	2	4,303	Sim	Não
Tempo 30 - Depois	2,848	3,252	3,658					
Diferença	4,1	5,17	7,632					
Média das diferenças	5,63							
Desvio padrão das diferenças	1,81							
Tempo 30 - Antes	2,848	3,252	3,658	-2,25	2	4,303	Sim	Não
Tempo 40 - Depois	6,816	6,562	9,09					
Diferença	-3,97	-3,31	-5,43					
Média das diferenças	-4,24							
Desvio padrão das diferenças	1,09							
Tempo 0 - Antes	17,308	17,754	19,154	10,73	2	4,303	Não	Sim
Tempo 40 - Depois	6,816	6,562	9,09					
Diferença	10,492	11,192	10,064					
Média das diferenças	10,58							
Desvio padrão das diferenças	0,57							

Teste T pareado – Sólidos totais secos sem agitação

Pares de Tempo	Medições Sólidos Totais Secos			Tcalc	GL (n-1)	Tiab	Dentro da RAH0? (Tcalc < Tiab?)	Há diferenças 5% de significância?
Tempo 0 - Antes	17,308	17,754	19,154	1,56	2	4,303	Sim	Não
Tempo 10 - Depois	4,496	10,196	2,466					
Diferença	12,812	7,56	16,69					
Média das diferenças	12,35							
Desvio padrão das diferenças	4,58							
Tempo 10 - Antes	4,496	10,196	2,466	-0,03	2	4,303	Sim	Não
Tempo 20 - Depois	5	6,106	6,73					
Diferença	-0,504	4,09	-4,264					
Média das diferenças	-0,23							
Desvio padrão das diferenças	4,18							
Tempo 20 - Antes	5	6,106	6,73	-2,06	2	4,303	Sim	Não
Tempo 30 - Depois	5,552	6,972	7,274					
Diferença	-0,552	-0,866	-0,544					
Média das diferenças	-0,65							
Desvio padrão das diferenças	0,18							
Tempo 30 - Antes	5,552	6,972	7,274	2,50	2	4,303	Sim	Não
Tempo 40 - Depois	4,368	6,122	6,496					
Diferença	1,18	0,85	0,78					
Média das diferenças	0,94							
Desvio padrão das diferenças	0,22							
Tempo 0 - Antes	17,308	17,754	19,154	10,41	2	4,303	Não	Sim
Tempo 40 - Depois	4,368	6,122	6,496					
Diferença	12,94	11,632	12,658					
Média das diferenças	12,41							
Desvio padrão das diferenças	0,69							

Teste T pareado – Sólidos fixos sem agitação

Pares de Tempo	Medições Sólidos Fixos			Tcalc	GL (n-1)	Ttab	Dentro da RAH0? (Tcalc < Ttab?)	Há diferenças 5% de significância?
Tempo 0 - Antes	865,4	887,7	957,7	1,56	2	4,303	Sim	Não
Tempo 10 - Depois	224,8	509,8	123,3					
Diferença	640,6	377,90	834,40					
Média das diferenças	617,63							
Desvio padrão das diferenças	229,11							
Tempo 10 - Antes	224,8	509,8	123,3	-0,03	2	4,303	Sim	Não
Tempo 20 - Depois	250	305,3	336,5					
Diferença	-25,2	204,50	-213,2					
Média das diferenças	-11,30							
Desvio padrão das diferenças	209,20							
Tempo 20 - Antes	250	305,3	336,5	-2,06	2	4,303	Sim	Não
Tempo 30 - Depois	277,6	348,6	363,7					
Diferença	-27,6	-43,3	-27,2					
Média das diferenças	-32,70							
Desvio padrão das diferenças	9,18							
Tempo 30 - Antes	277,6	348,6	363,7	2,50	2	4,303	Sim	Não
Tempo 40 - Depois	218,4	306,1	324,8					
Diferença	59,20	42,50	38,90					
Média das diferenças	46,87							
Desvio padrão das diferenças	10,83							
Tempo 0 - Antes	865,4	887,7	957,7	10,41	2	4,303	Não	Sim
Tempo 40 - Depois	218,4	306,1	324,8					
Diferença	647	581,6	632,9					
Média das diferenças	620,50							
Desvio padrão das diferenças	34,42							

Sólidos voláteis

Teste F e T-Student

Tem po (Dia s)	Medições com agitação			Medições sem agitação			Média s com Agita ção	Média s sem Agita ção	Desv pad com agitaç ão	Desv pad sem agitaç ão	Fca lc	Fta b	Há diferenç a entre as variânci as?	Sp	Tcalc	G L	Tta b	Tcalc contid o na RAH O?	Há diferença s a 5% de significân cia?
0	964,3 36	959,9 24	954,5 56	964,3 36	959,9 24	954,5 56	959,6 05	959,6 05	4,898	4,898	1,0 0	19	Não	2,213093 145	0	4	2,7 76	Sim	Não
10	981,2 34	968,5 28	978,7 48	977,6 78	969,8 94	978,3 84	976,1 70	975,3 19	6,734	4,711	1,4 3	19	Não	2,392177 362	0,435864 895	4	2,7 76	Sim	Não
20	982,5 32	972,6 42	982,4 4	963,3 88	966,1 08	976,7 82	979,2 05	968,7 59	5,684	7,080	0,8 0	19	Não	2,526193 819	5,064088 247	4	2,7 76	Não	Sim
30	906,1 68	920,8 98	918,2 92	958,0 4	929,3 32	916,1 18	915,1 19	934,4 97	7,861	21,43 3	0,3 7	19	Não	3,827121 5	- 6,201080 792	4	2,7 76	Não	Sim
40	968,6 78	983,4 2	978,5	972,4 18	978,4 12	982,9 46	976,8 66	977,9 25	7,506	5,281	1,4 2	19	Não	2,528482 808	- 0,513119 197	4	2,7 76	Sim	Não

Teste T pareado – Sólidos voláteis com agitação

Pares de Tempo	Medições Sólidos Voláteis			Tcalc	GL (n-1)	Tab	Dentro da RAH0? (Tcalc < Ttab?)	Há diferenças 5% de significância?
Tempo 0 - Antes	964,33 6	959,92 4	954,55 6	-1,23	2	4,303	Sim	Não
Tempo 10 - Depois	981,23 4	968,52 8	978,74 8					
Diferença	- 16,898	-8,60	-24,19					
Média das diferenças	-16,56							
Desvio padrão das diferenças	7,80							
Tempo 10 - Antes	981,23 4	968,52 8	978,74 8	-1,15	2	4,303	Sim	Não
Tempo 20 - Depois	982,53 2	972,64 2	982,44					
Diferença	-1,298	-4,11	-3,692					
Média das diferenças	-3,03							
Desvio padrão das diferenças	1,52							
Tempo 20 - Antes	982,53 2	972,64 2	982,44	3,01	2	4,303	Sim	Não
Tempo 30 - Depois	906,16 8	920,89 8	918,29 2					
Diferença	76,364	51,744	64,148					
Média das diferenças	64,09							
Desvio padrão das diferenças	12,31							
Tempo 30 - Antes	906,16 8	920,89 8	918,29 2	-26,75	2	4,303	Não	Sim
Tempo 40 - Depois	968,67 8	983,42	978,5					
Diferença	-62,51	-62,52	-60,21					
Média das diferenças	-61,75							
Desvio padrão das diferenças	1,33							
Tempo 0 - Antes	964,33 6	959,92 4	954,55 6	-0,89	2	4,303	Sim	Não
Tempo 40 - Depois	968,67 8	983,42	978,5					
Diferença	-4,342	- 23,496	- 23,944					
Média das diferenças	-17,26							

Pares de Tempo	Medições Sólidos Voláteis			Tcalc	GL (n-1)	Ttab	Dentro da RAH0? (Tcalc < Ttab?)	Há diferenças 5% de significância?
Tempo 0 - Antes	964,33 6	959,92 4	954,55 6	-1,26	2	4,303	Sim	Não
Tempo 10 - Depois	977,67 8	969,89 4	978,38 4					
Diferença	- 13,342	-9,97	-23,83					
Média das diferenças	-15,71							
Desvio padrão das diferenças	7,23							
Tempo 10 - Antes	977,67 8	969,89 4	978,38 4	0,56	2	4,303	Sim	Não
Tempo 20 - Depois	963,38 8	966,10 8	976,78 2					
Diferença	14,29	3,79	1,602					
Média das diferenças	6,56							
Desvio padrão das diferenças	6,78							
Tempo 20 - Antes	963,38 8	966,10 8	976,78 2	0,71	2	4,303	Sim	Não
Tempo 30 - Depois	958,04	929,33 2	916,11 8					
Diferença	5,348	36,776	60,664					
Média das diferenças	34,26							
Desvio padrão das diferenças	27,74							
Tempo 30 - Antes	958,04	929,33 2	916,11 8	-0,94	2	4,303	Sim	Não
Tempo 40 - Depois	972,41 8	978,41 2	982,94 6					
Diferença	-14,38	-49,08	-66,83					
Média das diferenças	-43,43							
Desvio padrão das diferenças	26,68							
Tempo 0 - Antes	964,33 6	959,92 4	954,55 6	-1,04	2	4,303	Sim	Não
Tempo 40 - Depois	972,41 8	978,41 2	982,94 6					
Diferença	-8,082	- 18,488	-28,39					
Média das diferenças	-18,32							
Desvio padrão das diferenças	10,16							

