

LETÍCIA THÁLIA SILVA MACHADO

**APROVEITAMENTO DE EFLUENTE GERADO NA BIODIGESTÃO ANAERÓBIA
DE RESÍDUOS ORGÂNICOS DE ORIGEM DOMÉSTICA NA AGRICULTURA
IRRIGADA**

Botucatu

2022

LETÍCIA THÁLIA SILVA MACHADO

**APROVEITAMENTO DE EFLUENTE GERADO NA BIODIGESTÃO ANAERÓBIA
DE RESÍDUOS ORGÂNICOS DE ORIGEM DOMÉSTICA NA AGRICULTURA
IRRIGADA**

Dissertação apresentada à Faculdade de Ciências Agronômicas da Unesp Campus de Botucatu, para obtenção do título de Mestre em Agronomia: Irrigação e Drenagem.

Orientador: Prof. Dr. Rodrigo Máximo Sánchez Román

Coorientadora: Profa. Dra. Kassandra Sussi Mustafé Oliveira

Botucatu

2022

M149a	Machado, Leticia Thália Silva Aproveitamento de efluente gerado na biodigestão anaeróbia de resíduos orgânicos de origem doméstica na agricultura irrigada / Leticia Thália Silva Machado. -- Botucatu, 2022 99 p. : il., tabs., fotos Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu Orientador: Rodrigo Máximo Sánchez Román Coorientadora: Kassandra Sussi Mustafé Oliveira 1. digestato. 2. biofertilizante. 3. alface. 4. filtro anaeróbico vertical descendente. 5. biodigestores. I. Título.
-------	--

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca da Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: APROVEITAMENTO DE EFLUENTE GERADO NA BIODIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS ORGÂNICOS DE ORIGEM DOMÉSTICA NA AGRICULTURA IRRIGADA

AUTORA: LETÍCIA THÁLIA SILVA MACHADO

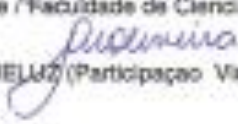
ORIENTADOR: RODRIGO MÁXIMO SÁNCHEZ ROMÁN

COORIENTADORA: KASSANDRA SUSSI MUSTAFÉ OLIVEIRA

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Mestra em AGRONOMIA (IRRIGAÇÃO E DRENAGEM), pela Comissão Examinadora:


Prof. Dra. KASSANDRA SUSSI MUSTAFÉ OLIVEIRA (Participação Virtual)
Departamento de Engenharia Rural e Socioeconomia / Faculdade de Ciências Agrônomicas - UNESP


P/ Prof. Dr. HÉLIO GRASSI FILHO (Participação Virtual)
Ciência Florestal Solo e Ambiente / Faculdade de Ciências Agrônomicas de Botucatu - UNESP


P/ Dr. JOÃO GABRIEL THOMAZ QUELUZ (Participação Virtual)
CEA / UNESP/Rio Claro (SP)

Botucatu, 28 de julho de 2022

*Dedico este trabalho aos
meus pais Silvia e Guleandro.
Sem eles não teria sido possível.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço inicialmente a Deus, pela vida, pela saúde, pela oportunidade de estudar, pela força e por permitir a realização de um dos meus sonhos.

A minha família, em especial aos meus pais Juleandro e Silvia, por sempre me apoiarem e fazerem tudo que puderem para me ajudar.

Ao CNPq – Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, pela bolsa de estudo concedida.

Ao Prof. Dr. Rodrigo Máximo Sánchez Román pela orientação durante esse período, pela paciência, por todos os ensinamentos e conhecimentos passados, e por confiar no meu trabalho.

A Profa. Dr. Kassandra Sussi Mustafé Oliveira pela co-orientação durante esse período, pelos conhecimentos e experiências compartilhadas, pelo auxílio nas análises laboratoriais e por confiar no meu trabalho e pela amizade.

À Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" por toda estrutura e suporte fornecidos, e, ao corpo de docente do Programa de Pós-Graduação em Agronomia – Irrigação e Drenagem, em especial ao Dr. Antonio Ismael Inácio Cardoso, Dr. Fernando Braz Tangerino Hernandez, Dr. João Carlos Cury Saad e Dr. Roberto Lyra Villas Bôas, que me auxiliaram no esclarecimento de dúvidas durante o mestrado.

À HomeBiogás® Brasil pela doação do equipamento utilizado neste trabalho.

Ao Dr. Danilo Pereira Ribeiro e Dr. Nelson Licínio Campos de Oliveira que sempre estiveram dispostos a me ajudar e pelo suporte no desenvolvimento da pesquisa.

Ao Karl Auguste Leroy pela amizade, pela troca de conhecimentos e por todo apoio que me deu durante a realização do projeto.

Aos funcionários e colaboradores do Departamento de Engenharia Rural da Faculdade de Ciências Agrônômicas- FCA, em especial ao Gilberto Winckler e ao Israel Ramos, por toda a ajuda, prontidão e suporte nos momentos que precisei.

Aos meus amigos e colegas Alana Emanoele, Anderson Pereira, Caio Fernandes, João Guimarães, Kevim Ventura, Laís Febroni e Nathalie Gomez pelo apoio e companheirismo.

Por fim, agradeço a todos que, de alguma forma, contribuíram para que este objetivo fosse alcançado.

“[...] a coragem começa a abrir caminho quando nos mostramos e nos permitimos ser vistos”.

BROWN, B. **A coragem de ser imperfeito**. Tradução de Joel Macedo. Rio de Janeiro: Sextante, 2016. p. 26.

RESUMO

O digestato obtido através do processo de digestão anaeróbia pode ser aproveitado e benéfico na produção agrícola, no entanto, existem poucas informações e recomendações para um uso seguro desse subproduto na agricultura. À vista disso, objetivou-se com este trabalho realizar a caracterização e aplicação de um efluente, obtido a partir do tratamento anaeróbio de resíduos alimentares, na produção de alface, avaliando seus efeitos na cultura e no sistema de irrigação localizada por gotejamento. Para isso, utilizaram-se dois reatores anaeróbios, um biodigestor comercial e um sistema de filtros anaeróbios verticais descendentes (SFAV), adotado como pós-tratamento para o digestato obtido do biodigestor. As características físico-químicas e biológicas dos efluentes obtidos pelos dois sistemas utilizados foram analisadas. A partir dos resultados, constatou-se que o efluente obtido pelo SFAV tinha características mais adequadas do que o obtido pelo biodigestor para uso na fertirrigação de alface *Crespa Vera* (*Lactuca sativa* L.). Dessa forma, foi determinada uma dosagem de aplicação desse biofertilizante para atender à demanda potássica de cobertura da alface. O ensaio experimental foi de blocos casualizados e consistiu em 5 tratamentos e 5 repetições, sendo T1 – NPK mineral recomendado (testemunha); T2 – biofertilizante + NP mineral; T3 – biofertilizante + N mineral; T4 – biofertilizante + P mineral e T5 – biofertilizante. Para fornecer apenas os elementos químicos de interesse em cada tratamento foi necessário utilizar diferentes fontes de adubo, dispondo no T1: MAP, KNO_3 e uréia, T2: MAP e uréia, T3: uréia e T4: H_3PO_4 . As dosagens dos adubos foram definidas seguindo as recomendações do IAC. Ao final do ciclo da cultura, foram avaliadas suas propriedades biométricas, nutricionais e microbiológicas. A avaliação do desempenho do sistema de irrigação foi feita no início, meio e fim do ciclo da cultura através do teste de uniformidade de aplicação de água. A partir dos resultados obtidos constatou-se que tanto o digestato do biodigestor quanto o biofertilizante obtido pelo SFAV apresentaram características interessantes para o uso agrícola. O biofertilizante obtido do SFAV apresentou características mais apropriadas após diluição de 1:6 para o uso em sistema de irrigação localizada. Quanto à produção da alface, os tratamentos que fizeram o uso do biofertilizante apresentaram rendimentos de massa fresca, massa seca e diâmetro de copa superiores ao tratamento adubado com o fertilizante mineral. Ainda, o uso do biofertilizante gerou aumento do teor de Ca foliar e obteve teores médios de N, P, K e

Mg próximos ao tratamento adubado com fertilizante mineral. As contagens de bactérias presentes nos biofertilizantes não resultaram em contagem de *E. coli* nas alfaces. Em nenhum dos tratamentos as alfaces apresentaram contagem de *E. coli* e *Salmonella* spp., atendendo aos padrões sanitários exigidos pela legislação brasileira. Conclui-se que o biofertilizante, sob diluição de 1:6, apresentou efeitos satisfatórios para a produção da alface, podendo substituir a adubação mineral de cobertura sem que haja prejuízo na produtividade, não gerou alfaces danosas ao consumo humano in natura, uma vez que não manifestou presença de microrganismos patogênicos, e não gerou prejuízos no sistema de irrigação localizada durante o tempo de operação utilizado neste projeto.

Palavras-chave: digestato; biofertilizante; alface; filtro anaeróbico vertical descendente; biodigestores.

ABSTRACT

The digestate obtained through the anaerobic digestion process can be used and beneficial in agricultural production, however, there is few information and recommendations for a safe use of this by-product in agriculture. The objective of this work was to carry out the characterization and application of an effluent, obtained from the anaerobic treatment of food waste, in the production of lettuce, evaluating its effects on the crop and on the drip irrigation system. For this, were used two anaerobic reactors, a commercial digester and a vertical descending anaerobic filters system (SFAV), adopted as post-treatment for the digestate obtained from the biodigester. The physical-chemical and biological characteristics of the effluents obtained by the two systems used were analyzed. From the results, it was found that the effluent obtained by the SFAV had more suitable characteristics than that obtained by the biodigester for use in the fertigation of lettuce *Lactuca sativa* L. Thus, a dosage of application of this biofertilizer was determined to meet the cover potassium demand of lettuce. The experimental trial was randomized blocks and consisted of 5 treatments and 5 replications, being T1 – mineral NPK recommended (control); T2 – biofertilizer + mineral NP; T3 – biofertilizer + mineral N; T4 – biofertilizer + mineral P and T5 – biofertilizer. To supply only the chemical elements of interest in each treatment, it was necessary to use different sources of fertilizer, with T1: MAP, KNO₃ and urea, T2: MAP and urea, T3: urea and T4: H₃PO₄. Fertilizer dosages were defined following the recommendations of the IAC. At the end of the culture cycle, its biometric, nutritional and microbiological properties were evaluated. The evaluation of the irrigation system performance was carried out at the beginning, middle and end of the crop cycle through the test of uniformity of water application. From the results obtained, it was found that both the digestate of the biodigester and the biofertilizer obtained by SFAV showed interesting characteristics for agricultural use. The biofertilizer obtained from SFAV showed more appropriate characteristics after dilution of 1:6 for use in a localized irrigation system. As for lettuce production, the treatments that used the biofertilizer showed yields of fresh mass, dry mass and crown diameter higher than the treatment fertilized with mineral fertilizer. Furthermore, the use of biofertilizer generated an increase in foliar Ca content and obtained average levels of N, P, K and Mg close to the treatment fertilized with mineral fertilizer. The bacterial counts present in the biofertilizers did not result in *E. coli* counts in the lettuces. In none of the treatments,

the lettuces showed counts of *E. coli* and *Salmonella* spp., meeting the sanitary standards required by Brazilian legislation. With this, it is concluded that the biofertilizer, at a dilution of 1:6, presented satisfactory effects for the production of lettuce, being able to replace the mineral fertilization of cover without prejudice to productivity, it did not generate lettuces harmful to human consumption in natura, since it did not show the presence of pathogenic microorganisms, and did not generate losses in the localized irrigation system during the operating time used in this project.

Keywords: digestate; biofertilizer; lettuce, vertical descending anaerobic filter; biodigesters.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Composição global dos resíduos sólidos urbanos	23
Figura 2 - Sequência do processo de digestão anaeróbia de resíduos orgânicos	25
Figura 3 - Benefícios obtidos com o uso de digestores anaeróbios	27
Figura 4 - Biodigestor HomeBiogas™ 2.0	29
Figura 5 - Demonstração do funcionamento do sistema HomeBiogas™ 2.0	30
Figura 6 - Formação da biomassa ativa em filtros anaeróbios	36
Figura 7 - Representação esquemática de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente	37
Figura 8 - Representação esquemática de um filtro anaeróbio de fluxo descendente	37
Figura 9 - Mapa de localização do município de Botucatu-SP	41
Figura 10 - Instalação e ativação do biodigestor HomeBiogas™ na FCA/UNESP....	42
Figura 11 - Representação do biodigestor de 1.200L, HomeBiogas™ 2.0	43
Figura 12 - Exemplo do substrato orgânico utilizado para alimentar o biodigestor ...	44
Figura 13 - Amostragem do substrato orgânico para sua caracterização	45
Figura 14 - Imagem do coador utilizado	46
Figura 15 - Representação da composição e disposição do sistema de filtragem	46
Figura 16 - Esquema com as principais dimensões e conexões dos recipientes do sistema de filtragem	47
Figura 17 - Imagem do sistema de filtragem instalado e em funcionamento	48
Figura 18 - Descrição das características do vaso utilizado.....	50
Figura 19 - Mudas da alface crespa cultivar Vera no dia que foi realizado o plantio.	51
Figura 20 - Croqui do design experimental	52
Figura 21 - Imagem do experimento em andamento.....	52
Figura 22 - Imagem do botão gotejador utilizado	55
Figura 23 - Representação da disposição do sistema de irrigação na área.....	55

Figura 24 - Imagens do teste de uniformidade de aplicação de água realizado no início do experimento, antes do plantio da cultura.....	57
Figura 25 - Tensiômetros instalados na área para o manejo da irrigação	59
Figura 26 - Curva da equação de Van Genuchten para o solo do experimento	60
Figura 27 - Saquinhos com amostras preparadas para realização da análise microbiológica.....	64
Figura 28 - Digestato obtido a partir do biodigestor HomeBiogas™ 2.0	66
Figura 29 - Comportamento temporal do teor de sólidos do efluente obtido pelo Homebiogas™ 2.0	66
Figura 30 - Biofertilizante obtido após tratamento pelo sistema de filtragem anaeróbio vertical descendente (SFAV)	69
Figura 31 - Comportamento temporal do teor de sólidos do efluente obtido pelo sistema de filtragem anaeróbio vertical descendente (SFAV)	70
Figura 32 - Biofertilizante gerado pelo biodigestor (a) versus biofertilizante gerado pelo sistema de filtragem anaeróbio vertical (b)	72
Figura 33 - Correlação entre massa fresca e diâmetro de copa da alface crespa sob o uso de diferentes adubações.....	76
Figura 34 - Imagens das plantas de alface retiradas após a colheita para cada tratamento.....	76
Figura 35 - Aparência das placas de XLD (Ágar de desoxicolato-lisina-xilose), uma das fases de avaliação para presença de <i>Salmonella</i> spp.	81
Figura 36 - Imagens do estado interno do filtro de disco utilizado no sistema de irrigação no início meio e fim do experimento.....	84
Quadro 1 - Características químicas dos digestatos obtidos de alguns trabalhos.....	33
Quadro 2 - Parâmetros de qualidade dos efluentes analisados e metodologias adotadas.....	49
Quadro 3 - Resultado da análise química do solo.....	50
Quadro 4 - Condutividade elétrica e pH das caldas produzidas com os diferentes adubos químicos para cada tratamento.....	54
Quadro 5 - Classificação do CUC, CUD e CE para sistemas de irrigação.....	58
Quadro 6 - Datas do início e término das atividades importantes durante a condução da cultura.....	61

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Características químicas e biológicas do digestato obtido como efluente do HomeBiogas™	68
Tabela 2 - Características químicas e biológicas do biofertilizante obtido pelo sistema de filtragem anaeróbio vertical descendente (SFAV)	71
Tabela 3 - Características do biofertilizante diluído 1:6 e o grau de risco de comprometimento do sistema de irrigação localizada	73
Tabela 4 - Parâmetros biométricos da alface crespa com o uso de diferentes fontes de adubos em cobertura.....	75
Tabela 5 - Teor médio dos macronutrientes nas folhas das alfaces por tratamento .	78
Tabela 6 - Resultado da contagem de Coliformes Totais e <i>E. coli</i> nas folhas das alfaces para cada tratamento	80
Tabela 7 - Produtividade da alface crespa Vera com o uso de diferentes fontes de adubo em cobertura	82
Tabela 8 - Resultados dos testes de uniformidade realizado no início, meio e fim do ciclo da alface.....	83

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	21
2	REVISÃO DE LITERATURA	23
2.1	Geração e Destinação dos Resíduos Orgânicos	23
2.2	Digestão Anaeróbia.....	24
2.3	HomeBiogas™ 2.0	28
2.4	Características de Digestatos Anaeróbios.....	31
2.5	Sistema de Filtragem Anaeróbia como Pós-tratamento para Digestatos	35
2.6	Aproveitamento e Benefícios do Uso de Digestatos Anaeróbios na Agricultura.....	39
3	MATERIAL E MÉTODOS	41
3.1	Localização	41
3.2	Instalação e Ativação do Biodigestor HomeBiogas™ 2.0	41
3.3	Caracterização do Substrato Orgânico e Alimentação do Biodigestor ...	44
3.4	Descrição da Construção e Operação do Sistema de Filtros Anaeróbicos	45
3.5	Análises dos efluentes.....	48
3.6	Descrição da Área de Plantio e Preparos Iniciais.....	49
3.7	Escolha e Especificações da Cultura	51
3.8	Delineamento e Caracterização dos Tratamentos.....	51
3.9	Sistema de Irrigação	54
3.9.1	Instalação e Operação do Sistema de Irrigação	54
3.9.2	Avaliação do Sistema de Irrigação	56
3.10	Condução da Cultura	58
3.11	Propriedades Avaliadas na Alface	62
3.11.1	Propriedades Biométricas	62
3.11.2	Propriedades Nutricionais.....	63
3.11.3	Análises microbiológicas de contagem e de presença/ausência	63
3.12	Estimativa da Produtividade	64
3.13	Análise Estatística.....	64
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	65

4.1	Caracterização dos Resíduos Sólidos Orgânicos Utilizados para Alimentar o Biodigestor.....	65
4.2	Caracterização dos Efluentes Obtidos pelo Reator Biológico.....	65
4.2.1	Digestato do Biodigestor	65
4.2.2	Biofertilizante do Filtro.....	69
4.3	Dosagem e Aplicação do Biofertilizante na Alface via Irrigação Localizada.....	72
4.4	Efeitos do Biofertilizante no Cultivo da Alface Crespa	74
4.4.1	Propriedades Biométricas	74
4.4.2	Propriedades Nutricionais	77
4.4.3	Propriedades Microbiológicas.....	79
4.5	Produtividade da Alface Crespa Vera	81
4.6	Efeitos da Aplicação do Biofertilizante Via Irrigação Localizada na Alface Crespa Vera	83
5	CONCLUSÕES.....	85
5.1	Considerações Finais.....	86
	REFERÊNCIAS	89

1 INTRODUÇÃO

Atualmente, os resíduos orgânicos representam a maior fração do total dos resíduos sólidos gerados mundialmente. Segundo Hoornweg e Bhada-Tata (2012) essa fração corresponde a cerca de 46% dos resíduos totais. Nos países em desenvolvimento esse índice tende a ser ainda maior, como é observado no Brasil, que apresenta uma produção de resíduos acima de 50%, no Chile em torno de 50%, Austrália 47%, Colômbia 54%, Indonésia 62%, México 51%, dentre outros.

Mesmo diante da produção expressiva desses resíduos, sua finalização é feita de forma predominantemente inadequada, sendo destinados, na maioria das vezes, a áreas abertas sem devida impermeabilização do solo (ABRELPE, 2019; HOORNWEG e BHADA-TATA, 2012), o que vêm causando grandes impactos no meio ambiente, no meio social e na saúde pública. Outro fator agravante que deve ser ponderado quando se trata do descarte desses resíduos é o encarecimento da captação e transporte dos resíduos sólidos urbanos e a redução da vida útil dos aterros sanitários, uma vez que os resíduos orgânicos compõem quase a metade dos resíduos sólidos totais gerados. Segundo Ferreira et al. (2018), do ponto de vista da sustentabilidade, os resíduos orgânicos não devem ser tratados como rejeitos e destinados para lixões e aterros, eles devem ser reutilizados de forma eficiente no ciclo produtivo e econômico.

Dentre as alternativas para uso eficiente, tem-se o processo de biodigestão, também conhecido como digestão anaeróbia. Nesse processo, bactérias anaeróbias fazem a decomposição dos resíduos orgânicos, promovendo sua neutralização e gerando como principais produtos metano e um digestato metanogênico, que podem ser aproveitados. O metano gerado pode ser utilizado para produção de energia (BAREDAR et al., 2020; PERRUCCI e RODRIGUES, 2018; SILVA, 2021) e o digestato anaeróbio pode ser utilizado como biofertilizante na agricultura (BARŁÓG et al., 2020; DOYENI et al., 2021; O'REILLY, 2014; RAKASCAN et al., 2021; WEIMERS et al., 2022).

Para tornar essa uma prática mais aceita e aderida por diferentes segmentos da sociedade (setor agrícola, industrial, urbano e rural), foram desenvolvidas diversas estruturas e modelos de biodigestores, dos quais cita-se: biodigestor modelo indiano, chinês, canadense, batelada, fluxo tubular, reatores UASB, entre outros. Biodigestores portáteis comerciais como o HomeBiogas™ 2.0 e 7.0 têm sido comercializados como alternativas de bom custo-benefício para o uso doméstico.

Esse equipamento vem sendo comercializado por possuir uma estrutura simples e compacta, de fácil instalação e operação. Os equipamentos vêm apresentando boa aceitabilidade no meio urbano, sendo possível sua instalação em residências, restaurantes e escolas (BIOMOVEMENT, 2022). Ainda não há muitas informações a respeito das propriedades biológicas, microbiológicas e físico-químicas dos biofertilizantes produzidos por esses equipamentos domésticos.

Cenários como esse têm limitando sua utilização, pois com poucas informações sobre sua aplicação e sem recomendações seguras de uso, o digestato tem sido desprezado. Em alguns casos, quando utilizado sem conhecimento prévio, podem gerar danos ambientais, na cadeia de produção, no produto cultivado e na saúde das pessoas envolvidas, como abordado por Nkoa (2013).

Diante do apresentado e da necessidade de mais informações a respeito da aplicação de digestatos anaeróbios, ressaltado por Nkoa (2013), objetivou-se com este trabalho: avaliar as características físico-químicas e biológicas do digestato produzido pelo biodigestor comercial HomeBiogas™ 2.0, alimentado com resíduos sólidos orgânicos domésticos; avaliar as características físico-químicas e biológicas do efluente (biofertilizante) obtido com o pós-tratamento do digestato obtido pelo biodigestor; avaliar o efeito da aplicação do biofertilizante na produção da alface crespa Vera e no sistema de irrigação localizada.

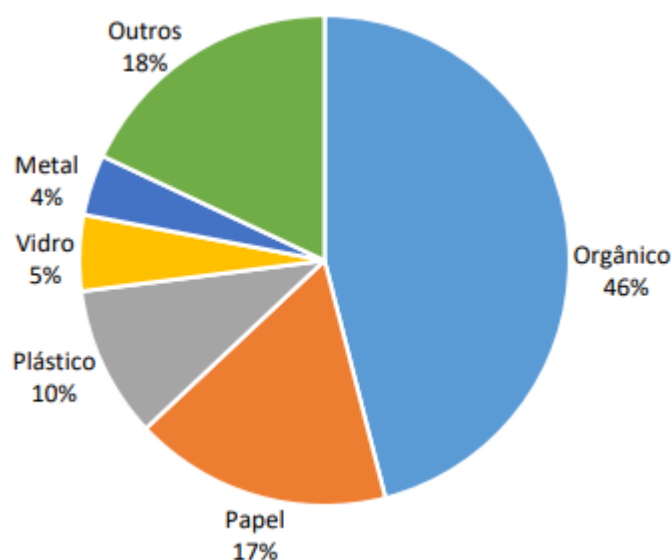
2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Geração e Destinação dos Resíduos Orgânicos

Segundo a última estimativa realizada pelo United Nations Environment Programme (2021) aproximadamente 17% da produção total mundial de alimentos são desperdiçados, anualmente isso representa cerca de 931 milhões de toneladas. Esse não é um cenário fixo, segundo a EPA (2020) e UNEP (2021) o desperdício de alimentos tem apresentado um comportamento crescente ao longo do tempo.

Os alimentos desperdiçados mais os resíduos orgânicos não consumíveis, tais como cascas de frutas, vegetais, verduras, cascas de ovos, borra de café, restos de vegetações e restos de animais, constituem os resíduos orgânicos totais e compõe a parte mais expressiva dos resíduos sólidos produzidos, cerca de 46% do total dos resíduos gerados mundialmente. Por meio da Figura 1, apresentada abaixo, é possível visualizar e comparar o índice médio mundial da geração de resíduos orgânicos em relação a geração dos demais resíduos sólidos.

Figura 1 - Composição global dos resíduos sólidos urbanos



Fonte: Hoornweg e Bhada-Tata (2012).

Por se basear em estimativas médias (Figura 1), existem países com produções de resíduos orgânicos inferiores e outros superiores ao apresentado, segundo Hoornweg e Bhada-Tata (2012) a produção de resíduos está relacionada intrinsecamente à urbanização, ao nível econômico do país e a fatores sociais. No

Brasil, esse índice é maior, de acordo com o Sistema Nacional de Informações sobre a Gestão dos Resíduos Sólidos (2022) e o Ministério do Meio Ambiente (2022), mais de 50% dos resíduos sólidos gerados são orgânicos.

Mesmo diante desses dados, a finalização dos resíduos orgânicos, no Brasil, ainda ocorre predominantemente de forma inadequada (ABRELPE, 2019; HOORNWEG e BHADA-TATA, 2012). A separação e coleta seletiva não são ainda uma realidade comum e, na maioria dos casos, os resíduos orgânicos são destinados a áreas abertas sem devida impermeabilização do solo ou a câmaras de incineração sem adequado gerenciamento das emissões de elementos tóxicos e resíduos de cinzas, as quais constituem formas inapropriadas para destinação desse tipo resíduo.

De acordo com Hoornweg e Bhada-Tata (2012) os resíduos orgânicos mal geridos e com destinações inadequadas produzem grande impacto no meio-ambiente local e global, no meio social, na saúde e na economia. À vista disso, constata-se a importância da conscientização e apoio da população para reduzir os desperdícios de alimentos, realizar uma adequada separação e, quando possível, reciclagem desses resíduos.

Para tentar reduzir esses problemas, no Brasil, existem algumas medidas que foram/estão sendo tomadas, tais como: criação do programa Desperdício Fome Zero, criação do programa Mesa Brasil, práticas de incentivo a separação dos resíduos de acordo com a categoria, coleta seletiva, compostagem, digestão anaeróbia, desidratação e hidrólise química.

Das práticas de destinações adequadas dos resíduos orgânicos, atualmente, destaca-se a compostagem e digestão anaeróbia (O'CONNOR et al., 2021). Essas, além de fazerem a neutralização dos resíduos orgânicos, evitando que gerem problemas ambientais, sociais e econômicos, proporcionam reciclagem do material e geram outros produtos que podem ser aproveitados em outras atividades. A vista disso e do objetivo deste projeto, a seguir será abordado de forma detalhada sobre o processo de biodigestão anaeróbia, que é uma das finalizações adequadas para esses resíduos.

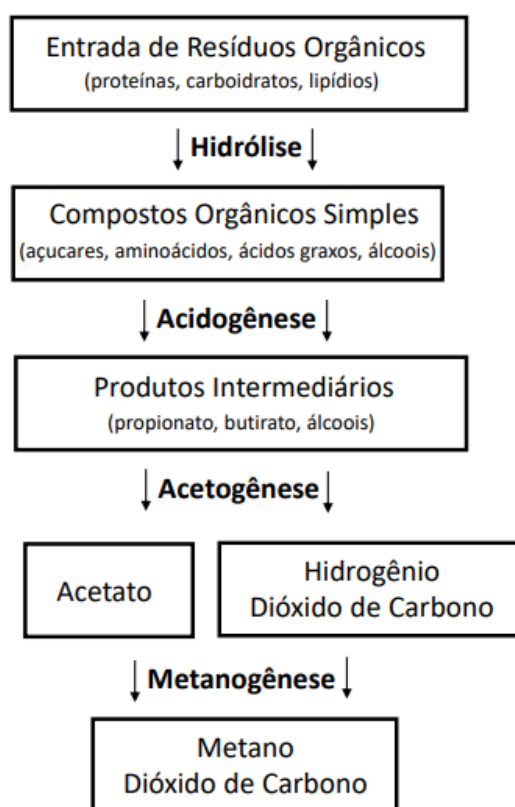
2.2 Digestão Anaeróbia

A digestão anaeróbia consiste em um processo natural que ocorre em uma câmara hermética, sem a presença de oxigênio, onde grupos específicos de bactérias,

decompõe a biomassa inserida no meio, realizando sua degradação e estabilização (KELLEHER et al., 2002; REIS, 2012). O processo biológico desse sistema é considerado complexo, pois apresenta uma série de associações e interações entre microrganismos (CHERNICHARO, 1997; MUTUNGWAZI, IJOMA e MATAMBO, 2020).

O processo de digestão anaeróbica pode ser dividido basicamente em quatro estádios, a seguir é apresentado um esboço (Figura 2) simplificado do processo bioquímico que ocorre em um biodigestor desde a entrada do resíduo orgânico até a geração do gás metano e dióxido de carbono, que são tidos como produtos finais principais.

Figura 2 - Sequência do processo de digestão anaeróbia de resíduos orgânicos



Fonte: CETESB (2020), adaptado pela autora.

Ao introduzir o substrato orgânico no biodigestor inicia-se o processo de hidrólise, nesse estágio os resíduos orgânicos são transformados em compostos e elementos solúveis simples por meio da ação das enzimas excretadas pelas bactérias hidrolíticas, tais como, *Enterococcus spp.*, *Streptococcus* (MUTUNGWAZI, IJOMA e MATAMBO, 2020; PORTAL DO BIOGÁS, 2022; SINGH et al., 2018), *Clostridium*,

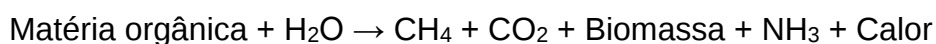
Micrococcus, *Lactobacillus*, *Fusobacterium*, *Selenomonas*, *Staphylococcus* (PORTAL DO BIOGÁS, 2022). Esse processo gera quebra das cadeias complexas dos resíduos orgânicos e solubilização de moléculas menores, gerando como produto elementos como carboidratos, proteínas e lipídios (BAREDAR, KHARE e NEMA, 2020).

Após a hidrólise, os monômeros gerados sofrem reações fermentativas e de oxidação anaeróbica por meio das bactérias acidogênicas, produzindo diferentes ácidos orgânicos de cadeias curtas (ácidos propanoicos, acéticos e burítricos), hidrogênio, dióxido de carbono e alguns álcoois. São muitos os tipos de bactérias que podem estar envolvidas nessa fase do processo, dentre elas podem-se citar: *Bacteroides*, *Bacillus*, *Butiribacterium*, *Clostridium*, *Desilfobacter*, *Eubacterium*, *Lactobacillus*, *Propionibacterium*, *Pseudomonas*, *Ruminococcus*, *Streptococcus*, *Micrococcus* e *Escherichia* (BAREDAR, KHARE e NEMA, 2020; PORTAL DO BIOGÁS, 2022).

Em seguida, as bactérias acetogênicas, que incluem decompositores de propionato e de butirato como as do gênero *Syntrophomonas* e *Syntrophobacter*, e formadoras de ácidos, como as bactérias *Clostridium spp.*, *Lactobacillus*, *Peptococcus anerobus* e *Actinomyces* (KANGLE et al., 2012; MUTUNGWAZI, IJOMA e MATAMBO, 2020; SCHINK, 1997), oxidam os produtos formados durante a acidogênese convertendo os elementos a uma forma mais adequada para as bactérias metanogênicas. Os produtos gerados nessa fase são basicamente o hidrogênio, dióxido de carbono e acetato (BAREDAR, KHARE e NEMA, 2020).

Posteriormente, na metanogênese, as bactérias arqueas metanogênicas, que incluem a *Methanobacterium*, *Methanobacillus*, *Methanosarcina*, *Methanococcus*, *Methanohalophilus portucalensis*, entre outras, convertem os elementos formados pela fase anterior, juntamente com produtos intermediários gerados nas outras fases, em gás metano, dióxido de carbono, pequenas quantidades de hidrogênio e outros gases que não são de interesse, finalizando assim o processo químico do biodigestor (BAREDAR, KHARE e NEMA, 2020). As bactérias que compõe essa fase normalmente são as mais sensíveis a mudanças bruscas do ambiente, principalmente nos níveis de temperatura, oxigênio e pH, o que faz com que afete os microorganismos já existentes no biodigestor e reduza a taxa de crescimento (COSTA et al., 2016; MUTUNGWAZI, IJOMA e MATAMBO, 2020; PORTAL DO BIOGÁS, 2022).

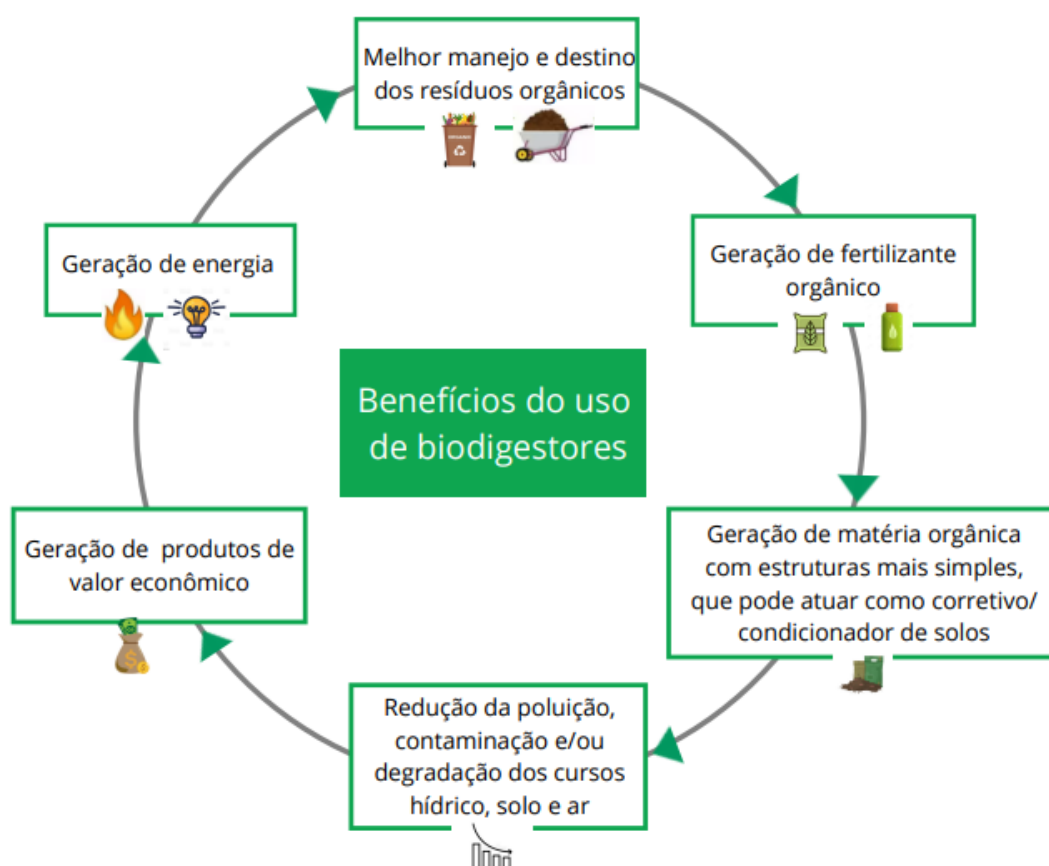
O processo simplificado que ocorre em um biodigestor anaeróbio bem como os principais produtos gerados são apresentados pela equação simplificada abaixo (KELLEHER et al., 2002).



Segundo Costa et al. (2016) e Reis (2012) esse processo trata-se de uma alternativa que traz grandes benefícios ambientais, pois gera a estabilização de resíduos orgânicos, reduzindo assim as cargas poluentes no meio ambiente. Ademais, gera como produtos e subprodutos: energia, efluente metanogênico e uma fração sólida contendo fibras, que os microrganismos não conseguiram consumir.

A Figura 3 a seguir, traz uma representação simplificada dos benefícios que podem ser obtidos com o uso de biodigestores anaeróbios.

Figura 3 - Benefícios obtidos com o uso de digestores anaeróbios



Fonte: Autoria própria.

Mesmo diante de tantos benefícios envolvidos no processo, normalmente o uso de digestores anaeróbios é adotado visando apenas a produção de energia elétrica

e/ou térmica. Isso se dá devido ao seu grande potencial de geração de energia, e, pelo fato de ser uma alternativa sustentável e renovável. Além disso, segundo Comparetti et al. (2013) a crescente preocupação com o esgotamento dos combustíveis fósseis, que é hoje a principal forma de geração de energia, e os efeitos prejudiciais causados pelos mesmos no meio ambiente, tem contribuído para a ênfase desse produto no processo de digestão anaeróbia.

No entanto, do ponto de vista agrônomo, o digestato e o lodo gerado pelo processo possuem grande potencial como fertilizantes, como fonte de matéria orgânica e, em menores proporções, como fonte de água (COMPARETTI et al., 2013; SILVA et al., 2012; HOOTON, NI e WANG, 2019). Além disso, os digestatos tem se mostrado como um elemento favorável para enriquecimento e correção de solos (LU e XU, 2021; TAN et al., 2020; XU et al., 2019).

Para realização do processo de digestão anaeróbia existe uma grande variedade de sistemas e modelos de biodigestores, desenvolvidos para atender os mais diversos tipos de substratos e segmentos sociais (ex: rural, agrícola, industrial e residencial), sendo normalmente caracterizados e distinguidos como: sistema/modelo de alta ou baixa taxa orgânica, de alimentação contínua ou em batelada, de estágio único ou multiestágio, de processo úmido ou seco e de regime centralizado ou descentralizado.

Neste trabalho foi utilizado um modelo de biodigestor contemporâneo no mercado, conhecido como HomeBiogas™ 2.0 (HOMEBIOGAS, 2022), sistema de um único estágio e centralizado, caracterizado com alimentação contínua, de digestão úmida e de baixa carga orgânica. No tópico a seguir será apresentado e descrito de forma mais detalhada as características e o funcionamento deste modelo de biodigestor.

2.3 HomeBiogas™ 2.0

HomeBiogas™ 2.0 e HomeBiogas™ 7.0 são os nomes dos biodigestores desenvolvidos pelo startup israelense HomeBiogas™, cuja representante exclusiva no Brasil é a BioMovement. A empresa e os biodigestores tiveram origem em Israel, nos anos de 2014 e 2015, atualmente vem ganhando espaço em vários países do mundo, tais como o Brasil, Estados Unidos, Índia, México, Libéria, Equador, Quênia, Nepal, Uganda, dentre outros. Segundo a empresa, os biodigestores HomeBiogas™ vieram com o intuito de modernizar as tecnologias já existentes, tentando suprir algumas limitações presentes nos modelos pré-existentes e oferecer um produto com maior

facilidade de instalação e de maior acessibilidade a população (BIOMOVEMENT, 2022).

Dentre os modelos de biodigestores disponíveis pela empresa foi utilizado neste estudo o HomeBiogas™ modelo 2.0, biodigestor intermediário que apresenta capacidade de tanque digestor de 1.200 L e capacidade de armazenamento de gás de 700 L. A estrutura do HomeBiogas™ 2.0 é formado basicamente pela abertura de admissão dos resíduos orgânicos (coletor), tanque de biodigestão, tanque de armazenamento de gás seguido de filtro para auxiliar na purificação do biogás, mecanismo de pressão, que faz o transporte do biogás gerado à boca do fogão sem o uso de energia elétrica, e saída para o efluente (Figura 4).

Figura 4 - Biodigestor HomeBiogas™ 2.0



Fonte: HomeBiogas (2022).

Os resíduos orgânicos são inseridos pela abertura de entrada de resíduos, também denominada como boca do biodigestor. Fazendo isso, esses resíduos irão diretamente para o tanque do biodigestor, que é onde as bactérias estão presentes e farão a digestão desses resíduos. Após a digestão dos resíduos inseridos o biogás é gerado e conduzido para o tanque de gás e/ou fogareiro ligado ao biodigestor. A medida que há geração do biogás o sistema produz como subproduto um efluente rico em nutrientes e matéria orgânica, que pode ser aproveitado como biofertilizante. A Figura 5 demonstra de forma ilustrativa o processo que ocorre no sistema após a ativação do inóculo (formação das colônias de bactérias que realizam esse processo).

Figura 5 - Demonstração do funcionamento do sistema HomeBiogas™ 2.0



Fonte: HomeBiogas (2022).

Bleicher et al. (2017), e, Perrucci e Rodrigues (2018) avaliaram a viabilidade do HomeBiogas™ à frente de outras alternativas de produção de biogás e de produção de energia. Ao se comparar com outros biodigestores, Perrucci e Rodrigues mostraram, mediante revisão bibliográfica, que o HomeBiogas™ apresenta uma capacidade de remoção de demanda química de oxigênio superior ao biodigestor modelo canadense, chinês, indiano e do que o reator UASB. De forma geral, pelas estimativas realizadas pelos autores, o sistema apresenta um bom funcionamento e grande produção de biogás.

Silva (2021) avaliou o volume e qualidade do biogás gerado no HomeBiogas™ 2.0 com o uso de resíduos orgânicos oriundos de ambiente universitário e observou que o sistema apresentava uma boa qualidade do gás. Dessa forma é possível ver que o sistema tem demonstrado eficiência na produção do gás e, segundo Perrucci e Rodrigues, esse sistema mostrou-se adequado para o suprimento de parte de energia elétrica e/ou do gás de cozinha (GLP e gás natural).

Por ser um produto novo no mercado, ainda não se tem disponível muitas informações sobre o HomeBiogas™ no mundo. Foram encontrados na literatura apenas alguns trabalhos que abordam sobre o biogás, como os citados acima. Dessa forma, nota-se a importância da realização de mais estudos sobre o sistema, e da necessidade de desenvolvimento de pesquisas que visem avaliar o digestato gerado pelo sistema, bem como destinações adequadas e proveitosas para esse subproduto.

2.4 Características de Digestatos Anaeróbios

Conhecer a composição dos digestatos anaeróbios é fundamental para realização de um manejo adequado desses subprodutos e para o desenvolvimento de regulamentações e recomendações de uso dos mesmos na agricultura (COELHO et al., 2018). No entanto, a caracterização dos digestatos dependem de diversos fatores variáveis, o que dificulta esse processo, tais como: características do inóculo, tipo e composição do substrato, taxa de alimentação, especificações e configurações do biodigestor, condições climáticas e operacionais, e, tempo de residência (AKHIAR, 2017; AL SEADI et al., 2008).

Muitos trabalhos foram desenvolvidos voltados para caracterizar os digestatos obtidos em diferentes sistemas e modelos de biodigestores, com uso de diferentes tipos de substratos orgânicos e sob diferentes condições operacionais e climáticas, dos quais cita-se Akhiar (2017), Albuquerque et al. (2012), Angouria-Tsorochidou e Thomsen (2021), Barzee et al. (2019), Coelho et al. (2018), Jabeen et al. (2015), McCord et al. (2019), Parra-Orobio et al. (2021), Provenzano et al. (2011), Vitti et al. (2021) e Voça et al. (2005).

A partir dos trabalhos supracitados, nota-se que mesmo com o uso de diferentes substratos e em diferentes condições, o valor do pH não apresentou grandes variações, isso porque o pH está relacionado, principalmente, com o desempenho do reator anaeróbio. Os trabalhos encontraram pHs próximos ao neutro e ligeiramente básicos, condição essa normalmente encontrada em digestatos anaeróbios e que de acordo com Al Seadi et al. (2008) indica um adequado desempenho do sistema, com crescimento favorável de microrganismos metanogênicos e com dissociação de alguns compostos relevantes para o processo de digestão anaeróbia.

Já as demais características mencionadas nos trabalhos supracitados, das quais destaca-se os valores de demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica

de oxigênio (DBO), sólidos totais (ST), condutividade elétrica (CE), bem como as concentrações de elementos químicos, foram bastante variáveis.

Akhiar (2017), que realizou estudo de caracterização para 30 digestatos diferentes obtidos da codigestão em escala real de diferentes combinações e concentrações de substratos, dentre os quais estão: lodo, gorduras, estrume de gado e de porcos, resíduos de colheita, resíduos de alimentos, ração animal, culturas energéticas, bio-resíduos, dentre outros, obteve CE média para os diversos sistemas variando de 14 a 38 mS.cm⁻¹, DQO total variando de 4.000 a 90.000 mg. L⁻¹ e ST variando em torno de 14.000 a 115.000 mg. L⁻¹ (os valores para o parâmetro ST foram obtidos com medida visual de gráfico de barras).

Albuquerque et al. (2012), que avaliaram a composição de dois digestatos, um obtido da digestão de dejetos suínos e outro da digestão de dejetos bovinos, encontraram para o primeiro CE de 25 mS.cm⁻¹, DBO de 4.400 mg.L⁻¹ e ST de 28.900 mg.L⁻¹, enquanto que para o segundo obtiveram valores de CE de 10,9 mS.cm⁻¹, DBO de 8.300 mg.L⁻¹ e ST de 31.400 mg.L⁻¹. Barzee et al. (2019) analisando digestato obtido de restos de alimentos obtiveram valores de CE de 24,7 mS.cm⁻¹ e ST de 42.900 mg.L⁻¹, e, analisando o digestato de dejetos de gado obtiveram CE de 14,6 mS.cm⁻¹ e ST de 68.400 mg.L⁻¹. Parra-Orobio et al. (2021) analisando os digestatos de três plantas diferentes abastecidas com resíduos alimentares, obteve valores médios de ST variando de 7.980 mg.L⁻¹ a 44.900 mg.L⁻¹, DQO variando de 14.170 mg.L⁻¹ a 69.070 mg.L⁻¹.

Em relação aos elementos químicos presentes nos digestatos, esses podem ser diversos e estão principalmente ligados à origem e características do(s) substrato(s) utilizado(s) (PROVENZANO et al., 2011). Os elementos mais comumente analisados são N, P e K, devido, principalmente, ao grande interesse agrícola nesses elementos. Para os digestatos com suspeitas de presença de elementos que apresentam riscos de toxidez e de contaminação, dentre os quais cita-se mercúrio, chumbo, cádmio, arsênico, bário, cobre, cromo, zinco, dentre outros, é essencial a avaliação da presença e concentração dos mesmos.

Dos trabalhos selecionados para esta revisão não foram todos que fizeram análise da composição química; no Quadro 1 a seguir, se apresentam os resultados obtidos por alguns dos autores para os elementos químicos avaliados.

Quadro 1 - Características químicas dos digestatos obtidos de alguns trabalhos

Fonte	Substrato	N	P	K	Mg	Ca
		g L ⁻¹			mg L ⁻¹	
Albuquerque et al., 2012. (1)	Dejetos suíno	3,60	0,90	2,90	499,00	1345,00
Albuquerque et al., 2012. (1)	Dejeto bovino	1,70	0,30	1,40	290,00	1293,00
Chiconato et al., 2013. (2)		0,14	0,05	0,05	26,00	65,00
Chiconato et al., 2014. (3)		0,88	0,16	1,06	220,00	500,00
Barzee et al., 2019. (4)		4,23	0,39	1,57	432,00	763,00
Barzee et al., 2019. (4)	Resíduos Alimentares	6,87	1,21	1,94	244,00	2855,00
Parra-Orobio et al., 2021. (5)		6,90	7,20	-	-	-
Parra-Orobio et al., 2021. (5)		14,60	10,50	-	-	-

Fonte	Substrato	S	Na	Cl	Fe	Mn	Zn	Cu	B
mg L ⁻¹									
1	Dejetos suíno	384,00	698,00	1606,00	103,00	19,10	55,80	8,10	2,90
1	Dejeto bovino	155,00	525,00	558,00	106,00	10,30	14,40	6,90	2,60
2		20,00	18,00	-	1,00	0,20	1,40	0,10	0,40
3		50,00	-	-	60,00	5,00	2,00	1,00	-
4		-	354,00	-	-	-	-	-	-
4	Resíduos Alimentares	-	895,00	-	-	-	-	-	-
5		-	-	-	-	-	202,00	31,70	-
5		-	-	-	-	-	1177,00	148,30	-

Fonte: Autoria própria.

A partir dos resultados exibidos no Quadro 1, nota-se que os digestatos podem apresentar altas concentrações de elementos químicos, principalmente N, P e K. Além disso, comparando-se os resultados obtidos entre tipos diferentes de substratos e entre substratos iguais, confirma-se a grande variabilidade química que digestatos podem apresentar, até mesmo com o uso de substratos iguais, que, muito provavelmente, foi gerado pelos diferentes tipos de tecnologias de processamento dos compostos orgânicos e pelas diferentes condições operacionais, como abordado por Lamolinara et al. (2022). Esses resultados também podem ser comprovados em outros trabalhos, dos quais cita-se Akhiar (2017), Coelho (2018), Lamolinara et al. (2022) e Voça et al. (2005).

Além das características já mencionadas, outro fator de grande relevância quando se trata em digestatos é a característica microbiológica. Por se tratar de um sistema biológico e orgânico, os digestatos apresentam diversos microrganismos, dentre os

quais podem estar aqueles que podem ser danosos à saúde humana, conhecido como patogênicos.

As espécies de microrganismos patogênicos normalmente avaliadas são: coliformes termotolerantes, *Escherichia coli* e *Salmonella* sp. Dos autores consultados neste trabalho e que fizeram análise microbiológica, Alburquerque et al. (2012), Coelho et al. (2018), McCord et al. (2019) e Vitti et al. (2021), encontraram presença de coliformes termotolerantes em alguns dos digestatos que avaliaram. Os substratos utilizados nos trabalhos dos autores supracitados são: dejetos bovinos, dejetos suínos, resíduos alimentares, águas residuais e esgoto. Já, nos trabalhos de Coelho et al. (2018), para algumas das plantas de biogás, e Parra-Orobio et al. (2021) não foi constatado a presença de *E. coli* com o uso de resíduos alimentares.

Para a *Samonella*, apenas Alburquerque et al. (2012) com uso de dejetos suínos e bovinos que detectaram contaminação por esse patógeno, já os demais autores, Coelho et al. (2018), Parra-Orobio et al. (2021) e Vitti et al. (2021), não detectaram presença desta bactéria.

A presença e concentrações desses microrganismos patogênicos e a presença de elementos tóxicos podem restringir ou até mesmo vetar o aproveitamento dos digestatos anaeróbios. Além disso, as demais características do digestato, tais como condutividade elétrica, concentrações de elementos químicos e concentrações de sólidos requerem que sua aplicação ocorra de forma planejada e controlada, para que não gere danos no solo, na planta e no sistema de irrigação.

Dessa forma, para o aproveitamento de digestatos na agricultura é necessário verificar se o digestato atende aos critérios e regulamentações de aplicação no solo, vigentes no local que será realizada sua aplicação, tais como a Resolução CONAMA N° 420 (2009), Resolução CONAMA N°503 (2021) e o Comunicado Técnico 486 da EMBRAPA (CORRÊA et al., 2011); se seu uso não gerará danos e comprometerá o desenvolvimento das culturas, com a desordem nutricional nas plantas como apontado pelo comunicado técnico 257 da EMBRAPA (FILHO, 2020); e, caso deseje-se aplicá-lo via irrigação, se suas características estão dentro dos critérios recomendados para o sistema de irrigação de interesse, tais como os critérios propostos por Nakayama e Bucks (1986). Em casos de não adequabilidade do digestato, faz-se necessário submetê-lo a um processo de pós-tratamento.

2.5 Sistema de Filtragem Anaeróbia como Pós-tratamento para Digestatos

O pós-tratamento de digestatos é uma prática comum, podendo ser utilizado para gerar sua valorização, adequabilidade para um determinado uso de interesse e/ou, para recuperação do biogás residual, como o apresentado em Akhiar et al. (2016), Angouria-Tsorochidou et al. (2022), Lu e Xu (2021), Romio, Kofoed e Moller (2021), Sambusiti et al. (2015), entre outros.

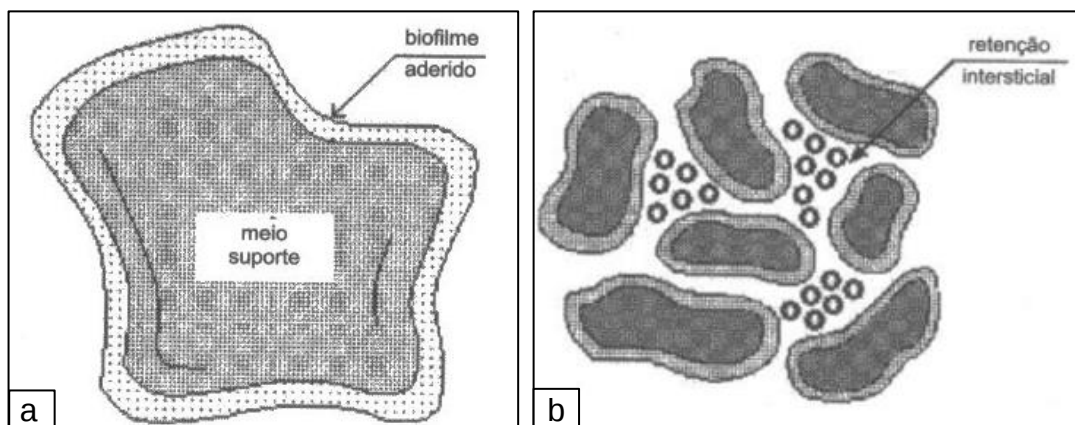
A vista disso, e da elucidação de outros autores da necessidade de realização de pós-tratamento para digestatos anaeróbios gerados a partir da digestão de restos de alimentos e/ou de resíduos orgânicos residenciais (LU e XU, 2021; PARRA-OROBIO et al., 2021), considerou-se a necessidade da realização de um pós-tratamento para o digestato do HomeBiogas™ 2.0, para isso, foi adotado um pós-tratamento baseado na filtragem anaeróbia.

Os filtros anaeróbios são normalmente empregues como etapa de tratamento secundário ou pós-tratamento. O sistema consiste basicamente em um reator de leito fixo e estacionário, com uma ou mais câmaras de filtragem associadas em série (CHERNICHARO, 1997; MOREL e DIENER, 2006; VON SPERLING e CHERNICHARO, 2005).

O leito do reator é formado por um meio de suporte de características inertes, normalmente pedras ou material plástico. Esse tipo de sistema promove tratamento biológico, com a degradação do material orgânico após o estabelecimento das bactérias anaeróbias, e físico, com a retenção e decantação de sólidos (MOREL e DIENER, 2006; VON SPERLING e CHERNICHARO, 2005).

A formação da bioamassa ativa nesse sistema é dada na superfície do meio de suporte, levando a formação de um filme biológico, conhecido como biofilme, e dada de forma dispersa nos interstícios existentes no meio de suporte (CHERNICHARO, 1997), como ilustrado pela Figura 6.

Figura 6 - Formação da biomassa ativa em filtros anaeróbios



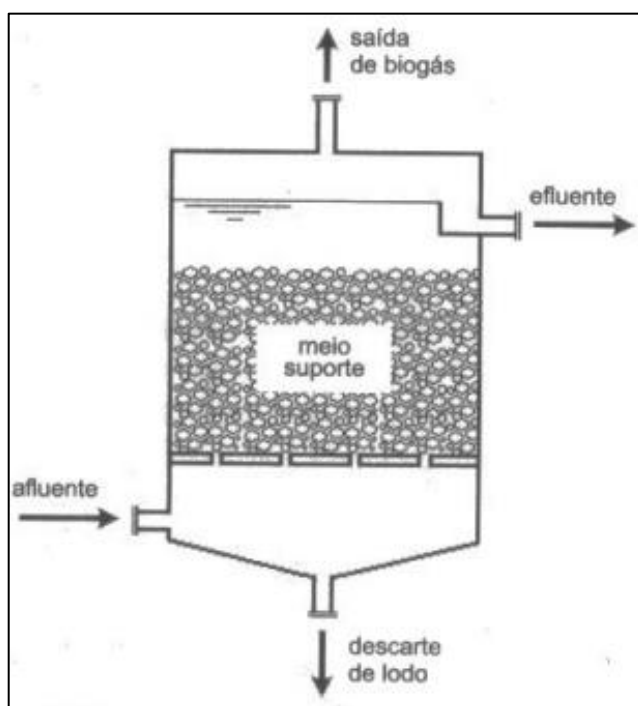
(a) Retenção da biomassa por adesão; (b) Retenção intersticial da biomassa.

Fonte: Chernicharo (1997).

Assim que há a passagem do afluente de interesse no comprimento do leito do reator, os compostos orgânicos sólidos, retidos pelos empecilhos físicos, mais os compostos orgânicos solúveis são tratados pela biomassa ativa presente na superfície do meio de suporte e interstícios do leito filtrante, reduzindo a carga orgânica total e gerando produtos intermediários e finais, como o abordado no Tópico 2.2.

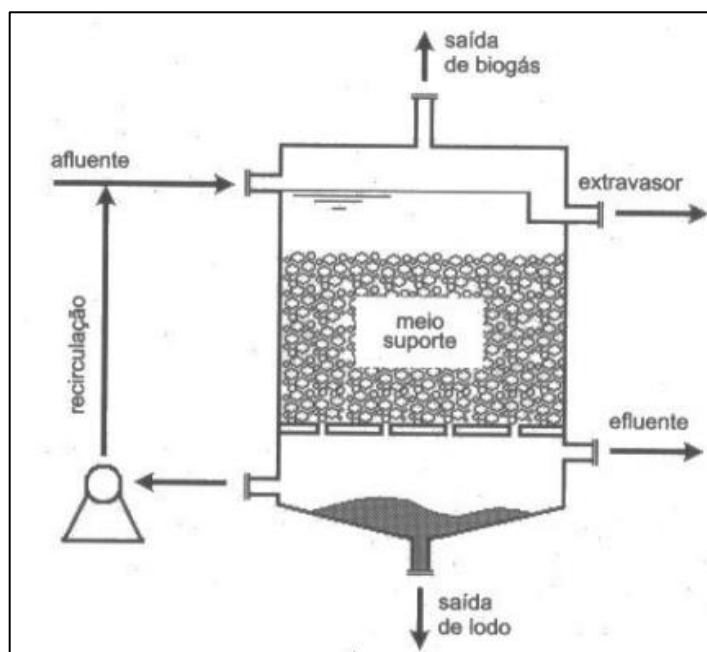
Os filtros anaeróbios podem ser operados em modo de fluxo ascendente e descendente. Na configuração de filtros ascendentes o afluente é admitido no sistema pela parte inferior fluindo através da camada formada pelo meio de suporte e sendo liberado pela parte superior. Nessa configuração, o leito é necessariamente submerso (Figura 7). Na configuração descendente, o afluente é aplicado pela parte superior, após isso ele atravessa o meio de suporte e é liberado pela parte inferior (Figura 8). Nos filtros de fluxo descendente pode ser utilizado o meio de suporte submerso ou não submerso, no caso desse último é normalmente realizado a recirculação do afluente pelo sistema, como apontado pela Figura 8 (CHERNICHARO, 1997).

Figura 7 - Representação esquemática de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente



Fonte: Chernicharo (1997).

Figura 8 - Representação esquemática de um filtro anaeróbio de fluxo descendente



Fonte: Chernicharo (1997).

Para a escolha do sentido de fluxo do filtro deve-se utilizar como fator decisivo as características do afluente. De acordo com Machado (1997) e Moran (2019) o fluxo descendente é o menos comum, contudo é o mais adequado para afluentes que contenham elevadas concentrações de matéria orgânica e sólidos suspensos.

Algumas vantagens relacionadas aos filtros anaeróbios ao se comparar com os demais tipos de tratamentos são: baixo custo de montagem, baixo custo operacional, baixo custo de manutenção, simplicidade operacional, adaptável para afluentes com qualquer concentração de DQO e baixa produção de lodo (MACHADO, 1997).

Quanto a configuração dos filtros, eles são normalmente circulares e podem ser de diversos tamanhos e diâmetros (VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005), desde que mantenha um fluxo de líquido bem distribuído pelo leito do filtro (CHERNICHARO, 2005).

No Brasil, a NBR 13969 (ABNT, 1997) instrui e regulamenta a construção e montagem de filtros anaeróbios. Na normativa é estabelecido critérios de diâmetros, alturas, especificações dos materiais para compor o meio de suporte, configurações do fundo falso e outras informações sobre detalhes do desenvolvimento dos filtros. No entanto, a normativa faz referência primordialmente a estruturas de filtros para o tratamento complementar de esgotos domésticos, dispondo de características de montagem para atender esse tipo de afluente. Ainda, consta-se na NBR 13969:

Esta Norma foi elaborada para oferecer aos usuários do sistema local de tratamento de esgotos, que têm tanque séptico como unidade preliminar, alternativas técnicas consideradas viáveis para proceder ao tratamento complementar e disposição final do efluente deste. Em decorrência das necessidades de saneamento básico efetivo das áreas não abrangidas por sistema de rede coletora e tratamento de esgotos de porte, da proteção do meio ambiente e do manancial hídrico, tornou-se imperativo oferecer opções coerentes com aquelas necessidades. Isto não impede que um fabricante ou usuário desenvolva outros processos mais compactos, econômicos e eficientes, como, por exemplo, já incorporando tanque anaeróbio em substituição ao tanque séptico; reator biológico o qual faz uso da membrana filtrante para obtenção direta do efluente para reuso; sistema incorporando aproveitamento de biogás; sistema de desinfecção por ultravioleta compacto etc., desde que devidamente comprovados (ABNT, 1997, p.1-2).

Dessa forma, entende-se que é possível desenvolver e criar unidades diferentes das apresentadas, com materiais e configurações distintas, desde que essas atendam às necessidades para tratamento do afluente e que sejam devidamente planejadas, testadas e comprovadas.

2.6 Aproveitamento e Benefícios do Uso de Digestatos Anaeróbios na Agricultura

Os digestatos obtidos em reatores anaeróbios apresentam características de grande interesse agrícola. A sua eficácia como corretivo de solos e como fonte de nutrientes para plantas vem sendo estudada e comprovada em diversos trabalhos (LAMOLINARA et al., 2022; O'REILLY, 2014). No entanto, é importante ressaltar que seu uso sem um pré-planejamento, de forma indiscriminada e descontrolada pode vir a gerar prejuízos no solo, na produção agrícola e na saúde dos operadores e consumidores finais (NKOA, 2013).

Muitos autores, dos quais cita-se Barlóg, Hlisnikovský e Kunzová (2020), Chiconato et al. (2013, 2014), Doyeni et al. (2021), O'Reilly (2014), Rakascan et al. (2021) e Weimers et al. (2022), tem encontrado efeitos positivos com o uso de digestatos no fornecimento de nutrientes para as plantas, principalmente N, P e K. De acordo com Barlóg, Hlisnikovský e Kunzová (2020) os digestatos anaeróbios possuem grande potencial de fertilização, podendo ser utilizados como fonte de adubos alternativos. Ainda, segundo estes autores, dependendo das condições de solo a ser beneficiado, podem gerar efeitos até mais eficazes que os fertilizantes minerais.

Doyeni et al. (2021) aplicando digestatos à base de diferentes dejetos animais com a finalidade de atender o N no cultivo de diferentes cereais, notou que a produtividade e a qualidade dos grãos apresentaram semelhança entre as parcelas fertilizadas com digestatos e as parcelas fertilizadas com N mineral, obtendo para alguns dos tratamentos que utilizaram digestatos, níveis de produtividade até superiores aos obtidos com a adubação sintética. Ademais, os autores reportaram que mesmo com o uso contínuo desse subproduto durante três anos consecutivos, não houve danos no solo.

Rakascan et al. (2021) avaliando o uso de digestato obtido a partir da co-digestão de silagem, biomassa e esterco na produção de sorgo forrageiro em terras agrícolas moderadamente degradadas, obtiveram resultados satisfatórios. Segundo os autores, o uso do biofertilizante gerou rendimento de biomassa do sorgo similares aos reportados com o uso de esterco + fertilizante mineral. O'Reilly (2014) avaliando o desempenho do milho em solos fertilizados com digestatos e adubos sintéticos, obteve resultados mais satisfatórios para as parcelas fertilizadas com digestatos.

Weimers et al. (2022) utilizando digestato de usina de biogás municipal nitrificado, constatou que o digestato nitrificado forneceu adequadamente a demanda nutricional do repolho chinês, apresentando rendimentos comerciais semelhantes aos obtidos com o uso de fertilizantes minerais, e promoveu maiores índices de massas frescas. Segundo os autores, a utilização de digestatos enriquecidos pode ser utilizado com sucesso na produção de culturas folhosas.

Chiconato et al. (2013; 2014) avaliando o efeito de diferentes dosagens de digestatos obtidos de reatores anaeróbios abastecidos com dejetos bovinos na produção de alface, encontrou uma dosagem do biofertilizante em questão que proporcionou produtividade superior ao encontrada com adubação mineral. Lamolinara et al. (2022) realizaram um estudo de revisão bibliográfica sobre os impactos da aplicação de diferentes digestatos em culturas agrícolas, e constatou melhorias na produtividade da batata, forragem, cana de açúcar, tabaco, alfafa, cevada, trigo, melancia e beterraba.

Ademais, em alguns outros trabalhos o uso de digestatos anaeróbios tem mostrado aumento na quantidade de macro e micronutrientes nas plantas e solo (BARŁÓG et al., 2020; CHIEW et al., 2015), melhoria na fertilidade de solos, melhoria na imunidade da cultura a estresses bióticos e abióticos, melhoria na qualidade e no rendimento de alguns vegetais (KOSZEL e LORENCOWICZ, 2015; KOUŘIMSKÁ, POUSTKOVÁ e BABIČKA, 2012), e promove acúmulo de biomassa no solo, melhorando suas propriedades químicas e físicas, aumentando a condutividade hidráulica saturada e melhorando a capacidade de retenção de umidade (GRIGATTI et al., 2020; TAN et al., 2020).

De acordo com Lamolinara et al. (2022) os efeitos do uso de digestatos anaeróbios no sistema solo planta podem ser diversos, de positivos até negativos. Esses efeitos dependem da característica físico-química e biológica dos digestatos, da dose aplicada, da frequência, tempo e forma de aplicação.

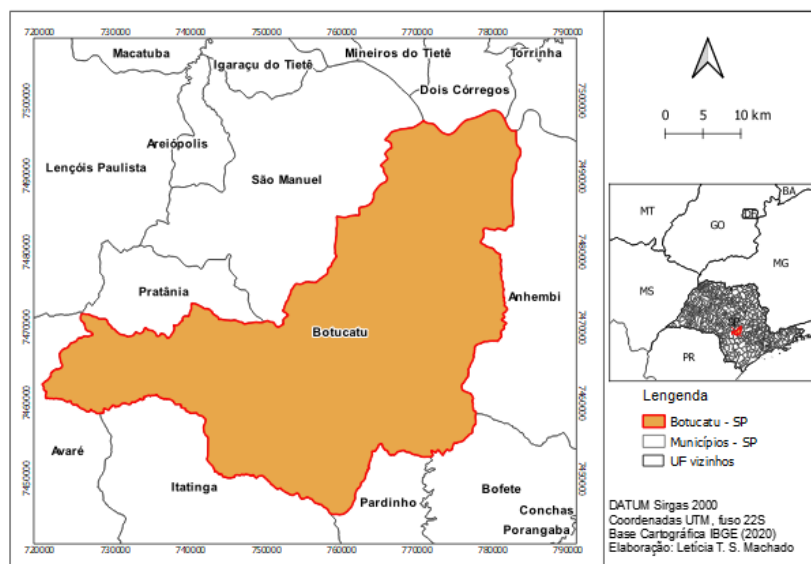
3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Localização

A pesquisa foi desenvolvida no Departamento de Engenharia Rural e Socioeconomia da Faculdade de Ciências Agrônômicas da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (FCA/UNESP) campus de Botucatu/SP, localizado nas coordenadas: 22° 51' 9,55" Sul e 48° 25' 49,55" Oeste, com 786 m de altitude.

De acordo com a classificação de Köppen, o município de Botucatu (Figura 9) apresenta classificação climática como Cfa - clima temperado quente (mesotérmico) úmido, com precipitação média anual de 1.428,4 mm e temperatura média anual de 20,3°C. Os meses com maiores temperaturas se concentram no fim e início do ano, sendo fevereiro o mês com maior média (23,1°C). Já as menores temperaturas se concentram basicamente de maio a agosto, sendo julho o mês de temperaturas mais baixas, com média de 17,1°C (CUNHA e MARTINS, 2009).

Figura 9 - Mapa de localização do município de Botucatu-SP



Fonte: Autoria própria.

3.2 Instalação e Ativação do Biodigestor HomeBiogas™ 2.0

Foi utilizado equipamento comercial HomeBiogas™ 2.0 como um biodigestor para tratamento de resíduos sólidos domésticos (RSD).

Seguindo as recomendações da empresa Biomovement (2022) e Silva (2021), o biodigestor foi instalado em uma área plana e sem cobertura, de forma a receber insolação solar diária.

A montagem do biodigestor foi realizada em 16/04/2021 conforme o manual de instalação do equipamento e com auxílio e supervisão de equipe especializada da empresa. A Figura 10 mostra alguns detalhes do processo de instalação (a e b) e ativação do biodigestor (a e c).

Figura 10 - Instalação e ativação do biodigestor HomeBiogas™ na FCA/UNESP¹



Fonte: Autoria própria.

Para formação do inóculo e ativação do biodigestor foi preenchida toda a câmara de digestão com água (Figura 10a), obtida da Companhia de Saneamento Básico do estado de São Paulo (SABESP), e, logo em seguida, adicionado cerca de 200 L de esterco fresco (Figura 10c). Para facilitar a adição do esterco ao biodigestor, dentro de um balde foi misturado o esterco com água, até que fosse criada uma pasta consistente. A pasta formada foi adicionada gradativamente ao biodigestor, fazendo com que um volume igual de líquido saísse pelo ponto de saída do biodigestor.

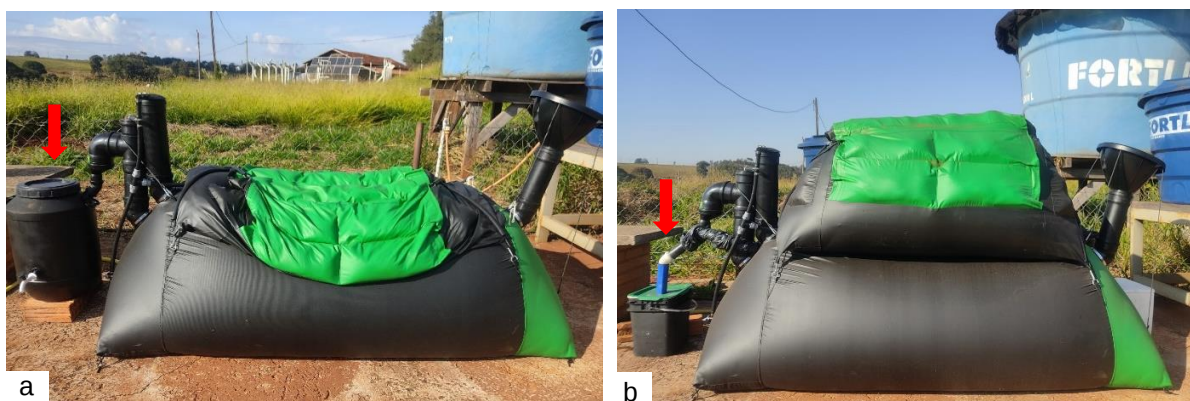
O esterco utilizado foi obtido do confinamento de gado da Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia (FMVZ) da UNESP, que no período comportava bezerros de

¹ Não estamos sugerindo a compra do produto, ele apenas foi utilizado na condução do projeto.

9 meses da raça F1 Angus. A composição da dieta alimentar dos animais era de 80% concentrado (milho e soja) e 20% volumoso (bagaço de cana), que segundo Costa (2016), é uma alimentação favorável para o processo de digestão anaeróbia e tem grande potencial de geração de biogás.

Fotos do biodigestor montado e em operação são apresentadas na Figura 11. Em sua instalação a empresa adicionou no ponto de saída do digestato um galão preto, indicado pela seta vermelha na Figura 11a, no entanto, optou-se neste projeto alterar a estrutura de armazenamento de efluente por um balde com tampa de 15L (Figura 11b), pois o balde portava de uma estrutura melhor do que a do galão fornecido pela empresa para os fins da presente pesquisa. Além disso, foi adicionado um saco plástico na boca do biodigestor e na saída do digestato, a fim de evitar que a água da chuva fosse adicionada ao sistema de forma acidental.

Figura 11 - Representação do biodigestor de 1.200L, HomeBiogas™ 2.0



(a) HomeBiogas™ instalado conforme recomendações da empresa; (b) HomeBiogas™ após a alteração do recipiente para captar o efluente líquido (b). **Fonte:** Autoria própria.

Após as etapas de instalação e montagem, o sistema permaneceu em repouso para que as comunidades microbianas se multiplicassem, estabelecendo o sistema que posteriormente viria a hidrolisar os substratos adicionados. O tempo total de repouso foi de 52 dias, quando o biodigestor gerou gás inflamável para a primeira chama estável. Somente após esse momento, em 07/06/2021, foi iniciada a alimentação do biodigestor conforme descrito no Tópico 3.3.

3.3 Caracterização do Substrato Orgânico e Alimentação do Biodigestor

O substrato utilizado para alimentar o biodigestor durante o período de execução do projeto foi formado por RSD obtidos das residências dos participantes deste trabalho. Os RSD eram compostos por restos e cascas de frutas, legumes, verduras, ovos e sobras de refeições (Figura 12). Os alimentos evitados, conforme orientação do fabricante, eram ossos ou outros materiais com pontas e alimentos cítricos (dentre os quais citam-se: laranja, lima, tangerina, limão, abacaxi, uva, morango, acerola, ameixa, caju, tamarindo, groselha e amora).

Figura 12 - Exemplo do substrato orgânico utilizado para alimentar o biodigestor



Fonte: Autoria própria.

A caracterização dos RSD se deu com a determinação do teor de sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV), sólidos fixos (SF), seguindo a metodologia descrita na normativa NBR 10664 (1989), pH e relação C/N, seguindo a metodologia descrita no MAPA (2017).

Para procedência dessas análises, durante 4 semanas, realizou-se diariamente a trituração dos resíduos de entrada, com o auxílio de um liquidificador, e, separada e congelada uma amostra de 50 g (Figura 13). Ao final, foram descongeladas todas as amostras, homogeneizadas e utilizadas para as análises de interesse.

Figura 13 - Amostragem do substrato orgânico para sua caracterização



Fonte: Autoria própria.

A alimentação do biodigestor foi realizada pela adição diária de 1 Kg de RSD a partir de 07/06/2021. O substrato não foi submetido a nenhum processo de redução de tamanho ou tratamento térmico. Quando a massa de RSD era superior a demanda diária do biodigestor, este excedente era separado em porções de 1Kg e armazenado em freezer, assim que necessário, era descongelado na noite anterior para a alimentação do dia seguinte.

À medida em que o sistema produz o gás é gerado uma movimentação dos fluidos dentro da câmara de digestão que leva o efluente a ser expelido do sistema. Com isso, há uma redução do nível de líquido dentro da câmara de produção de biogás, que pode comprometer a anaerobiose e a atividade operacional do biodigestor. Em razão disso, além da adição de RSD, foi necessário adicionar líquido para atender este nível de operação. Foi adicionado diariamente, entre 4 e 8 L de água.

3.4 Descrição da Construção e Operação do Sistema de Filtros Anaeróbicos

O sistema de filtragem foi dimensionado e realizado com base no desenvolvido por Pitoro et al. (2018), e, seguindo informações e recomendações de Chernicharo (1997).

O sistema de filtros foi composto por um reservatório de distribuição equipado com um coador (marca Colonial, composição 100% algodão, tamanho G) (Figura 14), seis

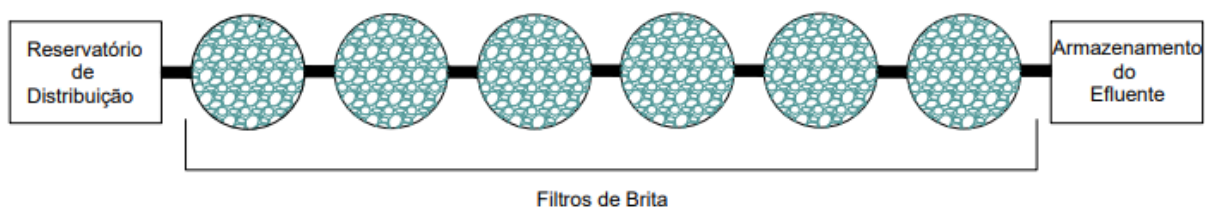
filtros biológicos cilíndricos em série e um reservatório para armazenamento do efluente até seu uso. Um esquema da vista superior do sistema de filtros está apresentado na Figura 15.

Figura 14 - Imagem do coador utilizado



Fonte: Colonial (2022).

Figura 15 - Representação da composição e disposição do sistema de filtragem



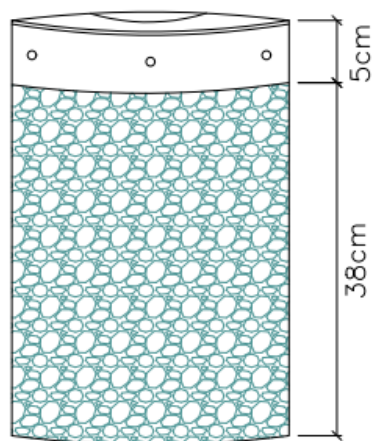
Fonte: Autoria própria.

O coador, presente no reservatório de distribuição, teve a função de reter as partículas sólidas maiores, para retardar a colmatação do meio de suporte dos filtros e, por consequência, aumentar a vida útil do sistema.

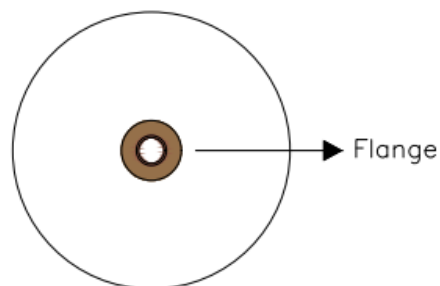
Os filtros foram confeccionados com baldes de plástico de 24 L, com 30 cm de diâmetro superior e 43 cm de altura. Para a formação do meio de suporte, 21,7 L dos baldes foram preenchidos com brita 0 (britas com diâmetro variando entre 4,8 a 9,5 mm), de forma que a altura total do leito filtrante fosse de aproximadamente 38 cm com bordadura de 5 cm (Figura 16). Para possibilitar a saída dos gases gerados nos filtros, foram feitos seis furos na bordadura de cada um dos baldes, distribuídos em todo o entorno circular, conforme apresentado na Figura 16.

Figura 16 - Esquema com as principais dimensões e conexões dos recipientes do sistema de filtragem

Vista lateral do balde



Fundo do balde



Fonte: Autoria própria.

As saídas de efluente dos filtros e do reservatório de distribuição eram realizadas pela parte inferior do balde. Os filtros foram interligados em série através de conexões e tubulações de PVC de 20 mm de diâmetro, sendo o fluxo de água no sentido vertical e descendente. Para propiciar o deslocamento descendente do fluído entre os leitos filtrantes foi necessário adicionar diferenças de níveis entre o baldes, como mostra a Figura 17.

As elevações dos tubos que interligavam os filtros foram mantidas numa altura de 2 a 3 cm abaixo do nível da brita do balde precedente, gerando assim uma folga entre o nível do líquido e o limite superior da brita. Com essas configurações, considerando a vazão de interesse (6 L.dia^{-1}) e com a porosidade medida do pedrisco de 50%, obteve-se um tempo de detenção hidráulica de 10 dias e uma taxa de aplicação hidráulica de 0,1 litros de afluente por litro de filtro por dia, obtidas de acordo com a equação descrita pela NBR 12209 (NBR, 1992).

Figura 17 - Imagem do sistema de filtragem instalado e em funcionamento



Fonte: Autoria própria.

Para garantir o bom funcionamento do sistema de filtragem anaeróbio vertical (SFAV) foi feita a lavagem diária do coador presente no reservatório de distribuição e realizado monitoramento e inspeção diária das conexões e do nível de líquido em cada balde.

3.5 Análises dos efluentes

Os efluentes obtidos foram avaliados quanto às suas características físico-químicas e biológicas. As análises foram realizadas no Laboratório de Qualidade da Água da UNESP, entre junho a dezembro de 2021. Os parâmetros avaliados, bem como a metodologia utilizada para realização de cada análise são apresentados no Quadro 2.

Quadro 2 - Parâmetros de qualidade dos efluentes analisados e metodologias adotadas

Parâmetro	Método	Referência ¹
pH	Método Eletrométrico	4500-H ⁺ B
CE (mS.cma ⁻¹)	Método de Laboratório	2510 B
DBO (mg.L ⁻¹)	Método Respirométrico	5210 D
DQO (mg.L ⁻¹)	Refluxo Fechado, Colorimetria	5220 D
N (mg.L ⁻¹ de N)	Método de Digestão de Persulfato	4500-N C
P (mg.L ⁻¹ de PO ₄ ³⁻)	Método de Persulfato	4500-P
K (mg.L ⁻¹ de K)	Permanganato de Potássio - Método Espectrofotométrico	4500-K B
Coliformes Totais (NMP. 10 mL ⁻¹)	Teste de Substrato Enzimático	9223 B
<i>E. Coli</i> (NMP 10 mL ⁻¹)	Teste de Substrato Enzimático	9223 B
<i>Salmonella</i> spp.	Quantitativo NMP	9260 B
ST (mg.L ⁻¹)	Sólidos Totais Secos em 103- 105°C	2540 B
SST (mg.L ⁻¹)	Sólidos Suspensos Totais Secos em 103-105°C	2540 D
SDT (mg.L ⁻¹)	ST-SST	-
SF (mg.L ⁻¹)	Sólidos fixos inflamados a 550°C	2540 E
SV (mg.L ⁻¹)	Sólidos voláteis inflamados a 550°C	2540 E

¹ Todas as referências são provenientes da 23ª edição do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater APHA (2017); DBO- Demanda Bioquímica de Oxigênio; DQO – Demanda Química de Oxigênio; CE- Condutividade Elétrica; N- Nitrogênio; P- Fósforo; K- Potássio; ST- Sólidos Totais; SST- Sólidos Suspensos Totais; SDT- Sólidos Dissolvidos Totais; SF- Sólidos Fixos; SV- Sólidos Voláteis.

3.6 Descrição da Área de Plantio e Preparos Iniciais

O plantio da cultura foi realizado em vasos dentro de casa de vegetação, a fim de obter menor interferência dos fatores climáticos e espaciais. A casa de vegetação era formada por cobertura em forma de arco, revestida com lona plástica transparente, laterais fechadas com tela de sombreamento e solo exposto, com dimensões de 21 m de comprimento, 7 m de largura e 3 m de pé direito. Os vasos utilizados eram de plástico com um volume total de 12L. As dimensões e características dos vasos estão apresentados pela Figura 18.

Figura 18 - Descrição das características do vaso utilizado

Fonte: Autoria própria.

O solo utilizado, classificado como Latossolo Vermelho Distrófico (EMBRAPA, 2011), foi amostrado, analisado e corrigido antes de ser adicionado aos vasos. Para realização da análise foi feita uma amostragem composta na área, onde retirou-se 20 subamostras de pontos selecionados aleatoriamente na camada de 0 a 20 cm em relação a superfície do solo. Após a retirada das subamostras, o solo foi homogeneizado e uma porção de 200 g foi levada ao Laboratório de Análise Agrícola e Ambiental (AGRILAB), onde procedeu a análise química completa. O resultado da análise química do solo é apresentado pelo Quadro 3.

Quadro 3 - Resultado da análise química do solo

pH	M.O.	P	K	Al ³	H + Al ³	S.B.	CTC	V
CaCl ₂	Oxidação	Resina	Resina	KCl				
-	g dm ⁻³	mg dm ⁻³	-----	mmolc dm ⁻³	-----			%
5,2	21	14	1,94	0	27	43	70	61
Ca	Mg	S	B	Cu	Fe	Mn	Zn	
Resina	Resina	Fosfato de Ca	Água Quente	DTPA	DTPA	DTPA	DTPA	
-----	mmolc dm ⁻³	-----	-----	mg dm ⁻³	-----	-----	-----	
29	12	9	0,39	3	11	5,4	1,5	

Fonte: Dados desta pesquisa.

Por meio dos resultados apresentados no Quadro 3 constatou-se a necessidade de realizar a correção do solo, pois o pH do mesmo encontrava-se abaixo da faixa ideal e a saturação por base (V) abaixo do adequado para cultivo de alface (TRANI et al., 2014). Dessa forma, foi realizada a correção do solo com a aplicação de calcário para elevar o pH e V de acordo com a recomendação, deixado reagir no solo por cerca de 4 meses.

Após esse período foi retirado o solo, misturado com o adubo de plantio e acondicionado em cada vaso. O cálculo da adubação de plantio foi realizado por vaso seguindo a recomendação do IAC (TRANI et al., 2014), aplicando as seguintes proporções: 5 g do adubo combinado NPK 4,14,8 e 5 g do adubo superfosfato simples por vaso.

3.7 Escolha e Especificações da Cultura

A cultura escolhida para plantio foi a alface crespa Vera, devido à sua resistência ao florescimento prematuro induzido por altas temperaturas, uma vez que o cultivo foi realizado no verão dentro de casa de vegetação.

O ciclo da alface crespa para consumo varia entre 60 e 70 dias. A Figura 19 apresenta foto das mudas utilizadas no experimento tiradas no dia que foi realizado o transplântio (31 dias após a semeadura).

Figura 19 - Mudas da alface crespa cultivar Vera no dia que foi realizado o plantio



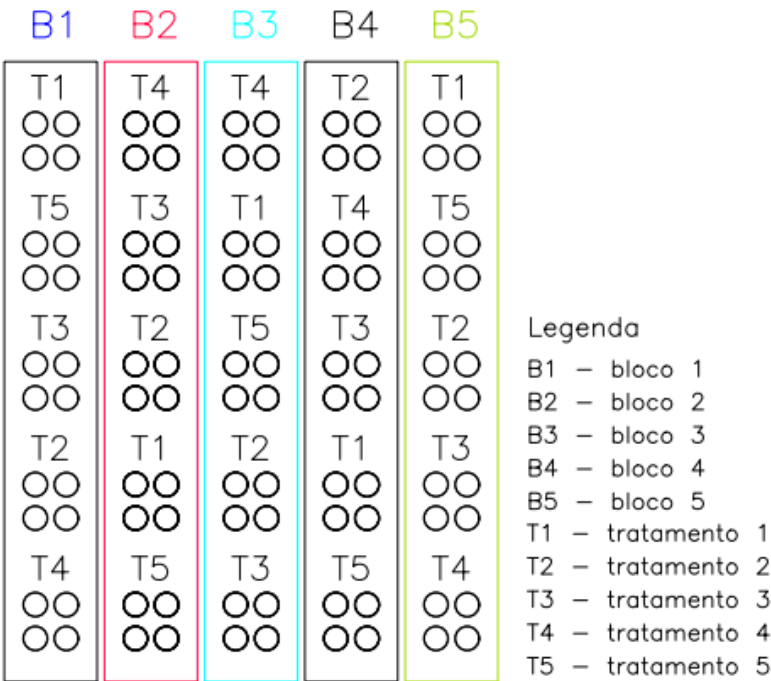
Fonte: Autoria própria.

3.8 Delineamento e Caracterização dos Tratamentos

O delineamento experimental utilizado foi em blocos casualizados (DBC). A blocagem foi necessária para evitar interferência da variação espacial da luz solar observada dentro da estufa. O experimento foi constituído por 5 blocos e 5 tratamentos, totalizando 25 parcelas, dispostos na área conforme o layout

apresentado na Figura 20. Cada parcela era composta por 4 vasos e em cada vaso foi cultivado apenas uma planta (Figura 20 e 21).

Figura 20 - Croqui do design experimental



Fonte: Autoria própria.

Figura 21 - Imagem do experimento em andamento



Fonte: Autoria própria.

Os tratamentos foram definidos em função do uso de diferentes adubações em cobertura. Para os tratamentos que utilizaram o biofertilizante foi adotado uma dosagem fixa, determinada com base no suprimento do elemento referencial, conforme abordado por Matos e Matos (2017).

Devido às informações de características químicas de digestatos na literatura (CHICONATO et al., 2013, 2014; CRIOLLO et al., 2011) e de estudo prévio do biofertilizante obtido neste trabalho, o cálculo do volume a ser aplicado nos tratamentos foi realizado considerando o potássio (K) como elemento referencial. Desta forma, a quantidade de biofertilizante aplicada foi calculada utilizando a seguinte equação:

$$D_{ref} = \frac{Q_{req}}{C_{disp}} \quad \text{Eq. 1}$$

Onde:

D_{Ref} = estimativa preliminar da dose recomendada considerando o elemento químico de interesse.

Q_{Req} = quantidade requerida do elemento de interesse.

C_{disp} = concentração do elemento disponível no digestato/efluente/biofertilizante.

À vista disso, teve-se como tratamentos: T1 – NPK mineral recomendado (testemunha); T2 – biofertilizante + NP mineral; T3 – biofertilizante + N mineral; T4 – biofertilizante + P mineral e T5 – biofertilizante. Para fornecer apenas os elementos químicos de interesse em cada tratamento, foi necessário utilizar diferentes fontes de adubo, dispondo no T1: fosfato monoamônico (MAP), nitrato de potássio e uréia, T2: MAP e uréia, T3: uréia e T4: ácido fosfórico (H_3PO_4).

As dosagem de fertilizantes aplicadas em cobertura para cada tratamento foi realizada seguindo a recomendação do IAC (2014), com 60 a 100 $Kg.ha^{-1}$ de N, 15 a 30 $Kg.ha^{-1}$ de P_2O_5 e 30 a 50 $Kg.ha^{-1}$ de K_2O , parceladas em 12 aplicações e realizadas em dias alternados durante o ciclo, conforme recomendações para a fertirrigação de hortaliças (TRANI et al., 2014). Dessa forma, o T1 recebeu adubação mineral intercalando as aplicações com água, o T2, T3, e T4 receberam adubação mineral intercalando com a aplicação do biofertilizante e o T5 recebeu a aplicação do biofertilizante intercalando com água.

Os fertilizantes minerais foram diluídos em água da SABESP na proporção de 200 mL por vaso e por aplicação, gerando uma calda de 4 L por tratamento. O pH e CE das caldas obtidas para cada tratamento estão apresentados no quadro a seguir.

Quadro 4 - Condutividade elétrica e pH das caldas produzidas com os diferentes adubos químicos para cada tratamento

	Calda do Adubo Mineral ¹			
	T1	T2	T3	T4
pH	6,5	6,5	7,1	3,3
CE (mS.cm ⁻¹)	0,66	0,17	0,05	0,21

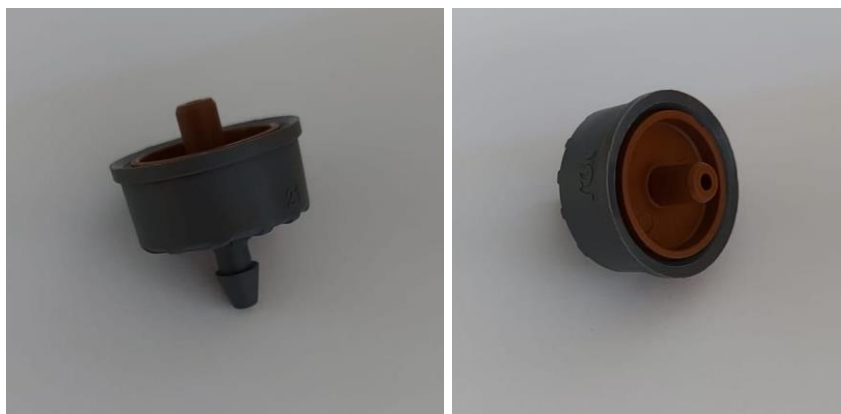
¹Composição: T1- fosfato monoamônico, nitrato de potássio e uréia; T2 - fosfato monoamônico e uréia; T3 - uréia; T4 – ácido fosfórico.

3.9 Sistema de Irrigação

3.9.1 Instalação e Operação do Sistema de Irrigação

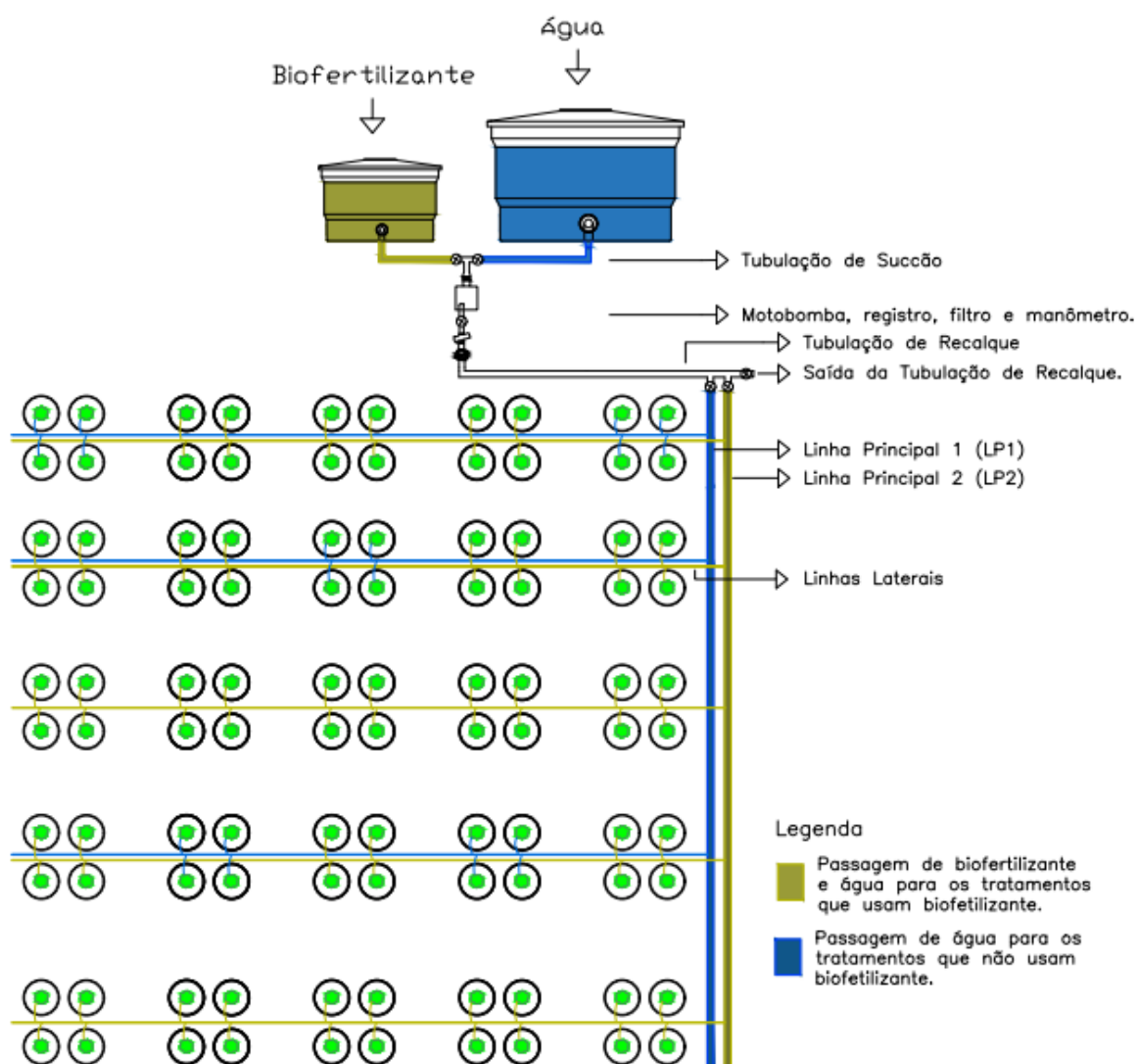
Foi utilizado o sistema de irrigação localizada por gotejamento. O sistema foi composto basicamente por: um reservatório de água; um reservatório de biofertilizante; duas tubulações de sucção, sendo uma da caixa de água e outra da caixa de biofertilizante; um cabeçal de controle formado por uma motobomba hidráulica, um filtro de disco de 120 mesh (0,125 mm), um manômetro, seis registros e uma tubulação de recalque; duas linhas principais, uma destinada a aplicar água e biofertilizante nos tratamentos que faziam uso do biofertilizante, e a outra destinada a aplicar apenas água nos tratamentos que não faziam o uso do biofertilizante; oito linhas laterais; 100 botões gotejadores da NaaDanJain modelo ClickTif PC, com vazão de 2 L.h⁻¹ (Figura 22) ; e 100 microtubos. Para melhor compreensão da configuração e disposição do sistema em campo, foi montado o layout abaixo (Figura 23).

Figura 22 - Imagem do botão gotejador utilizado



Fonte: Autoria própria.

Figura 23 - Representação da disposição do sistema de irrigação na área



Fonte: Autoria própria.

A irrigação com água e a irrigação com biofertilizante eram realizadas em períodos diferentes, ou seja, quando era necessário aplicar água, abria-se apenas o registro da caixa de água, e, quando era necessário aplicar biofertilizante, abria-se apenas o registro da caixa de biofertilizante. A fim de facilitar o entendimento operacional do processo de irrigação, dividiu-se as atividades realizadas nos subtópicos a seguir:

1- Irrigação com Biofertilizante

A irrigação com biofertilizante, realizada para os tratamentos T2, T3, T4 e T5, era feita pela linha principal 2 (LP2), indicada pela coloração verde amarelada na Figura 23. Desta forma, quando era necessário aplicar o biofertilizante abria-se o registro da caixa referente e da LP2. Quando a lâmina líquida aplicada via biofertilizante não era suficiente para suprir a evapotranspiração da cultura, supria-se essa demanda hídrica complementar por água, conduzida e aplicada pela mesma linha principal (LP 2).

2 – Irrigação com Água

Todos os tratamentos receberam irrigação com água. No entanto, como o T1 não recebeu biofertilizante, para evitar interferências entre os tratamentos, a aplicação de água para o T1 foi realizada por uma linha principal diferente (Figura 23). Dessa forma, quando era necessário fazer a aplicação de água para o T1, abria-se apenas o registro da LP 1, e, quando era necessário realizar aplicação de água para o T2, T3, T4 e T5, abria-se apenas o registro da LP 2.

Ademais, é importante ressaltar que sempre no intervalo entre irrigações de fontes distintas realizava-se o expurgo do líquido antecessor pela “saída” da tubulação de recalque, indicada na Figura 23, e preenchia-se todos os constituintes do cabeçal de controle com o líquido sucessor, evitando assim contaminação e interferência entre os tratamentos. O sistema foi operado com uma pressão de serviço de 1 bar ($\cong 10,20$ mca).

3.9.2 Avaliação do Sistema de Irrigação

Devido a aplicação do biofertilizante ocorrer por meio do sistema de irrigação e em virtude das dificuldades e restrições que envolvem o sistema utilizado, foi realizado monitoramento do funcionamento do sistema no início, meio e fim do ciclo. Para

auxiliar nesse processo, foi utilizado como parâmetros determinantes o teste de uniformidade de aplicação de água e avaliação visual do comprometimento do filtro.

O teste de uniformidade de aplicação de água foi realizado considerando todos os emissores do sistema. A vazão por emissor foi medida com auxílio de um coletor (béquer) num tempo total de 5 minutos. Para uma maior representatividade dos resultados, foram realizadas três repetições por emissores (Figura 24).

Figura 24 - Imagens do teste de uniformidade de aplicação de água realizado no início do experimento, antes do plantio da cultura



Fonte: Autoria própria.

Posteriormente, com a vazão média de cada gotejador, foi determinado o Coeficiente de Uniformidade de Distribuição (CUD), Coeficiente de Uniformidade de Christiansen (CUC) e o Coeficiente de Uniformidade Estatístico (CE), representadas pelas Equações 3, 4 e 5, descritas em Bernardo et al. (2019) .

$$CUC = \left(1 - \frac{\sum_{i=1}^n |L_i - L_m|}{n \cdot L_m} \right) \cdot 100 \quad \text{Eq. 2}$$

Onde:

CUC: Coeficiente de Uniformidade de Christiansen (%);

L_i = lâmina coletada no ponto “i” (mm);

L_m = lâmina média de todas as observações (mm);

n = número de coletores.

$$CUD = 100 \cdot \frac{L_q}{L_m} \quad \text{Eq. 3}$$

Onde:

CUD = Coeficiente de uniformidade de distribuição (%);

L_q = lâmina média de 25% das observações com menores valores, ou seja, média do menor quartil (mm).

L_m = lâmina média de todas as observações (mm);

$$CUE = 100 \cdot \left(1 - \frac{S}{L_m} \right) \quad \text{Eq. 4}$$

Onde:

S= desvio-padrão dos dados de precipitação (mm);

L_m = média das precipitações (mm);

Os resultados obtidos pelas equações supracitadas foram utilizados para julgar o desempenho do sistema, seguindo a classificação da ASAE (1996), Keller e Karmeli (1974) e Mantovani (2002), apresentado pelo Quadro 5, e avaliar se houve comprometimento dos emissores ao decorrer do ciclo, por meio da análise de variância (ANOVA) e do teste de comparação de médias de Tukey ($P \leq 0,05$) entre os ensaios realizados. A análise estatística foi realizada com o software RStudio.

Quadro 5 - Classificação do CUC, CUD e CE para sistemas de irrigação

Classificação	CUC (%)	CUD (%)	CE (%)
Excelente	90 - 100	90 - 100	90 - 100
Bom	80 - 90	80 - 90	80 - 90
Regular	70 - 80	70 - 80	70 - 80
Ruim	60 - 70	< 70	< 70
Inaceitável	< 60	-	-

Fonte: ASAE,(1996); Keller e Karmeli,(1974); Mantovani (2002).

3.10 Condução da Cultura

O transplântio das mudas de alface crespa Vera foi realizado no dia 04 de novembro, quando elas estavam com 31 dias (Figura 19), adicionando apenas uma por vaso. Alguns minutos antes e após o transplântio foi feita a irrigação, a primeira foi com a finalidade de umedecer a camada mais superficial onde iria ser colocada a

muda e a segunda para preencher o armazenamento de água no solo do vaso até a capacidade de campo.

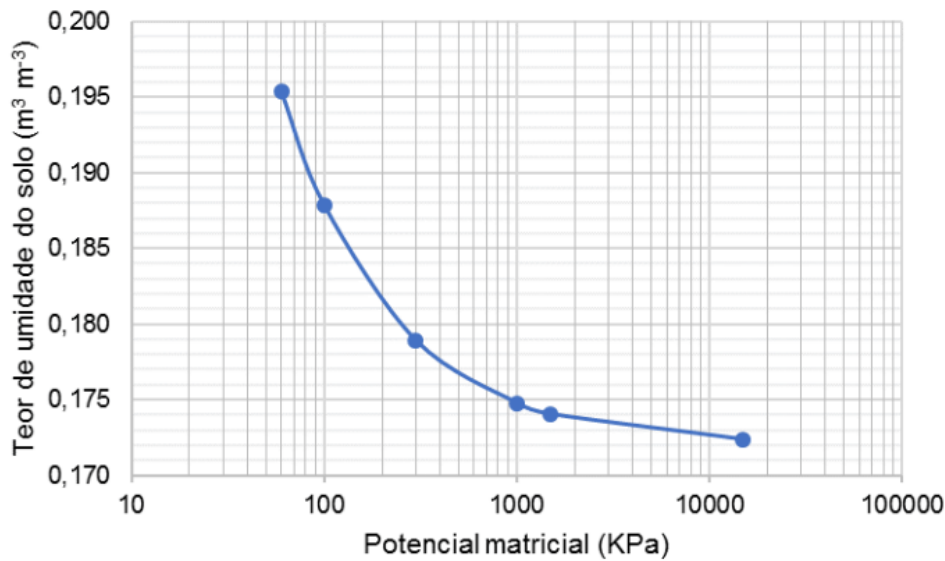
A irrigação e manejo da irrigação foram realizados diariamente, na primeira semana, a lâmina diária necessária foi dividida em duas aplicações, a fim de manter água facilmente disponível para a cultura na camada mais superficial do solo, uma vez que as raízes eram mais rasas. O manejo da irrigação foi realizado via solo com o uso de tensiômetros instalados a 15cm de profundidade (Figura 25).

Figura 25 - Tensiômetros instalados na área para o manejo da irrigação



Fonte: Autoria própria.

Para o manejo via tensiometria foi utilizada como base a curva de retenção de água no solo, disposta na Figura 26, desenvolvida por Santos (2019), que trabalhou com o mesmo solo e na mesma região.

Figura 26 - Curva da equação de Van Genuchten para o solo do experimento

Fonte: Santos (2019).

De posse da curva de retenção de água no solo (Figura 26) e do potencial matricial do solo, obtidos pelos tensiômetros instalados nos vasos, foi determinado a umidade do solo e posteriormente determinado a lâmina de reposição necessária (Equação 5), lâmina líquida de irrigação (Equação 6), lâmina bruta de irrigação (Equação 7) e tempo necessário de irrigação (Equação 8).

$$\theta_{\text{rep}} = (\theta_{\text{AD}} - \theta_{\text{atual}}) \quad \text{Eq. 5}$$

Em que:

θ_{rep} = Umidade volumétrica de reposição ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$);

θ_{AD} = Umidade volumétrica correspondente à percentagem de água disponível a ser repostada (100%) ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$).

θ_{atual} = Umidade atual do solo ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$).

$$\text{LLi} = \theta_{\text{rep}} \cdot V \quad \text{Eq. 6}$$

Em que:

LLi = Lâmina líquida a ser repostada (m^3).

θ_{rep} = Umidade volumétrica de reposição ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$);

V = Volume de solo (m^3).

$$\text{LB} = \frac{\text{LLi}}{\text{Ei}} \quad \text{Eq. 7}$$

Em que:

LB = Lâmina bruta (m³).

LLi = Lâmina líquida a ser repostada (m³).

Ei = Eficiência de irrigação.

$$T_i = \frac{LB}{q} \quad \text{Eq. 8}$$

Em que:

Ti = Tempo de irrigação

LB = Lâmina bruta (m³).

q = Vazão do emissor (m³.h⁻¹).

Após o quinto dia da cultura no campo foi iniciada a aplicação da adubação de cobertura, seguindo as instruções e dinâmica descrita no Tópico 3.8. A aplicação da calda com os adubos minerais foi realizada manualmente ao redor do tronco da planta, e o biofertilizante foi aplicado via sistema de irrigação localizada.

Durante todo o período de condução do experimento em campo foi realizado o monitoramento da cultura e da estufa, a fim de evitar o desenvolvimento e proliferação de pragas. Como medida de precaução foram adicionadas na área armadilhas para insetos e iscas para formigas cortadeiras, além disso, foram feitas duas aplicações de óleo Neem sobre as folhas da alface, sendo a primeira realizada 9 dias após o transplântio (DAT), em 12/11, e a segunda 17 DAT, em 20/11, seguindo as instruções do produto.

O ciclo foi interrompido aos 30 DAT, dando início à colheita e realização das análises desejáveis na alface. No Quadro 6 a seguir é apresentado o cronograma das atividades importantes realizadas durante a condução da cultura.

Quadro 6 - Dados do início e término das atividades importantes durante a condução da cultura

	Transplântio	Início da adubação de cobertura	Fim da adubação de cobertura	Fim da irrigação	Colheita
Data	04/11	09/11	02/12	02/12	03/12
Dias a partir do transplântio	1	6	29	29	30

3.11 Propriedades Avaliadas na Alface

A fim de avaliar o efeito do uso do biofertilizante na alface, com e sem adubação complementar, foram realizadas análises biométricas, nutricionais e microbiológicas.

Para propriedades biométricas avaliou-se: massa fresca (MF), massa seca (MS), diâmetro de copa (DC), altura da planta (AP) e número de folhas (NF). Para as propriedades nutricionais foram avaliados a composição das folhas quanto às concentrações de N, P, K, Ca e Mg. Para as propriedades microbiológicas, foram avaliadas a contagem de coliformes Totais e *Escherichia coli*, e, a presença/ausência de *Salmonella* spp.

As metodologias utilizadas para cada um dos parâmetros citadas acima foram descritos nos subtópicos a seguir. Os resultados foram submetidos a análise de variância (ANOVA) e teste de comparação de médias de Tukey ($P \leq 0,05$) com auxílio do software estatístico RStudio.

3.11.1 Propriedades Biométricas

Das quatro plantas de cada parcela foram utilizadas três para determinação das medidas biométricas. Após a definição das plantas que seriam utilizadas para essa análise, com as alfaces ainda nos vasos, foi medido o diâmetro da copa (DC) de cada uma delas com auxílio de um barbante e de uma régua graduada (cm).

Em seguida foi realizada a colheita e separação entre a parte aérea e raiz das alfaces selecionadas. A raiz foi descartada e a parte aérea foi levada ao laboratório para realização das medidas de AP, NF, MF e MS. Para obtenção da AP a alface foi posta sobre uma bancada e com o auxílio de uma régua graduada (cm) foi medida a distância entre o início do caule e a parte mais alta da planta. O NF foi obtido contando todas as folhas da alface com tamanho acima de 2 cm.

Para obtenção da MF, as alfaces foram adicionadas dentro de um saco kraft de peso conhecido e pesados numa balança de precisão. Assim que finalizado esse processo, as amostras foram secas em estufa de circulação de ar forçada a 60°C durante 72 horas, até peso constante, para obtenção da MS. A MF e MS foram determinadas subtraindo o peso da alface fresca e seca inicial, menos o peso do saquinho kraft.

3.11.2 Propriedades Nutricionais

As alfaces secas, utilizadas para a obtenção da MS, foram usadas para realização da composição mineralógica. Para essa análise foram realizadas apenas 3 repetições por tratamento, desta forma, como haviam 5 blocos (repetições), foram sorteados 3 dos 5 blocos para serem utilizados.

As três plantas de cada um dos blocos sorteados foram reunidas e homogeneizadas. Uma amostra de cada mistura foi retirada e triturada. Em seguida, foi obtida uma porção de aproximadamente 100 g para cada repetição de cada tratamento. As amostras foram identificadas e levadas ao Laboratório do Departamento de Ciência Florestal, Solos e Ambiente da UNESP, campus Botucatu, onde procederam-se as análises de N, P, K, Ca e Mg, seguindo a metodologia de Malavolta, Vitti e Oliveira (1997).

3.11.3 Análises microbiológicas de contagem e de presença/ausência

Para realização das análises microbiológicas, foi utilizado as alfaces frescas que restaram na área após a retirada para as análises biométricas e nutricionais. Foram realizadas 3 repetições para cada tratamento.

As alfaces foram colhidas manualmente com uso de luvas descartáveis e de facas estéreis. A medida que a colheita era realizada, as alfaces eram acondicionadas em sacos plásticos estéreis identificados pelo número de tratamento e repetição. Após a colheita foi pesado cada saco plástico com alface e deixados apenas 100 g de alface em cada um deles. Posteriormente, foram adicionados 200 mL de água peptonada estéril em cada um dos sacos, lacrado e agitado a mão durante 30 segundos (Figura 27), seguindo a metodologia descrita por Nousiainen et al. (2016).

Da solução formada, foram utilizados 10 mL para realizar o teste de coliformes totais e *E. coli*, pelo método do Colillert, e, 2 mL para o teste de presença/ausência de *Salmonella* spp., pelo método de plaqueamento, seguindo a metodologia do APHA (2017).

Figura 27 - Saquinhos com amostras preparadas para realização da análise microbiológica



Fonte: Autoria própria.

3.12 Estimativa da Produtividade

A estimativa da produtividade comercial foi realizada multiplicando-se a massa fresca média da cabeça da alface pela população de plantas presente em um hectare (aproximadamente 81.600 plantas), expressa em $t.ha^{-1}$. A população de plantas foi definida considerando espaçamento entre plantas e entre linhas de plantas de 30x30 cm, canteiros com dimensões de 1,5 m de largura e 100 m de comprimento, e, espaçamento entre linha de canteiros e entre canteiros de 0,5 m.

3.13 Análise Estatística

Os resultados foram submetidos às pressuposições de normalidade e homocedacidade de Shapiro-Wilk e Barlett, respectivamente. Após o aceite da normalidade e homocedacidade, os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e ao teste de comparação de médias, teste de Tukey, à 5% de significância. As análises estatísticas foram realizadas com o software R (R CORE, 2016) e os gráficos foram gerados com o software Excel.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Caracterização dos Resíduos Sólidos Orgânicos Utilizados para Alimentar o Biodigestor

O teor médio de sólidos totais dos resíduos sólidos orgânicos domésticos (RSD) utilizados para alimentar o biodigestor foi de 23%, desses, cerca de 87,5% são sólidos voláteis e 12,5% sólidos fixos. Resultados próximos foram obtidos por Browne e Murphy (2013), Jabeen et al. (2015), Silva (2021) e Zhai et al. (2015), que trabalharam com resíduos orgânicos de cozinha.

A relação C/N foi de 17/1, valor abaixo do desejável para a digestão anaeróbia (MATA-ALVAREZ, 2003), no entanto, próximo ao encontrado por outros autores, tais como Browne e Murphy (2013), Jabeen et al. (2015) e dentro da faixa apresentada por Bong et al. (2017) para resíduos orgânicos alimentares. O pH médio obtido foi de 5,4 que está dentro da faixa esperada para os resíduos orgânicos de restos alimentares (BONG et al., 2017).

4.2 Caracterização dos Efluentes Obtidos pelo Reator Biológico

As características das propriedades físico-químicas e biológicas do digestato e biofertilizante serão apresentadas nos subtópicos a seguir. É importante ressaltar que as características encontradas foram obtidas mediante a montagem e condução dos sistemas utilizados conforme o apresentado na metodologia deste trabalho.

4.2.1 Digestato do Biodigestor

O volume de digestato gerado diariamente pelo HomeBiogas™ 2.0, após a estabilização do sistema, foi entre 4 a 8 L. O biofertilizante era composto por líquido e sólido, sendo o líquido a parte mais expressiva. Na figura a seguir são apresentadas três imagens do digestato gerado pelo biodigestor.

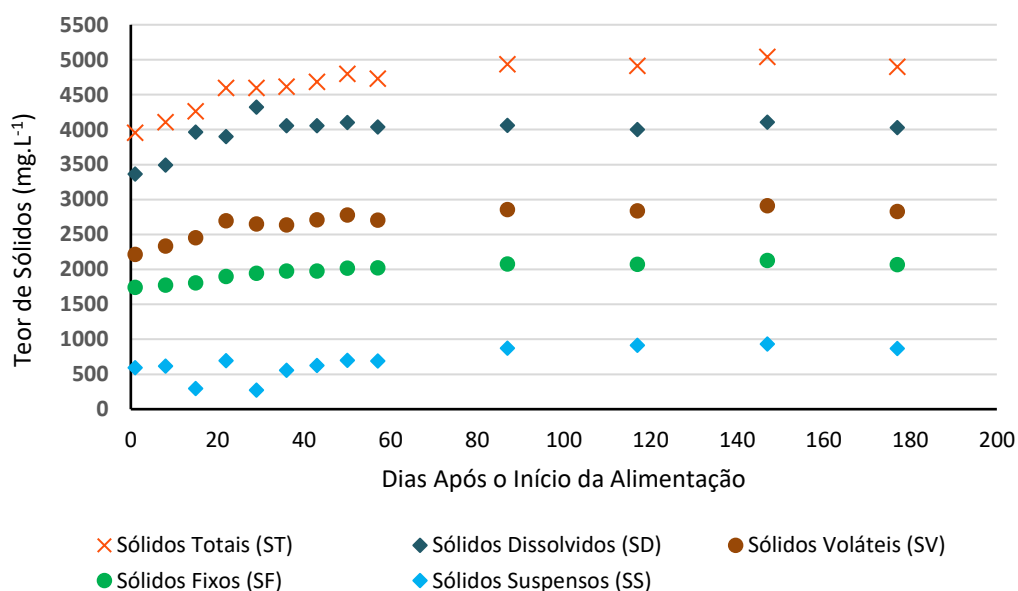
Figura 28 - Digestato obtido a partir do biodigestor HomeBiogas™ 2.0



Fonte: Autoria própria.

Quanto aos teores de sólidos, o digestato apresentou um teor de sólidos totais (ST) menor no início das análises (Figura 29), isso aconteceu porque nesse período estava-se iniciando a alimentação com os resíduos orgânicos. Com o tempo, cerca de 80 dias após o início da alimentação, é possível observar que o sistema tendeu a um comportamento linear, que indicou a estabilização da atividade microbiana do sistema sob a carga orgânica diária adicionada. O teor de ST médio após a estabilização foi de 4.946,42 mg.L⁻¹ com desvio padrão de 63,7 mg.L⁻¹.

Figura 29 - Comportamento temporal do teor de sólidos do efluente obtido pelo Homebiogas™ 2.0



Fonte: Autoria própria.

Assim como os ST, os sólidos dissolvidos (SD), os sólidos suspensos (SS), os sólidos voláteis (SV) e os sólidos fixos (SF) tenderam a apresentar um comportamento

estável após os 80 dias do início da alimentação, obtendo teores médios, após a estabilização, de 4.049,75 mg.L⁻¹ para SD, 896,67 mg.L⁻¹ para os SS, 2.859,75 mg.L⁻¹ para SV e 2.086,67 mg.L⁻¹ para SF.

A partir dos resultados supracitados, constata-se que o digestato apresentou teores de SS e SD muito acima do recomendado por Nakayama e Bucks (1986), demonstrando que seu uso pode vir a causar grandes problemas se conduzido e aplicado via sistemas de irrigação localizada. A vista disso, para realização de sua aplicação via estes sistemas de irrigação localizada é essencial que seja realizado um pós-tratamento para o digestato.

As características químicas e biológicas do biofertilizante, bem como o resultado do cálculo da RAS, estão apresentados na Tabela 1. Através dos resultados é possível constatar que o digestato gerado apresenta pH próximo ao neutro, com tendência básica, este efeito é comum em efluentes de reatores anaeróbios (ANGOURIA-TSOROCHIDOU e THOMSEN, 2021; BARZEE et al., 2019; JABEEN et al., 2015; VOÇA et al., 2005) e o valor obtido está dentro do intervalo recomendado para biofertilizantes agrícolas segundo a Resolução CONAMA N°503 de 2021.

Assim como os SS e os SD, o teor de Fe também foi superior ao recomendado por Nakayama e Bucks (1986), aumentando a restrição do uso direto desse efluente via sistemas de irrigação localizada.

O valor da CE foi elevado, o que evidencia a alta concentração de íons dissolvidos, resposta esperada por se tratar de digestão de elementos ricos e com alta carga orgânica (ANGOURIA-TSOROCHIDOU; THOMSEN, 2021; BARZEE et al., 2019; VOÇA et al., 2005). Com os valores de CE e RAS o digestato foi classificado como C4S1 (RICHARDS, 1954), indicando baixo risco de sodicidade e um risco muito alto de salinização do solo, apontando a necessidade de um uso planejado e controlado.

Tabela 1 - Características químicas e biológicas do digestato obtido como efluente do HomeBiogas™

Parâmetros	Média	Desvio Padrão	C.V. (%)
pH	7,22	0,58	8,0
CE (mS.cm ⁻¹)	4,72	0,58	12,2
N _{total} (mg.L ⁻¹)	349,74	91,17	26,1
P (mg.L ⁻¹)	95,40	54,39	57,0
K (mg.L ⁻¹)	544,19	138,20	25,4
Ca (mg.L ⁻¹)	160,77	20,86	13,0
Mg (mg.L ⁻¹)	115,86	35,43	30,6
Na (mg.L ⁻¹)	132,65	78,49	59,2
Cu (mg.L ⁻¹)	0,08	0,06	76,9
Fe (mg.L ⁻¹)	2,72	1,44	53,1
Mn (mg.L ⁻¹)	1,09	0,80	73,3
Zn (mg.L ⁻¹)	0,30	0,08	28,0
RAS	1,95	-	-
DQO (mg.L ⁻¹)	5855,37	559,93	9,6
DBO (mg.L ⁻¹)	3131,28	546,37	17,4
CT (NMP 100 mL ⁻¹)	91779,29	121222,13	132,1
<i>E. coli</i> (NMP 100 mL ⁻¹)	530,92	436,83	82,3
<i>Salmonella</i> spp.	0	0	0

Fonte: Autoria própria.

Embora o biofertilizante seja gerado de resíduos orgânicos residenciais, o teor de nutrientes e CE obtidos neste experimento foram baixos ao se comparar com os valores obtidos por Voça et al. (2005) e Barzee et al. (2019) que trabalharam com substratos próximos. Essa variabilidade pode ocorrer por vários fatores, como já comentado na revisão de literatura, mas acredita-se que isso se deu principalmente a grande quantidade de água que tinha no sistema e a baixa quantidade de carga orgânica inserida diariamente.

Além dos parâmetros já mencionados, nota-se a partir da Tabela 1, que o digestato apresentou contagem para coliformes totais e *E. coli*, com médias após estabilização de $9,2 \cdot 10^4$ NMP.100 mL⁻¹ e 530,92 NMP.100 mL⁻¹, e não apresentou presença de *Salmonella* spp.. A partir disso, constata-se que o digestato apresenta características microbiológicas satisfatórias para aplicação em culturas agrícolas, pois atende aos critérios estabelecidos pela resolução CONAMA (2021) e padrões internacionais estabelecidos por WHO (2006).

4.2.2 Biofertilizante do Filtro

O efluente gerado pelo sistema de filtros anaeróbios verticais descendentes (SFAV) era composto em sua grande parte por líquido (Figura 30). Eventualmente era visto algumas partículas maiores junto ao líquido, as quais acredita-se que foram provenientes da deposição de lodo formado no próprio tubo do sistema de filtragem.

Figura 30 - Biofertilizante obtido após tratamento pelo sistema de filtragem anaeróbio vertical descendente (SFAV)



Fonte: Autoria própria.

A variação dos teores de sólidos após os 20 dias de início de operação do SFAV está representada pela Figura 31. Através dela, é possível observar que, mesmo diante da variação entre as medidas, a quantidade de ST do efluente teve uma tendência decrescente com o tempo, com média após 80 dias de 2.600 mg.L^{-1} , expressando uma eficiência de redução de aproximadamente 48% ao se comparar com o efluente do biodigestor.

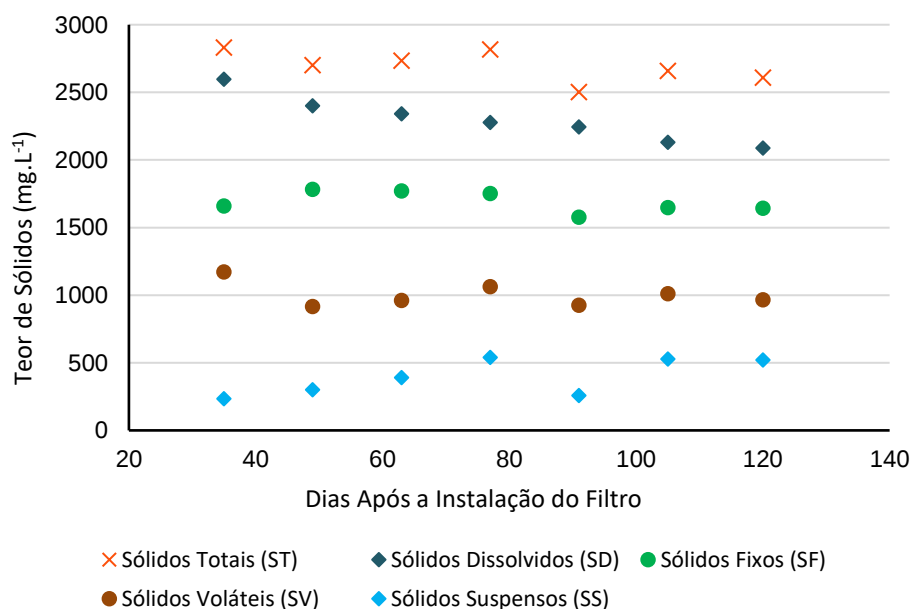
O teor de SD também teve um comportamento decrescente com o tempo (Figura 31), indicando aumento da eficiência de redução de SD dentro do período analisado, já o teor de SS, teve tendência crescente com o tempo, indicando decréscimo da eficiência de redução destes no tempo. De forma geral, o SFAV gerou boa eficiência na redução dos SD e dos SS dentro do período analisado, sendo de 46,80% para SD

e 51,39% para SS, com teores médios após 80 dias de aproximadamente 2.155 mg.L⁻¹ para os SD e 436 mg.L⁻¹ para os SS.

A partir dos valores de SD e SS do efluente do SFAV, constata-se que, mesmo diante da redução em quase 50% desses elementos ao se comparar com o digestato do HomeBiogas™ 2.0, o efluente ainda apresenta alto risco de entupimento para sistema de irrigação localizada, de acordo com a classificação de Nakayama e Bucks (1986). Portanto, para utilização do efluente gerado pelo SFAV de forma segura, sugere-se aumentar o tempo de detenção hidráulica no SFAV, utilizar um pós-tratamento adicional ou realizar diluição do efluente, de forma a tentar adequar os parâmetros supracitados dentro das faixas recomendadas.

Quanto a presença de SV e SF, vê-se que o sistema gerou maiores impactos na redução dos SV (66,2 %) do que nos SF (22,2%), resultado consistente com o processo, uma vez que por se tratar de um sistema biológico metanogênico, a tendência é que os sólidos voláteis sejam transformados em gases.

Figura 31 - Comportamento temporal do teor de sólidos do efluente obtido pelo sistema de filtragem anaeróbio vertical descendente (SFAV)



Fonte: Autoria própria.

O SFAV também gerou alterações nas características químicas e biológicas do digestato (Tabela 2). O efluente obtido por esse sistema apresentou características mais básicas do que o do biodigestor, no entanto, o pH obtido ainda ficou dentro da

recomendação para biofertilizantes pela Resolução CONAMA N°503 de 2021. A CE foi inferior e RAS foi superior aos resultados do digestato, gerando enquadramento C4S2 (RICHARDS, 1954), que também pode apresentar riscos agrícolas se utilizado de forma indiscriminada.

Tabela 2 - Características químicas e biológicas do biofertilizante obtido pelo sistema de filtragem anaeróbio vertical descendente (SFAV)

Parâmetros	Média	Desvio Padrão	C.V. (%)
pH	8,16	0,21	2,6
CE (mS.cm ⁻¹)	3,72	0,21	5,7
N _{total} (mg.L ⁻¹)	186,67	3,52	1,9
N _{dissolvido} (mg.L ⁻¹)	140,27	9,54	6,8
P _{dissolvido} (mg.L ⁻¹)	20,12	8,09	40,2
K _{dissolvido} (mg.L ⁻¹)	417,50	21,79	5,2
Ca (mg.L ⁻¹)	135,72	25,78	19,0
Mg (mg.L ⁻¹)	58,68	5,89	10,0
Na (mg.L ⁻¹)	190,00	15,56	8,2
Cu (mg.L ⁻¹)	0,10	0,06	52,7
Fe (mg.L ⁻¹)	0,98	0,39	39,3
Mn (mg.L ⁻¹)	0,17	0,11	66,2
Zn (mg.L ⁻¹)	0,12	0,08	65,7
RAS	3,43	-	-
DQO (mg.L ⁻¹)	1217,50	328,80	27,0
DBO (mg.L ⁻¹)	640,00	70,71	11,0
CT (NMP 100 mL ⁻¹)	34030,00	10257,03	30,1
<i>E. coli</i> (NMP 100 mL ⁻¹)	<1	0	0
<i>Salmonella</i> spp.	0	0	0

Fonte: Autoria própria.

No geral, o SFAV reduziu os teores de nutrientes, esse mesmo efeito foi constatado por Pitoro (2019) que utilizou um sistema de filtragem muito próximo ao utilizado neste trabalho. Os teores de Fe e Mn do efluente do SFAV, ficaram em concentrações satisfatórias para aplicação via irrigação localizada (NAKAYAMA e BUCKS, 1986).

Os teores de DQO e DBO obtiveram uma eficiência de redução de aproximadamente 79% e 79,5%, evidenciando a eficácia do sistema de filtragem na redução das cargas orgânicas. As eficiências de remoção de DQO e DBO obtidas neste trabalho, durante o período analisado, foram superiores às apresentadas pela NBR 13969 (ABNT, 1997) para sistemas de filtros anaeróbios submersos.

Além disso, nota-se que o sistema teve impacto expressivo na redução de CT e *E. coli*, com redução média de 0,43 log para CT e 2,73 log para *E. coli*, reduzindo assim os riscos de contaminação por patógenos (CONAMA, 2021; WHO, 2006).

As diferenças entre os efluentes não são constadas apenas numericamente, ao se comparar por imagem o efluente da saída do filtro com o efluente de entrada (Figura 32) é possível notar diferenças visíveis.

Figura 32 - Biofertilizante gerado pelo biodigestor (a) versus biofertilizante gerado pelo sistema de filtragem anaeróbio vertical (b)



Fonte: Autoria própria.

A partir das características obtidas aqui, constata-se que, embora o efluente do SFAV tenha apresentado teores de nutrientes inferiores ao se comparar com o digestato do HomeBiogas™ 2.0, ele apresentou teores de sólidos bem inferiores, tornando-o mais adequado para uso em sistema de irrigação localizada, e, consequentemente, para o uso neste projeto. No entanto, como os teores de SD e SS do efluente do SFAV ainda permaneceram acima do recomendado por Nakayama e Bucks (1986), realizou-se diluição do efluente de forma que ele viesse a atender aos critérios estabelecidos pelos autores supracitados. As informações sobre a diluição adotada, bem como as características do efluente diluído são abordados no Tópico 4.3, apresentado a seguir.

4.3 Dosagem e Aplicação do Biofertilizante na Alface via Irrigação Localizada

A partir da característica química do biofertilizante, das necessidades nutricionais da cultura (TRANI et al., 2014) e dos critérios relacionados à degradação do solo e toxidez da planta (MATOS e MATOS, 2017; PIZARRO, 1996), foi definido o potássio

(K) como elemento químico referencial para a determinação da dosagem do biofertilizante.

Seguindo o descrito por Matos e Matos (2017), pelo CONAMA (2021) e considerando a recomendação de adubação potássica em cobertura para a cultura de interesse (TRANI et al., 2014), obteve-se uma dosagem de 0,4 a 0,5 L do biofertilizante por vaso e por ciclo, considerando que sua aplicação seria realizada em dias alternados e no decorrer do ciclo, essa dosagem foi subdividida em 12 aplicações.

Para reduzir os impactos da condução e aplicação do biofertilizante no sistema de irrigação, como descrito por Nakayama e Bucks (1986), foi determinado uma taxa de diluição para o biofertilizante. A taxa de diluição foi definida com base na lâmina média diária de irrigação, obtida por meio da estimativa da ETc através de dados climáticos de séries históricas do local de condução do experimento.

A partir disso, obteve-se um fator de diluição de 1:6, ou seja, para cada 10 mL de biofertilizante era adicionado 50 mL de água da SABESP. As características do biofertilizante diluído bem como a classificação quanto ao grau de risco de entupimento de emissores de sistema de irrigação localizada (NAKAYAMA e BUCKS, 1986) estão apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 - Características do biofertilizante diluído 1:6 e o grau de risco de comprometimento do sistema de irrigação localizada

Propriedades Físico-química e Biológica	Características do Biofertilizante Diluído	Grau de Risco de Entupimento de emissores
Físico		
Sólidos Suspensos Totais (mg.L ⁻¹)	72,65	Moderado
Químico		
pH	7,9	Moderado
CE (mS.cm ⁻¹)	0,7	-
Sólidos Dissolvidos Totais (mg.L ⁻¹)	359,11	Baixo
Manganês (mg.L ⁻¹)	0,03	Baixo
Ferro Total (mg.L ⁻¹)	0,16	Baixo
Sulfeto de Hidrogênio (mg.L ⁻¹)	nd	nd
Biológico		
Número de bactérias (n°mL ⁻¹)	nd	nd

nd: não determinada. Fonte: Adaptada de Nakayama (1982) pela autora.

Como é possível observar no Quadro 7, todos os parâmetros apresentaram grau de risco baixo a moderado de acordo com a classificação de Nakayama e Bucks (1986), manifestando condições satisfatórias para realização de sua aplicação via sistemas de irrigação localizada.

Ademais, através da condutividade elétrica (Quadro 7) e da RAS calculada, que foi de 1,40, o efluente do SFAV diluído 1:6 apresentou classificação C2S1 (RICHARDS, 1954), indicando médio risco de salinidade e baixo risco de sodicidade. Com isso, o efluente diluído apresentou boa qualidade para ser utilizado na fertirrigação de culturas agrícolas, no entanto, como apresentou risco médio de salinidade, seu uso deve ser realizado de forma planejada, para que assim, evite danos na produtividade de culturas sensíveis a salinidade e danos no solo, com o acúmulo de sais com o tempo.

4.4 Efeitos do Biofertilizante no Cultivo da Alface Crespa

4.4.1 Propriedades Biométricas

O uso do biofertilizante teve um efeito positivo no cultivo da alface, gerando, de forma geral, desempenho superior ao da adubação mineral padrão (testemunha), até mesmo para o tratamento com biofertilizante que não utilizou adubação mineral complementar (Tabela 4). Resultado encontrado também por Chiconato et al. (2013) que utilizaram um biofertilizante com características químicas muito próximas ao encontradas neste trabalho. Ademais, este resultado corrobora com outros autores, tais como Asghar et al. (2020), Chiconato et al. (2014), e Dlamini, Mukabwe e Sibandze (2021), que também trabalharam com aplicação de biofertilizantes em alface.

Esses resultados são obtidos devido aos efeitos múltiplos do biofertilizante, que além de fonte de macro e micronutrientes, atua como fonte de matéria orgânica e de microorganismos. No entanto, acredita-se que neste trabalho o resultado obtido pelos tratamentos que utilizaram o biofertilizante foi influenciado parcialmente, em relação ao teor de nitrogênio, pela adubação de plantio, pois foi aplicado em todos os tratamentos uma dosagem de N acima da máxima recomendada (50 Kg.ha^{-1}). Isso ocorreu devido a presença de 3% de nitrogênio no adubo superfosfato simples, algo

que não foi considerado no cálculo de adubação inicial, por não ser comum sua presença nesse tipo de adubo (REETZ, 2016; TRANI e TRANI, 2011).

Com relação a resposta dos tratamentos, todos os que fizeram o uso do biofertilizante obtiveram médias de massa fresca (MF), massa seca (MS) e diâmetro de copa (DC) superiores ao que não utilizou, no entanto, apenas os tratamentos Biofertilizante + NP, Biofertilizante + N e Biofertilizante obtiveram diferença significativa em relação ao tratamento testemunha, sendo considerados iguais estatisticamente os tratamentos Biofertilizante + P e NPK mineral.

Entende-se que esse resultado foi gerado devido às diferentes características dos adubos minerais utilizados em consórcio com o biofertilizante, como o tratamento Biofertilizante + P foi o único tratamento que utilizou um adubo fosfatado ácido (H_3PO_4), isso ocasionou a acidificação da solução nutritiva (Quadro 4), gerando, muito provavelmente, redução do pH do solo no bulbo molhado, e, por consequência, gerando impacto negativo no desenvolvimento da cultura, como o apresentado e abordado por Foratto, Zanini e Natale (2007), e Lee et al. (2006).

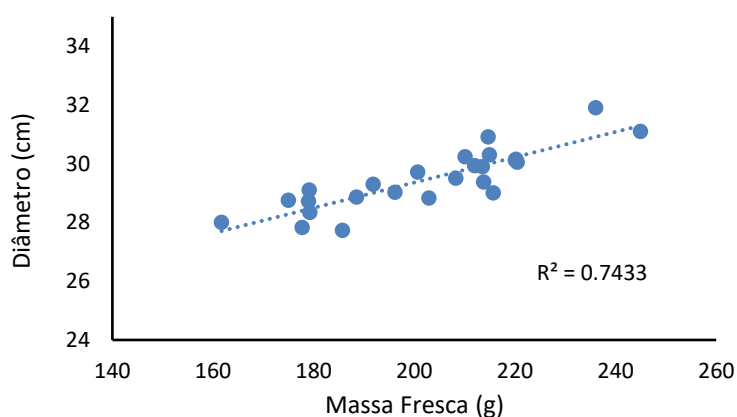
Tabela 4 - Parâmetros biométricos da alface crespa com o uso de diferentes fontes de adubos em cobertura

Adubação	Massa Fresca (g)	Massa seca (g)	Número de folhas	Altura (cm)	Diâmetro (cm)
NPK mineral	183,18 b	11,19 b	18,80 a	19,68 a	28,26 b
Biofertilizante + N + P	215,33 a	13,22 a	19,80 a	20,68 a	30,32 a
Biofertilizante + N	212,67 a	12,94 a	19,60 a	19,84 a	30,00 a
Biofertilizante + P	189,17 b	11,55 b	19,60 a	19,54 a	28,74 b
Biofertilizante	212,17 a	12,90 a	20,60 a	21,34 a	30,00 a
Significância	***	***	ns	ns	**
CV	8,27	4,84	5,82	6,36	1,73

Fonte: Autoria própria.

Como foi obtida diferença estatística dos parâmetros massa e diâmetro da alface (Tabela 4), realizou-se análise de correlação entre essas duas variáveis, a fim de verificar se parte do resultado da massa fresca foi justificada pela variação do diâmetro observado. Através da Figura 33, pode-se inferir que parte das medidas das massas frescas foram influenciadas pelos diâmetros das alfaces, com uma correlação de 74%.

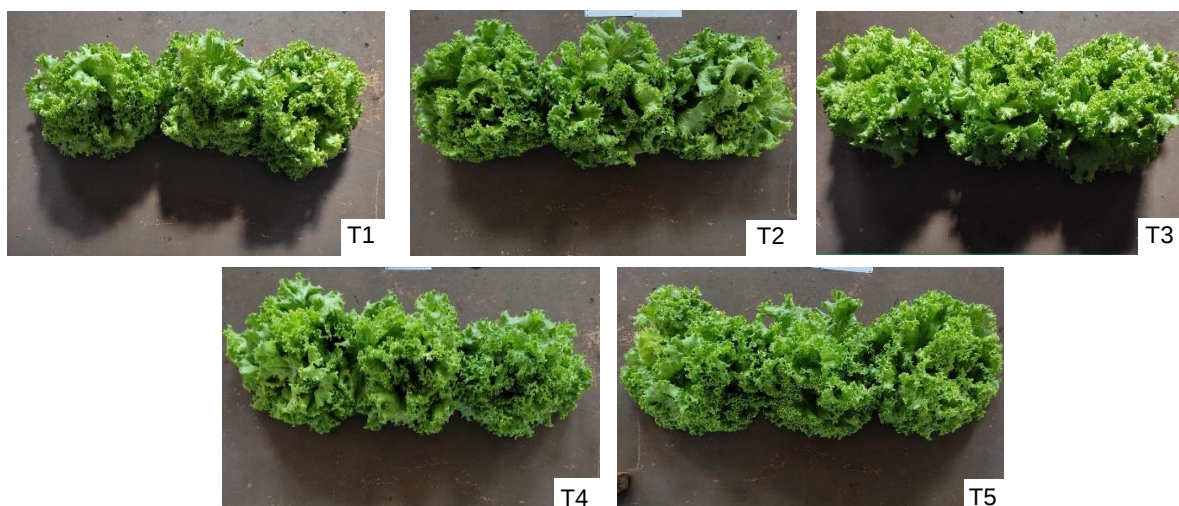
Figura 33 - Correlação entre massa fresca e diâmetro de copa da alface crespa sob o uso de diferentes adubações



Fonte: Autoria própria.

As imagens das alfaces de cada tratamento estão apresentadas na Figura 34. Pela figura, é possível observar que as plantas dos tratamentos que utilizaram o biofertilizante apresentaram maior destaque ao se comparar com o tratamento testemunha.

Figura 34 - Imagens das plantas de alface retiradas após a colheita para cada tratamento



T1- NPK mineral; T2- Biofertilizante +NP; T3- Biofertilizante +N; T4- Biofertilizante +P; T5- Biofertilizante. **Fonte:** Autoria própria.

Os resultados obtidos aqui corroboram com Barzee et al. (2019), Chiconato et al. (2013; 2014), Colla et al. (2015), Dlamini, Mukabwe e Sibandze (2021), Duc et al. (2017), Saeed et al. (2015), Sarkar et al. (2021), Schutz et al. (2018), dentre outros,

que também mostraram que o uso de biofertilizantes, dos mais variados tipos e características, promoveram aumento na produtividade de hortícolas, demonstrando seu potencial na produção agrícola.

4.4.2 Propriedades Nutricionais

Os teores de N, P, K, Ca e Mg das folhas das alfaces para cada tratamento estão descritos na Tabela 5. Através dos resultados apresentados, nota-se que os teores de N foliar nos tratamentos NPK mineral, Biofertilizante + NP e biofertilizante + N, foram significativamente superiores aos teores obtidos pelos tratamentos biofertilizante + P e biofertilizante. Isso se deu devido a variação da dosagem de nitrogênio aplicada em cobertura, que está relacionada aos tipos de tratamentos.

A partir disso, é possível inferir que, nas configurações adotadas neste projeto, o biofertilizante não foi suficiente no fornecimento de N à planta ao se comparar com a adubação mineral, no entanto, os teores deste elemento nas folhas das alfaces em todos os tratamentos estão dentro da faixa considerada adequada. A concentração de N foliar obtida com uso do biofertilizante foi muito próximo ao encontrada por Sandri, Matsura e Testezlaf (2006) utilizando água residuária tratada.

Quanto ao teor de fósforo, nota-se que os tratamentos que receberam uma maior dosagem deste nutriente (NPK mineral; Biofertilizante +NP; Biofertilizante + P), apresentaram-o em maiores concentrações no tecido vegetal ao se comparar com os demais tratamentos; contudo, essa diferença não foi significativa. Os teores de P foliar para todos os tratamentos foram inferiores ao considerado adequado para a cultura segundo o IAC (RAIJ et al., 1997).

Para os teores de potássio foliar também não houve diferenças estatísticas entre os tratamentos. Este resultado comprova a adequada dosagem do biofertilizante, já que o K foi adotado como elemento referencial e fixo para todos os tratamentos. De acordo com o boletim 100 (RAIJ et al., 1997) as concentrações de K nas folhas de alfaces foram elevadas, ficando em torno do limite superior recomendado para a cultura (RAIJ et al., 1997). Júnior, Martins e Fernandes (2004), e Sandri, Matsura e Testezlaf (2006) também encontraram teores de K satisfatórios na alface utilizando biofertilizantes líquidos.

Além disso, observa-se que o teor de cálcio foliar foi influenciado significativamente pelo tipo de adubação utilizada, ganhando destaque os tratamentos

que utilizaram o biofertilizante, que obtiveram médias superiores ao do tratamento testemunha. Esse resultado evidencia a importância do biofertilizante no fornecimento de outros nutrientes além do N, P e K. Os teores de cálcio para todos os tratamentos foram inferiores ao teor considerado adequado pelo Boletim 100 do Instituto Agrônomo - FUNDAG (RAIJ et al., 1997).

Júnior, Martins e Fernandes (2004) avaliando o efeito de diferentes soluções nutritivas de origem química e orgânica, também encontraram diferença estatística no teor de Ca na folha da alface, sobressaindo os tratamentos de origem orgânica, no entanto obteve teores de Ca bem superiores ao encontrados aqui. Sandri, Matsura e Testezlaf (2006) ao comparar a característica nutricional da folha do alface com uso de água residuária e água de depósito, também constataram um maior teor de Ca no tratamento com uso do efluente e obtiveram valores próximo ao encontrado aqui, abaixo da faixa adequada disposta em Raij et al. (1997).

Já os teores de magnésio foliar foram muito próximos para todos os tratamentos, não diferindo estatisticamente, e em concentrações satisfatórias para a cultura (RAIJ et al., 1997), diferindo do Júnior, Martins e Fernandes (2004) que constataram maiores teores deste nutriente em tratamentos que fizeram o uso de solução nutritiva orgânica.

Tabela 5 - Teor médio dos macronutrientes nas folhas das alfaces por tratamento

Adubação	N	P	K	Ca	Mg
	----- g.Kg ⁻¹ -----				
NPK mineral	38,67 a	3,17 a	83,67 a	11,67 b	4,20 a
Biofertilizante + NP	37,67 a	3,17 a	78,33 a	12,00 ab	4,53 a
Biofertilizante + N	36,67 a	3,03 a	80,00 a	12,67 ab	4,73 a
Biofertilizante + P	33,33 b	3,27 a	92,33 a	13,33 a	4,97 a
Biofertilizante	33,33 b	2,70 a	84,67 a	12,33 ab	4,47 a
Significância	***	ns	ns	*	ns
CV (%)	2,49	7,48	9,05	3,9	6,43

Dados marcados com mesma letra não são significativamente diferentes; ***, **, * representa o nível de significância em 0,001, 0,01, 0,05, respectivamente pelo teste Tukey. **Fonte:** Autoria própria.

A vista disso, constata-se que o biofertilizante teve um efeito positivo no fornecimento de N, P, K e Ca, reduzindo a dependência de adubos minerais. Ademais, acredita-se que o biofertilizante tenha atuado no fornecimento de outros nutrientes,

que não foram avaliados aqui, assim como o apresentado em Júnior, Martins e Fernandes (2004) e Sandri, Matsura e Testezlaf (2006).

4.4.3 Propriedades Microbiológicas

Os resultados de coliformes totais (CT) e *E. coli* nas folhas das alfaces são apresentadas na Tabela 6. As amostras de alface apresentaram contagem para CT em todos os tratamentos testados e, mesmo com valores médios distintos entre tratamentos, não apresentaram diferença estatística significativa.

Esse resultado mostra que mesmo com a presença de CT em altas concentrações no biofertilizante (Tabela 2), não houve aumento das bactérias gram-negativas nas alfaces dos tratamentos que fizeram o seu uso. Acredita-se que a forma de aplicação do biofertilizante tenha agido como principal fator para evitar e/ou reduzir a contaminação por essas bactérias no tecido vegetal, uma vez que o biofertilizante não teve contato direto com as folhas.

Maffei, Silveira e Catanozi (2013) que avaliaram 130 amostras de diferentes variedades de hortaliças orgânicas e convencionais no Brasil, das quais 80 eram de alfaces, obtiveram contagem de 4 a 5 log₁₀ UFC/g para CT, não observando muita distinção da contagem entre os tipos de adubos utilizados. Machado et al. (2006) que analisaram a sanidade microbiológica de alface, rabanete e espinafre utilizando fertilizante mineral, biofertilizante líquido foliar, cama de frango, esterco de galinha, esterco de vaca e esterco de suíno, constataram que cerca de 63,3%, 50% e 23,3% das amostras de alface, rabanete e espinafre apresentaram mais de 10² CT/g de produto. Valentin-Bon et al. (2008) avaliando alfaces e espinafres de prateleiras, muitos rotulados como “lavadas três vezes” ou “pronta para comer”, constataram contagem de coliformes totais em torno de 4 a 5 log₁₀ UFC/g. Como é possível observar, a contaminação de CT é algo recorrente em folhas de alface, não só com o uso de biofertilizantes, e os valores de CT obtidos pelos autores supracitados foram bem superiores ao encontrados neste trabalho.

Tabela 6 - Resultado da contagem de Coliformes Totais e *E. coli* nas folhas das alfaces para cada tratamento

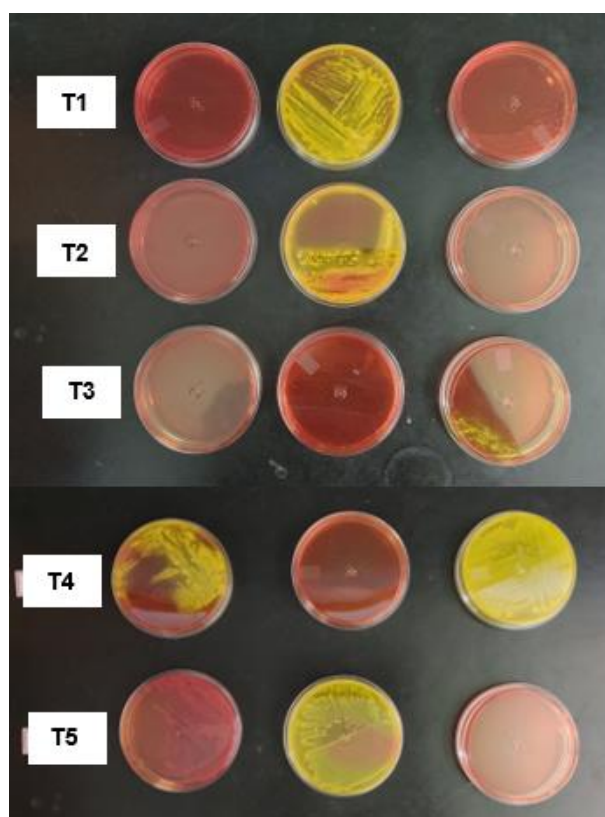
Adubação	Coliformes Totais		<i>E. coli</i>
	NMP.100mL ⁻¹	NMP.g ⁻¹ de alface	NMP.100mL ⁻¹
NPK mineral	2349,33 a	46,99 a	<1
Biofertilizante + NP	3003,67 a	60,07 a	<1
Biofertilizante + N	1153,67 a	23,07 a	<1
Biofertilizante + P	2096,67 a	41,93 a	<1
Biofertilizante	1062,00 a	21,21 a	<1
Significância	ns		ns
CV (%)	117,77		0

Fonte: Autoria própria.

O teor de *E. coli*, patógeno indicador de contaminação por fezes, foi menor que um para todos os tratamentos (Tabela 6), resultado ideal, atendendo ao padrão sanitário exigido pela Instrução Normativa nº 60/2019 do Ministério da Saúde (MS) e da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA). Os resultados encontrados aqui foram muito próximos ao obtido por Bierhas et al. (2019) em alfaces irrigadas com água de cisterna. Makkaew et al. (2016) também não detectaram a presença de *E. coli* em alface irrigados com águas residuais através de gotejadores. Loncarevic, Johannessen e Rorvik (2005), e, Bierhas et al. (2019) que analisaram as características microbiológicas de vários alfaces obtiveram também resultados satisfatórios em quase todas as plantas analisadas. De acordo com a Health Protection Agency (2009) e Figueiredo (2013) a presença deste patógeno no alimento traz evidências que sua condução, processamento e/ou conservação não foi realizada em condições de higiene adequadas, uma vez que bactérias patogênicas não fazem parte da sua microbiota nativa.

O resultado do teste de *Salmonella* spp. está apresentado na Figura 35 a seguir. Como é possível observar em nenhuma das placas houve o desenvolvimento de colônias desse patógeno, que é manifesta pela presença da coloração preta nas placas. Esse resultado está de acordo com a Resolução do MS e ANVISA (2019) e corrobora com o encontrado por Bierhas et al. (2019), Loncarevic, Johannessen e Rorvik (2005), Machado et al. (2006), e, Maffei, Silveira e Catanozi (2013) que avaliaram também a sanidade microbiológica de alfaces.

Figura 35 - Aparência das placas de XLD (Ágar de desoxicolato-lisina-xilose), uma das fases de avaliação para presença de *Salmonella* spp.



Fonte: Autoria própria.

Por meio dos resultados obtidos aqui, constata-se que o biofertilizante utilizando não foi fonte e/ou favoreceu a presença de *E. coli* e *Salmonella* spp. nas alfaces, até porque não houve constatação desses patógenos no biofertilizante obtido pelo SFAV. Além disso, os resultados obtidos refletem uma adequada condução do experimento e boas práticas durante a manipulação das alfaces na colheita. As alfaces produzidas, com ou sem o uso de biofertilizante, foram classificadas com “Qualidade Aceitável” (MINISTÉRIO DA SAÚDE e AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA, 2019).

4.5 Produtividade da Alface Crespa Vera

Na Tabela 7 é apresentado os resultados da estimativa de produtividade para cada tratamento. Analisando os dados da tabela, constata-se que as maiores

produtividades foram registradas pelos tratamentos que fizeram o uso do biofertilizante, conforme já explicado no Tópico 4.4.1.

O tratamento testemunha (T1), que não utilizou biofertilizante em cobertura, obteve produtividade média estimada de 15,26 t.ha⁻¹. Os tratamentos T2, T3, T4 e T5, que utilizaram o biofertilizante do SFAV, tiveram produtividade média de 17,57 t.ha⁻¹, 17,35 t.ha⁻¹, 15,44 t.ha⁻¹ e 17,31 t.ha⁻¹, aumentando cerca de 17,55%, 16,10%, 3,27% e 15,83% em relação ao tratamento testemunha (Tabela 7).

Tabela 7 - Produtividade da alface crespa Vera com o uso de diferentes fontes de adubo em cobertura

Tratamentos	Produtividade t.ha ^{-1*}
T1 - NPK mineral	14.95
T2 - Biofertilizante + NP	17.57
T3 - Biofertilizante + N	17.35
T4 - Biofertilizante + P	15.44
T5 - Biofertilizante	17.31

* A estimativa de produtividade foi realizada considerando uma densidade de 81.600 plantas.ha⁻¹.

Fonte: Autoria própria.

Os resultados obtidos aqui ficaram próximos ao encontrado por Gonçalves et al. (2017), os quais realizando experimento com diferentes cultivares da alface crespa sob sistema de cultivo orgânico e ambiente protegido, constataram produtividade média para a cultivar Vera de 16,69 t.ha⁻¹. Oliveira et al. (2021), que realizaram cultivo de alface crespa Vera no norte de Minas Gerais em ambiente de cultivo aberto e orgânico, obtiveram produtividade comercial de 16,04 t.ha⁻¹, próximo aos deste trabalho. Além desses autores, cita-se Simões et al. (2015), que realizaram cultivo orgânico de alface crespa Vera na região sudeste do Acre, sob uso de diferentes condicionadores de substratos de mudas, e constataram produtividades de 16,93 t.ha⁻¹, 14,57 t.ha⁻¹ e 16,89 t.ha⁻¹, para as alfaces que utilizaram como substrato fibra triturada do caule da palmeira, composto orgânico e caule decomposto de sumaúma.

Vale ressaltar que os valores de produtividades da alface crespa Vera alcançadas neste trabalho, para todos os tratamentos, foram superiores aos obtidos em muitos outros trabalhos, dos quais cita-se: Mendes et al. (2020), que obtiveram produtividade de 11,91 t.ha⁻¹ e 14,18 t.ha⁻¹ em cultivo protegido, com uso de adubação mineral e orgânica, no sul de Tocantins durante o período de outono/inverno e primavera/verão;

Silva et al. (2015), que relataram produtividade máxima de 10,50 t.ha⁻¹ em sistema de cultivo orgânico com diferentes condições de plantio no estado do Acre; Silva (2014), que relatou produtividades de 5,84 t.ha⁻¹, 7,31 t.ha⁻¹, 14,59 t.ha⁻¹ e 5,51 t.ha⁻¹, sob cultivo com uso de adubação mineral e orgânica, para plantios realizados no verão, outono, inverno e primavera no estado do Rio Grande do Norte; Ferreira et al. (2009), que relatou obter uma produtividade comercial da alface crespa de 9,0 t.ha⁻¹ sob cultivo com uso de adubação mineral e orgânica realizado no Rio Branco-AC.

4.6 Efeitos da Aplicação do Biofertilizante Via Irrigação Localizada na Alface Crespa Vera

O teste inicial de uniformidade de aplicação de água, realizado antes do plantio, teve respostas satisfatórias para a subunidade do sistema de irrigação responsável pelos tratamentos que receberam água + biofertilizante (T2, T3, T4 e T5) e para a subunidade responsável pelo tratamento que recebeu apenas água (T1) (Tabela 8), apresentando enquadramento excelente para ambos (ASAE, 1996; KELLER e KARMELI, 1974; MANTOVANI, 2002).

Ademais, através da Tabela 8, observa-se que os valores de CUC, CUD e CUE foram ligeiramente superiores na subunidade de água de abastecimento do que na subunidade de biofertilizante, isso se deu devido a diferença da quantidade de derivações e saídas entre as subunidades, uma vez que na seção do biofertilizante era atendido três tratamentos a mais do que na seção da água de abastecimento, o que ocasionou maiores perdas hidráulicas devido ao maior número de acessórios na conformação do sistema de irrigação.

Tabela 8 - Resultados dos testes de uniformidade realizado no início, meio e fim do ciclo da alface

	Água de Abastecimento			Biofertilizante		
	Início	Meio	Fim	Início	Meio	Fim
CUC (%)	98,0	97,6	98,0	97,8	97,6	97,7
CUE (%)	96,8	96,4	96,7	96,9	96,9	96,9
CUD (%)	96,6	96,0	96,4	96,2	96,1	96,1

Fonte: Autoria própria.

Nos ensaios subsequentes, realizados no meio e fim do ciclo, após a aplicação de lâminas de aproximadamente 56mm e 111mm, nota-se que os valores de CUC, CUE e CUD entre as medidas não tiveram quase nenhuma variação ($< 1\%$) (Tabela 8), continuando a se enquadrar como excelente (ASAE, 1996; KELLER e KARMELI, 1974; MANTOVANI, 2002). Através da análise de variância e teste de médias constatou-se que não houve diferença estatística significativa entre os valores obtidos pelas duas subunidades do sistema de irrigação e entre as medidas de uma mesma subunidade.

Além disso, ao comparar o estado do disco do filtro no início, meio e fim do experimento (Figura 36) não constatou alterações visuais como as observadas por Barzee et al. (2019), evidenciando que o biofertilizante não chegou a gerar danos no filtro no período utilizado.

Figura 36 - Imagens do estado interno do filtro de disco utilizado no sistema de irrigação no início meio e fim do experimento



a – início; b – meio; c – fim. **Fonte:** Autoria própria.

Desta forma, a partir dos resultados supracitados, constata-se que o biofertilizante diluído seis vezes não gerou impactos negativos no sistema de irrigação durante o período avaliado. No entanto, é importante ressaltar que esse resultado foi obtido com tempo de funcionamento total do sistema de apenas 4 horas, não sendo possível dar uma resposta da influência da condução e aplicação do biofertilizante a longo prazo.

5 CONCLUSÕES

As principais conclusões formuladas com base nos resultados obtidos no desenvolvimento deste trabalho foram:

- 1) O digestato obtido pelo processo de biodigestão usando resíduos sólidos orgânicos domésticos e pelo sistema de filtros anaeróbios verticais descendentes (SFAV) apresentaram características físico-química e microbiológicas interessantes para uso agrícola. Ainda assim, sua aplicação deve ocorrer de forma planejada, levando em consideração a cultura que irá receber o material, as propriedades do solo e o sistema de aplicação do biofertilizante.
- 2) O digestato do HomeBiogas™ 2.0 apresentou teores de sólidos muito acima do considerado adequado para aplicação via irrigação localizada. Dessa forma, recomenda-se que para seu uso na agricultura com esse sistema de irrigação, seja realizada diluição adequada ou um tratamento do digestato (como, por exemplo, o filtro anaeróbico vertical descendente, utilizado neste trabalho).
- 3) O efluente do SFAV diluído seis vezes apresentou características físico-químicas e microbiológicas satisfatórias para aplicação via irrigação localizada e uso na fertirrigação de culturas agrícolas.
- 4) A aplicação de 40 a 50 mL do biofertilizante do SFAV, diluído seis vezes, em cobertura durante o ciclo da alface, mostrou-se suficiente para suprir as necessidades nutricionais de cobertura da hortaliça, promovendo resultados satisfatórios na produtividade; gerando maior massa fresca, maior massa seca e maior diâmetro de copa quando comparado com o uso de adubação mineral.
- 5) As alfaces produzidas com o uso do biofertilizante atenderam, nas condições deste trabalho, ao padrão sanitário exigido pela Instrução Normativa nº 60/2019 do Ministério da Saúde (MS) e da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA).
- 6) O volume diário de biofertilizante produzido pelo biodigestor HomeBiogas 2.0, com alimentação diária de 1Kg de resíduos sólidos orgânicos domésticos apresentou

capacidade para produção de 150 cabeças de alface em todos os tratamentos que fizeram seu uso, ou capacidade para a produção de alfaces em um canteiro de 13,5 m². É importante destacar que o sistema de biodigestão estava em ¼ de sua capacidade máxima diária de processamento de resíduos orgânicos. Dessa forma, o biofertilizante poderá apresentar características diferentes ao aumentar a carga orgânica diária.

5.1 Considerações Finais

Neste tópico serão abordadas algumas considerações importantes sobre o trabalho, afim de contribuir com a execução de trabalhos futuros.

- 1) O digestato obtido inicialmente pelo HomeBiogas® apresentou teores de coliformes totais e *E. coli* elevados e variável ao longo do tempo. A presença desses microrganismos se deu devido a utilização do esterco bovino como inóculo de ativação. No entanto, como não foi mais adicionado o esterco bovino, à presença dessas bactérias tenderam a reduzir com o tempo.
- 2) O biofertilizante obtido do biodigestor apresentou elevados teores de sólidos e alta condutividade elétrica. Assim seu uso direto na agricultura irrigada deve ocorrer de forma planejada e controlada, para que o mesmo não venha a gerar danos com a salinização do solo, toxidez e redução de produtividade de plantas e obstrução do sistema de irrigação.
- 3) O uso do sistema de filtros anaeróbios verticais descendentes (SFAV) foi eficiente para redução de sólidos, gerando um efluente mais adequado para o sistema de irrigação localizada. O uso do SFAV reduziu os nutrientes e a carga orgânica presente no digestato, que poderiam ser aproveitados na produção agrícola.
- 4) O monitoramento do pH do solo e das soluções nutritivas para fertirrigação, tais como adubos químicos líquidos/diluídos e biofertilizantes, é de grande relevância, pois como o observado neste trabalho, podem interferir na produção da cultura.

- 5) Devido ao curto período experimental de campo realizado neste trabalho, destaca-se aqui a importância da realização de mais ciclos da cultura e da realização de ensaios mais longos com o sistema de irrigação localizada.
- 6) Visto os resultados positivos do digestato do biodigestor e do efluente do sistema de filtros anaeróbios verticais na produção da alface crespa Vera, respalda-se aqui a importância de continuar e ampliar os testes deste biofertilizante em outras culturas agrícolas, no solo e em diferentes sistemas de irrigação.
- 7) Precisa-se avaliar o volume de produção de biogás e seu uso potencial no ambiente doméstico.

REFERÊNCIAS

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR - 10664 - Águas - Determinação de resíduos (sólidos) - Método gravimétrico**. Brasil: ABNT, 1989.

AKHIAR, A. **Characterization of Liquid Fraction of Digestates After Solid-liquid Separation from Anaerobic Co-digestion Plants**. Tese (Doutorado em Engenharia Química e de Processo) - Université Montpellier. Montpellier-FR, 2017.

AKHIAR, A.; BATTIMELLI, A.; TORRIJOS, M.; CARRERE, H. Comprehensive Characterization of the Liquid Fraction of Digestates from Full-scale Anaerobic Co-digestion. **Waste Management**, v. 59, p. 118–128, 2016.

AL SEADI, T.; RUTZ, D.; PRASSL, H.; KOTTNER, M.; FINSTERWALDER, T.; SILKE VOLK, R. J. **Biogas Handbook**. Esbjerg: University of Southern Denmark Esbjerg, 2008.

ALBURQUERQUE, J. A.; DE LA FUENTE, C.; FERRER-COSTA, A.; CARRASCO, L.; CEGARRA, J.; ABAD, M.; BERNAL, M. P. Assessment of the Fertiliser Potential of Digestates from Farm and Agroindustrial Residues. **Biomass and Bioenergy**, v. 40, p. 181–189, 2012.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA. **Standard methods: For the examination of water and waste water**. 23 th. ed. Washington DC: American Public Health Association, 2017.

AMERICAN SOCIETY OF AGRICULTURAL ENGINEERS - ASAE. **Field Evaluation of Microirrigation Systems**. St. Joseph: ASAE, 1996.

ANGOURIA-TSOROCHIDOU, E.; SEGHETTA, M.; TRÉMIER, A.; THOMSEN, M. Life Cycle Assessment of Digestate Post-treatment and Utilization. **Science of the Total Environment**, v. 815, p. 1–10, 2022.

ANGOURIA-TSOROCHIDOU, E.; THOMSEN, M. Modelling the Quality of Organic Fertilizers from Anaerobic Digestion – Comparison of Two Collection Systems. **Journal of Cleaner Production**, v. 304, p. 1–11, 2021.

ASGHAR, W.; KONDO, S.; IGUCHI, R.; MAHMOOD, A.; KATAOKA, R. Agricultural Utilization of Unused Resources: Liquid Food Waste Material as a New Source of Plant Growth-promoting Microbes. **Agronomy**, v. 10, n. 954, p. 1–14, 2020.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS - ABRELPE. **Panorama Dos Resíduos Sólidos no Brasil**. São Paulo, 68 p., 2019.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **NBR 13969: Tanques Sépticos - Unidades de Tratamento Complementar e Disposição Final dos Efluentes Líquidos - Projeto, Construção e Operação**. NBR 13969. Brasil, p.

60, 1997.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **NBR 12209: Projeto de estações de tratamento de esgoto sanitário. NBR 12209.** Brasil, p. 12, 1992.

BAREDAR, P.; KHARE, V.; NEMA, S. **Design and Optimization of Biogas Energy Systems.** Academic Press, 330p., 2020.

BARŁÓG, P.; HLISNIKOVSÝ, L.; KUNZOVÁ, E. Yield, Content and Nutrient Uptake by Winter Wheat and Spring Barley in Response to Applications of Digestate, Cattle Slurry and NPK Mineral Fertilizers. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 66, p. 1–16, 2020

BARZEE, T. J.; EDALATI, A.; EL-MASHAD, H.; WANG, D.; SCOW, K.; ZHANG, R. Digestate Biofertilizers Support Similar or Higher Tomato Yields and Quality Than Mineral Fertilizer in a Subsurface Drip Fertigation System. **Frontiers in Sustainable Food Systems**, v. 3, p. 1–13, 2019.

BERNARDO, S.; MANTOVANI, E. C.; SILVA, D. D.; SOARES, A. A. **Manual de Irrigação.** 9. ed. Viçosa: UFV, 2019.

BIERHAS, C. C.; MACHADO, A. B.; PICOLI, S. U.; OSORIO, D. M. M.; BERLESE, D. B. Physical-chemical and Microbiological Analysis of Water of Irrigation and Microbiological Analysis of Lettuce (*Lactuca sativa*). **Ciência e Natura**, v. 41, n. e55, p. 1–9, 2019.

BIOMOVEMENT. **HomeBiogas.** 2022. Disponível em: www.homebiogas.com. Acesso em: 10 jan. 2022.

BLEICHER, K.; GRAY, C.; HOUSTON, K. **Assessing Renewable Technologies at Wild Mountain Cooperative Assessing Renewable Technologies at Wild Mountain Cooperative.** Community Engaged Research Reports, 56p., 2017.

BONG, C. P. C.; LIM, L. Y.; LEE, C. T.; KLEMEŠ, J. J.; HO, C. S.; HO, W. S. The Characterisation and Treatment of Food Waste for Improvement of Biogas Production During Anaerobic Digestion – A Review. **Cleaner Production**, v. 172, p. 1545–1558, 2017.

BROWNE, J. D.; MURPHY, J. D. Assessment of the Resource Associated with Biomethane from Food Waste. **Applied Energy**, v. 104, p. 170–177, 2013.

CHERNICHARO, C. A. de L. **Reatores Anaeróbios.** 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, 1997.

CHICONATO, D. A.; SIMONI, F.; GALBIATTI, J. A.; FRANCO, C. F.; CAMELO, A. D. Resposta da Alface à Aplicação de Biofertilizante sob Dois Níveis de Irrigação. **Bioscience Journal**, v. 29, n. 2, p. 392–399, 2013.

CHICONATO, D. A.; GALBIATTI, J. A.; MALDONADO, W.; FRANCO, C. F.; CAMELO, A. D. Bovine Biofertilizer and Irrigation Layers on Lettuce Development and Leaf Chlorophyll. **Comunicata Scientiae**, v. 5, n. 2, p. 140–147, 2014.

CHIEW, Y. L.; SPÅNGBERG, J.; BAKY, A.; HANSSON, P. A.; JÖNSSON, H. Environmental Impact of Recycling Digested Food Waste as a Fertilizer in Agriculture - A case Study. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 95, n. 2015, p. 1–14, 2015.

COELHO, J. J.; PRIETO, M. L.; DOWLING, S.; HENNESSY, A.; CASEY, I.; WOODCOCK, T.; KENNEDY, N. Physical-chemical Traits, Phytotoxicity and Pathogen Detection in Liquid Anaerobic Digestates. **Waste Management**, v. 78, p. 8–15, 2018.

COLLA, G.; NARDI, S.; CARDARELLI, M.; ERTANI, A.; LUCINI, L.; CANAGUIER, R.; ROUPHAEL, Y. Protein Hydrolysates as Biostimulants in Horticulture. **Scientia Horticulturae**, v. 196, p. 28–38, 2015.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Biogás: Fundamentos**. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/biogas/biogas/fundamentos/>. Acesso em: 30 jan. 2022.

COMPARETTI, A.; FEBO, P.; GRECO, C.; ORLANDO, S. Current State and Future of Biogas and Digestate Production. **Bulgarian Journal of Agricultural Science**, v. 19, n. 1, p. 1–14, 2013.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. **RESOLUÇÃO CONAMA Nº 503, DE 14 DE DEZEMBRO DE 2021: Define critérios e procedimentos para o reúso em sistemas de fertirrigação de efluentes provenientes de indústrias de alimentos, bebidas, laticínios, frigoríficos e graxarias**. Brasil: Diário oficial da União, 2021.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. **RESOLUÇÃO CONAMA Nº 420, DE DEZEMBRO DE 2009: Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas**. Brasil: Diário oficial da União, 2009.

CORRÊA, J. C.; NICOLOSO, R. S.; MENEZES, J. F. S.; BENITES, V. M. **Comunicado Técnico 486: Critérios Técnicos para Recomendação de Biofertilizante de Origem Animal em Sistemas de Produção Agrícolas e Florestais**. EMBRAPA. Concórdia/SC, 2011.

COSTA, M. S. S. de M.; LUCAS, J. de; COSTA, L. A. de M.; ORRICO, A. C. A. A highly Concentrated Diet Increases Biogas Production and the Agronomic Value of Young Bull's Manure. **Waste Management**, v. 48, p. 521–527, 2016.

CRIOLLO, H.; LAGOS, T.; PIARPUEZAN, E.; PÉREZ, R. The Effect of Three Liquid Bio-fertilizers in the Production of Lettuce (*Lactuca sativa* L.) and Cabbage (*Brassica*

oleracea L. var. capitata). **Agronomía Colombiana**, v. 29, n. 3, p. 415–421, 2011.

CUNHA, A. R. da; MARTINS, D. Climatic classification for the districts of Botucatu and São Manuel, SP. **Irriga**, v. 14, n. 1, p. 1–11, 2009.

DLAMINI, M. V; MUKABWE, W. O.; SIBANDZE, N. N. The Effects of Organic Liquid Fertilizer (Vegetable Waste) on Moisture Retention, Soil Physical Properties and Yield of Lettuce (*Lactuca Sativa* L.) Grown in the Malkerns Area, a Region in the Kingdom of Eswatini. **Advances in Agriculture, Horticulture and Entomology**, v. 2020, n. 05, p. 1–6, 2021.

DOYENI, M. O.; STULPINAITE, U.; BAKSINSKAITE, A.; SUPRONIENE, S.; TILVIKIENE, V. The Effectiveness of Digestate Use for Fertilization in an Agricultural Cropping System. **Plants**, v. 10, n. 8, p. 1–13, 2021.

DUC, N. H.; MAYER, Z.; PÉK, Z.; HELYES, L.; POSTA, K. Combined Inoculation of Arbuscular Mycorrhizal Fungi, *Pseudomonas Fluorescens* and *Trichoderma* spp. for Enhancing Defense Enzymes and Yield of Three Pepper Cultivars. **Applied Ecology and Environmental Research**, v. 15, n. 3, p. 1815–1829, 2017.

EMBRAPA. **O novo mapa de solos do Brasil**. 2011. Disponível em: <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/920267>. Acesso em: 12 jan. 2022.

FERREIRA, A. K. C.; DIAS, N. D. S.; JUNIOR, F. S. S.; FERREIRA, D. A. C.; FERNANDES, C. D. S.; LUCAS, L. E. F.; TRAVASSOS, K. D.; SÁ, F. V. S. Physicochemical and Microbiological Properties and Humic Substances of Composts Produced with Food Residues. **Journal of Agricultural Science**, v. 10, n. 1, p. 180–189, 2018.

FERREIRA, R. L. F.; NETO, S. E. de A.; SILVA, S. S.; ABUD, É. A.; REZENDE, M. I. de F.; KUSDRA, J. F. Combinações entre cultivares, ambientes, preparo e cobertura do solo em características agrônômicas de alface. **Horticultura Brasileira**, v. 27, n. 3, p. 383–388, 2009.

FIGUEIREDO, F. **Desinfecção de alfaces por ação do cloro e do vinagre e desenvolvimento de um sistema de segurança para alface em estabelecimentos de restauração coletiva**. Dissertação (Mestrado Integrado em Medicina Veterinária) - Medicina Veterinária, Universidade Técnica de Lisboa. Lisboa, 2013.

FILHO, O. F. L. **Comunicado Técnico N° 257: Desordens Nutricionais em Plantas**. EMBRAPA. Dourados/MS, 2020.

FORATTO, L. C.; ZANINI, J. R.; NATALE, W. Phosphorous Content and pH in the Wet Bulb, with Different Frequencies of Fertigation using Phosphoric Acid. **Engenharia Agrícola**, v. 27, n. 2, p. 436–444, 2007.

GONÇALVES, E. D. V.; DARTORA, J.; MENDONÇA, H. F. C.; RISSATO, B. B.; DILDEY, O. D. F.; COLTRO-RONCATO, S.; SANTANA, J. C. De; KLOSOWSKI, É.

S.; ECHER, M. D. M.; TSUTSUMI, C. Y. Crescimento e Produtividade de Cultivares de Alface em Ambiente Protegido Com e Sem Tela Termorrefletores. **Scientia Agraria Paranaensis**, v. 16, n. 2, p. 193–199, 2017.

GRIGATTI, M.; BARBANTI, L.; HASSAN, M. U.; CIAVATTA, C. Fertilizing Potential and CO₂ Emissions Following the Utilization of Fresh and Composted Food-waste Anaerobic Digestates. **Science of the Total Environment**, v. 698, p. 1–13, 2020.

HEALTH PROTECTION AGENCY. **Guidelines for Assessing the Microbiological Safety of Ready-to-Eat Foods Placed on the Market**. London: HPA, 34p., 2009.

HOORNWEG, D.; BHADA-TATA, P. **What a Waste: A Global Review of Solid Waste Management**. 15. ed. Washington, D.C: Copyright © World Bank, 2012.

HOOTON, E.; NI, Y. S.; WANG, C. Is Biodigester Effluent a Suitable Replacement for Commercial Fertilizers ? Assessing the Efficacy of Liquid Biogas Digestate for Cultivation of Tomato (*Solanum lycopersicum*) Crops in Barbados. **Sustainable Tropical Agriculture**, p. 1–40, 2019.

JABEEN, M.; ZESHAN; YOUSAF, S.; HAIDER, M. R.; MALIK, R. N. High-solids Anaerobic Co-digestion of Food Waste and Rice Husk at Different Organic Loading Rates. **International Biodeterioration and Biodegradation**, v. 102, p. 149–153, 2015.

JÚNIOR, F. O. G. M.; MARTINS, S. R.; FERNANDES, H. S. Crescimento e Avaliação Nutricional da Alface Cultivada em “NFT” com Soluções Nutritivas de Origem Química e Orgânica. **Horticultura Brasileira**, v. 22, n. 3, p. 632–637, 2004.

KANGLE, K. M.; KORE, S. V; KORE, V. S.; KULKARNI, G. S. Recent Trends in Anaerobic Codigestion : A Review. **Universal journal of environmental research and technology**, v. 2, n. 4, p. 210–219, 2012.

KELLEHER, B.; LEAHY, J. J.; HENIHAN, A. M.; O'DWYER, T. F.; SUTTON, D.; LEAHY, M. Advances in Poultry Litter Disposal Technology – A Review. **Bioresource Technology**, n. 83, p. 27–36, 2002.

KELLER, J.; KARMELI, D. Trickle Irrigation Design Parameters. **Transactions of the ASAE**, v. 17, n. 4, p. 878–880, 1974.

KOSZEL, M.; LORENCOWICZ, E. Agricultural Use of Biogas Digestate as a Replacement Fertilizers. **Agriculture and Agricultural Science Procedia**, v. 7, p. 119–124, 2015.

KOUŘIMSKÁ, L.; POUSTKOVÁ, I.; BABIČKA, L. The Use of Digestate as a Replacement of Mineral Fertilizers for Vegetables Growing. **Scientia Agriculturae Bohemica**, v. 43, n. 4, p. 121–126, 2012.

LAMOLINARA, B.; PÉREZ-MARTÍNEZ, A.; GUARDADO-YORDI, E.; FIALLOS, C. G.; DIÉGUEZ-SANTANA, K.; RUIZ-MERCADO, G. J. Anaerobic digestate management, environmental impacts, and techno-economic challenges. **Waste**

Management, v. 140, p. 14–30, 2022.

LEE, J. G.; LEE, B. Y.; LEE, H. J. Accumulation of Phytotoxic Organic Acids in Reused Nutrient Solution During Hydroponic Cultivation of Lettuce (*Lactuca sativa* L.). **Scientia Horticulturae**, v. 110, n. 2, p. 119–128, 2006.

LONCAREVIC, S.; JOHANNESSEN, G. S.; RØRVIK, L. M. Bacteriological Quality of Organically Grown Leaf Lettuce in Norway. **Letters in Applied Microbiology**, v. 41, n. 2, p. 186–189, 2005.

LU, J.; XU, S. Post-treatment of Food Waste Digestate Towards Land Application: A Review. **Journal of Cleaner Production**, v. 303, p. 1–12, 2021.

MACHADO, R. M. G. **Estudo da Associação em Série de Reator UASB e Filtros Anaeróbios para o Tratamento de Esgotos Sanitários**. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte-MG, 1997.

MACHADO, D. C.; MAIA, C. M.; CARVALHO, I. D.; SILVA, N. F.; CLAUDIA, M.; ANDRE, D. P. B.; SERAFINI, Á. B. Microbiological Quality of Organic Vegetables Produced in Soil Treated with Different Types of Manure and Mineral Fertilizer. **Brazilian Journal of Microbiology**, v. 37, n. 4, p. 538–544, 2006.

MAFFEI, D. F.; SILVEIRA, N. F. A.; CATANOZI, M. P. L. M. Microbiological Quality of Organic and Conventional Vegetables Sold in Brazil. **Food Control**, v. 29, n. 1, p. 226–230, 2013.

MAKKAEW, P.; MILLER, M.; FALLOWFIELD, H. J.; CROMAR, N. J. Microbial Risk in Wastewater Irrigated Lettuce: Comparing *Escherichia Coli* Contamination from an Experimental Site with a Laboratory Approach. **Water Science and Technology**, v. 74, n. 3, p. 749–755, 2016.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do Estado Nutricional das Plantas**. Piracicaba: Potafós, 1997.

MANTOVANI, E. C. **Avalia: manual do usuário**. Viçosa: DEA/UFV – PNPed/café Embrapa, 2002.

MATA-ALVAREZ, J. **Biomethanization of the Organic Fraction of Municipal Solid Wastes**. Department Of Chemical Engineering Of Barcelona, Barcelona, Spain: Iwa Publishing, 2011. 323 p.

MATOS, A. T.; MATOS, M. P. **Disposição de Águas Residuárias no Solo**. Viçosa: UFV, 2017.

MCCORD, A. I.; STEFANOS, S. A.; TUMWESIGE, V.; LSOTO, D.; KAWALA, M.; MUTEBI, J.; NANSUBUGA, I.; LARSON, R. A. Anaerobic Digestion in Uganda: Risks and Opportunities for Integration of Waste Management and Agricultural Systems. **Renewable Agriculture and Food Systems**, v. 35, n. 6, p. 678–687, 2019.

MENDES, F. C.; TAVARES, A. T.; ROSA, P. H. L.; REYES, I. D. P.; LOPES, D. A. P. da S.; NASCIMENTO, I. R. Desenvolvimento de cultivares de alface sob casa de vegetação em condição climática tropical semi-úmido. **Agropecuária Científica No Semiárido**, v. 16, n. 2, p. 86–95, 2020.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA PECUÁRIA E ABASTECIMENTO - MAPA. **Manual De Métodos Analíticos oficiais para fertilizantes e corretivos**. Brasília: MAPA, 240p., 2017.

MINISTÉRIO DA SAÚDE - MS; AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA – ANVISA. INSTRUÇÃO NORMATIVA Nº 60, DE 23 DE DEZEMBRO DE 2019: Estabelece as listas de padrões microbiológicos para alimentos. **Publicada no DOU nº 249, de 26 de dezembro de 2019**: Brasil, 60, p. 1–41, 2019.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **Gestão de Resíduos Orgânicos**, 2022. Disponível em: <https://antigo.mma.gov.br/>. Acesso em: 21 jan. 2022.

MORAN, S. **An Applied Guide to Water and Effluent Treatment Plant Design**. Oxford: Joe Hayton, 2019.

MOREL, A.; DIENER, S. **Greywater Management in Low and Middle-Income Countries, Review of different treatment systems for households or neighbourhoods**. Dübendorf, Switzerland: Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag), 2006.

MUTUNGWAZI, A.; IJOMA, G. N.; MATAMBO, T. S. The Significance of Microbial Community Functions and Symbiosis in Enhancing Methane Production During Anaerobic Digestion: A Review. **Symbiosis**, v. 83, n. 1, p. 1–24, 2020.

NAKAYAMA, F. S.; BUCKS, D. A. **Trickle Irrigation for Crop Production**. Amsterdam: Elsevier, 1986.

NKOA, R. Agricultural Benefits and Environmental Risks of Soil Fertilization with Anaerobic Digestates: A Review. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 34, n. 2, p. 473–492, 2013.

NOUSIAINEN, L. L.; JOUTSEN, S.; LUNDEN, J.; HÄNNINEN, M. L.; FREDRIKSSON-AHOMAA, M. Bacterial Quality and Safety of Packaged Fresh Leafy Vegetables at the Retail Level in Finland. **International Journal of Food Microbiology**, v. 232, n. 1, p. 73–79, 2016.

O'CONNOR, J.; HOANG, S. A.; BRADNEY, L.; DUTTA, S.; XIONG, X.; TSANG, D. C. W.; RAMADASS, K.; VINU, A.; KIRKHAM, M. B.; BOLAN, N. S. A review on the Valorisation of Food Waste as a Nutrient Source and Soil Amendment. **Environmental Pollution**, v. 272, p. 1–71, 2021.

O'REILLY, M. C. **Characterization of Anaerobic Digestates for their Nitrogen Fertility Value and Improved Nutrient Management**. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - University of Guelph. Guelph, Ontario, Canada, 2014.

OLIVEIRA, N. L. C.; ANTUNES, L. P. B.; MOREIRA, R. A.; BERTO, A. L. F.; DUTRA, A. L. F. Performance of Lettuce Cultivars Under Organic System in Northern State of Minas Gerais. **Ciência Agrícola**, v. 19, n. 1, p. 43–50, 2021.

PARRA-OROBIO, B. A.; ROTAVISKY-SINISTERRA, M. P.; PÉREZ-VIDAL, A.; MARMOLEJO-REBELLÓN, L. F.; TORRES-LOZADA, P. Physicochemical, Microbiological Characterization and Phytotoxicity of Digestates Produced on Single-stage and Two-stage Anaerobic Digestion of Food Waste. **Sustainable Environment Research**, v. 31, n. 1, 2021.

PERRUCCI, G. G. S.; RODRIGUES, G. O. **Resíduos Orgânicos e a Aplicação Doméstica do Biogás Gerado**. Trabalho de Conclusão de Curso (Curso de Engenharia Ambiental) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo-SP, 2018.

PITORO, V. S. J. **Tratamento de Efluentes De Estação De Tratamento de Esgoto em Filtros Anaeróbios Verticais para Reúso na Irrigação por Gotejamento de Couve-Manteiga (Brassica oleracea L. var. acephala)**. Dissertação (Mestrado em Agronomia: Irrigação e Drenagem) – Faculdade de Ciências Agrônômicas da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”. Botucatu/SP, 2019.

PITORO, V. S. J.; LIMA, T. S.; SÁNCHEZ-ROMÁN, R. M.; QUELUZ, J. G. T. Tratamento de Água Residuária em Filtros Anaeróbios Verticais para Aplicação na Irrigação por Gotejamento. **Irriga**, v. 1, n. 1, p. 15–28, 2018.

PIZARRO, F. **Riegos Localizados de Alta Frecuencia (RLAF) : Goteo, Microaspersión, Exudación**. 3. ed. Madrid, 1996.

PORTAL DO BIOGÁS. **O que você precisa saber sobre biodigestor**. 2022. Disponível em: <https://www.portaldobiogas.com/category/menu-principal/biodigestor/>. Acesso em: 30 jan. 2022.

PROVENZANO, M. R.; IANNUZZI, G.; FABBRI, C.; SENESI, N. Qualitative Characterization and Differentiation of Digestates from Different Biowastes Using FTIR and Fluorescence Spectroscopies. **Journal of Environmental Protection**, v. 02, n. 01, p. 83–89, 2011.

RAIJ, B.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A.; FURLANI, Â. M. C. **Boletim Técnico 100: Recomendações de Adubação e Calagem para o Estado de São Paulo**. v. 2. São Paulo-SP, 1997.

RAKASCAN, N.; DRAZIC, G.; POPOVIC, V.; MILOVANOVIC, J.; ZIVANOVIC, L.; REMIKOVIC, M. A.; MILANOVIC, T.; IKANOVIC, J. Effect of digestate from anaerobic digestion on Sorghum bicolor L. production and circular economy. **Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca**, v. 49, n. 1, p. 1–13, 2021.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Áustria, 2016.

REETZ, H. F. **Fertilizers and their efficient use**. France: International Fertilizer

Industry Association, 2016.

REIS, A. S. **Tratamento de Resíduos Sólidos Orgânicos em Biodigestor Anaeróbio**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Pernambuco. Caruaru, 2012.

RICHARDS, L. A. **Diagnosis and improvement of saline and alkali soils**. Washington D.C: United States Salinity Laboratory. 160p. 1954. (United States Department of Agriculture Handbook, Handbook,60).

ROMIO, C.; KOFOED, M. V. W.; MØLLER, H. B. Digestate post-treatment strategies for additional biogas recovery: A review. **Sustainability**, v. 13, n. 16, 2021.

SAEED, K. S.; AHMED, S. A.; HASSAN, I. A.; AHMED, P. H. Effect of bio-fertilizer and chemical fertilizer on growth and yield in cucumber (*cucumis sativus*) in green house condition. **Pakistan Journal of Biological Sciences**, v. 18, n. 3, p. 129–134, 2015.

SAMBUSITI, C.; MONLAU, F.; FICARA, E.; MUSATTI, A.; ROLLINI, M.; BARAKAT, A.; MALPEI, F. Comparison of various post-treatments for recovering methane from agricultural digestate. **Fuel Processing Technology**, v. 137, p. 359–365, 2015.

SANDRI, D.; MATSURA, E. E.; TESTEZLAF, R. Teores de Nutrientes na Alface Irrigada com Água Residuária Aplicada por Sistemas de Irrigação. **Engenharia Agrícola**, v. 26, n. 1, p. 45–57, 2006.

SANTOS, R. D. S. **Reúso de Água Residuária Tratada no Cultivo de Hortaliças**. Tese (Doutorado em Agronomia: Irrigação e Drenagem) - Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”. Botucatu/SP, 2019.

SARKAR, D.; SANKAR, A.; DEVIKA, O. S.; SINGH, S.; SHIKHA; PARIHAR, M.; RAKSHIT, A.; SAYYED, R. Z.; GAFUR, A.; ANSARI, M. J.; DANISH, S.; FAHAD, S.; DATTA, R. Optimizing nutrient use efficiency, productivity, energetics, and economics of red cabbage following mineral fertilization and biopriming with compatible rhizosphere microbes. **Scientific Reports**, v. 11, n. 1, 2021.

SCHINK, B. Energetics of syntrophic cooperation in methanogenic degradation. **Microbiology and Molecular Biology Reviews**, v. 61, n. 2, p. 262–280, 1997.

SCHÜTZ, L.; GATTINGER, A.; MEIER, M.; MÜLLER, A.; BOLLER, T.; MÄDER, P.; MATHIMARAN, N. Improving crop yield and nutrient use efficiency via biofertilization—A global meta-analysis. **Frontiers in Plant Science**, v. 8, n. January, 2018.

SILVA, C. E. V. **Sustentabilidade: Avaliação da produção de biogás em um biodigestor de pequena escala**. Dissertação (Mestrado em Ambiente e Desenvolvimento) - Universidade do Vale do Taquari. Lajeado/RS, 2021.

SILVA, E. M. N. C. P.; FERREIRA, R. L. F.; RIBEIRO, A. M. A. S.; ARAÚJO NETO, S. E.; KUSDRA, J. F. Desempenho agrônomo de alface orgânica influenciado pelo

sombreamento, época de plantio e preparo do solo no acre. **Pesquisa Agropecuaria Brasileira**, v. 50, n. 6, p. 468–474, 2015.

SILVA, O. M. D. P. **Desempenho Produtivo e Qualitativo de Cultivares De Alface Em Diferentes Épocas De Plantio Em Mossoró-Rn**. Dissertação (Mestre em Agronomia: Fitotecnia) - Universidade Federal Rural do Semi-Árido. Mossoró-RN, 2014.

SILVA, W. T. L.; DE NOVAES, A. P.; KUROKI, V.; DE ALMEIDA MARTELLI, L. F.; MAGNONI, L. Avaliação Físico-química de Efluente Gerado em Biodigestor Anaeróbico para Fins de Avaliação de Eficiência e Aplicação como Fertilizante Agrícola. **Química Nova**, v. 35, n. 1, p. 35–40, 2012.

SIMÕES, A. C.; ALVES, G. K.; FERREIRA, R. L.; ARAÚJO NETO, S. E. Qualidade da muda e produtividade de alface orgânica com condicionadores de substrato. **Horticultura Brasileira**, v. 33, n. 4, p. 521–526, 2015.

SINGH, S.; KAUSHIK, K. S.; PRASHANTH, B.; NAYAK, S. K. Factors affecting anaerobic digestion of organic waste. **International Journal of Engineering Research in Mechanical and Civil Engineering (IJERMCE)**, v. 3, n. 2, p. 99–103, 2018.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE A GESTÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS. **Painel Gestão de Resíduos Sólidos**. 2022. Disponível em: <https://sinir.gov.br/>. Acesso em: 21 jan. 2022.

TAN, F.; ZHU, Q.; GUO, X.; HE, L. Effects of digestate on biomass of a selected energy crop and soil properties. **Journal of the Science of Food and Agriculture**, v. 101, n. 3, p. 927–936, 2020.

TRANI, P. E.; PURQUÉRIO, L. F. V.; FIGUEIREDO, G. J. B.; TIVELLI, S. W.; FERREIRA, S. **Calagem e adubação da alface, almeirão, agrião d'água, chicória, coentro, espinafre e rúcula**. Campinas-SP, 2014.

TRANI, P. E.; TRANI, A. L. **Fertilizantes: Cálculos de fórmulas Comerciais**. Campinas: Instituto Agrônomo, 2011.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP). **Food Waste Index: Report 2021**. Nairobi, 100p., 2021.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - EPA. **2018 Wasted Food Report**. 2020. Disponível em: https://www.epa.gov/sites/default/files/2020-11/documents/2018_wasted_food_report-11-9-20_final_.pdf. Acesso em: 25 fev. 2022.

VALENTIN-BON, I.; JACOBSON, A.; MONDAY, S. R.; FENG, P. C. H. Microbiological quality of bagged cut spinach and lettuce mixes. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 74, n. 4, p. 1240–1242, 2008.

VITTI, A.; ELSHAFI, H. S.; LOGOZZO, G.; MARZARIO, S.; SCOPA, A.; CAMELE, I.;

NUZZACI, M. Physico-Chemical Characterization and Biological Activities of from Agro-Waste. **Plants**, v. 10, n. 386, p. 1–15, 2021.

VOĆA, N.; KRIČKA, T.; ĆOSIĆ, T.; RUPIĆ, V.; JUKIĆ, Ž.; KALAMBURA, S. Digested residue as a fertilizer after the mesophilic process of anaerobic digestion. **Plant, Soil and Environment**, v. 51, n. 6, p. 262–266, 2005.

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

WEIMERS, K.; BERGSTRAND, K.-J.; HULTBERG, M.; ASP, H. Liquid Anaerobic Digestate as Sole Nutrient Source in Soilless Horticulture—Or Spiked With Mineral Nutrients for Improved Plant Growth. **Frontiers in Plant Science**, v. 13, n. March, p. 1–13, 2022.

WHO. **Safe use of wastewater , excreta and greywater guidelines. Volume 2: wastewater use in agriculture**. World Health Organization, 2006.

XU, M.; XIAN, Y.; WU, J.; GU, Y.; YANG, G.; ZHANG, X.; PENG, H.; YU, X.; XIAO, Y.; LI, L. Effect of biogas slurry addition on soil properties, yields, and bacterial composition in the rice-rape rotation ecosystem over 3 years. **Journal of Soils and Sediments**, v. 19, n. 5, p. 1–8, 2019.

ZHAI, N.; ZHANG, T.; YIN, D.; YANG, G.; WANG, X.; REN, G.; FENG, Y. Effect of initial pH on anaerobic co-digestion of kitchen waste and cow manure. **Waste Management**, v. 38, n. 1, p. 126, 2015.