



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINÁRIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

**LIXIVIADO DE COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS ALIMENTARES:
TRATAMENTO E UTILIZAÇÃO COMO BIOFERTILIZANTE**

FREDERICO PINTO DA SILVA

TESE DE DOUTORADO EM AGRONOMIA

BRASÍLIA/DF
MARÇO/2025



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINÁRIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

**LIXIVIADO DE COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS ALIMENTARES:
TRATAMENTO E UTILIZAÇÃO COMO BIOFERTILIZANTE**

FREDERICO PINTO DA SILVA

ORIENTADOR: PROF. DR. JADER GALBA BUSATO

TESE DE DOUTORADO EM AGRONOMIA

PUBLICAÇÃO: 000/2025

BRASÍLIA/DF
MARÇO/2025



**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINÁRIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA**

**LIXIVIADO DE COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS ALIMENTARES:
TRATAMENTO E UTILIZAÇÃO COMO BIOFERTILIZANTE**

FREDERICO PINTO DA SILVA

**TESE DE DOUTORADO SUBMETIDA AO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
AGRONOMIA, COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS À OBTENÇÃO
DO GRAU DE DOUTOR EM AGRONOMIA.**

APROVADA POR:

Jader Galba Busato (Orientador)
Professor Doutor, (FAV – UnB), jaderbusato@unb.br

Cicero Célio de Figueiredo (Examinador interno)
Professor Doutor, (FAV - UnB), cicerocf@unb.br

Ariuska Karla Barbosa Amorim (Externa ao Programa)
Professora Doutora, (FT - UnB), ariuska@unb.br

Leonardo Barros Dobbss (Examinador Externo)
Professor Doutor, (UFVJM), leonardo.dobbss@ufvjm.edu.br

Jefferson Luiz Antunes Santos (Examinador Externo)
Professor Doutor, (UFVJM), jefferson.antunes@ufvjm.edu.br

BRASÍLIA/DF, 24 DE MARÇO DE 2025.

Dedico

À minha querida esposa, Grazielle Teixeira Carneiro Pinto, pelo amor, paciência e apoio constante. Sua presença em cada etapa desta jornada foi essencial para a realização deste trabalho.

Aos meus filhos, Ester Marianna, Ezequiel e Elizabete, pela alegria contagiante que trazem ao meu coração, tornando cada dia mais especial e inspirador.

Aos meus pais, Cristovão Pinto da Silva e Maria do Socorro Tavares da Silva, pela base firme de amor, sabedoria e dedicação, que sempre me orientaram com carinho e força.

Aos meus irmãos, Fernando, Marciana e Patricia, pela amizade e carinho.

AGRADECIMENTOS

Ao Senhor Deus, minha fonte inesgotável de sabedoria e força, eterna gratidão por Sua presença constante em cada passo desta jornada. Em Sua infinita graça, fui guiado nos momentos de incerteza e fortalecido nos desafios, sempre confiando que Sua mão me conduzia. Este trabalho é um reflexo da Sua bondade, da luz que iluminou meu caminho e da paz que me deu coragem para seguir em frente. A Ti, Senhor, toda honra, glória e louvor, agora e sempre.

Ao meu orientador, Professor Dr. Jader Galba Busato, minha sincera gratidão pelo apoio, orientação e paciência ao longo desta caminhada. Sua expertise, dedicação e incentivo foram fundamentais para a realização deste trabalho. Agradeço por compartilhar seu conhecimento, por acreditar no meu potencial e por me desafiar constantemente a buscar o melhor em cada etapa do processo.

Às professoras Dras. Ariuska Karla Barbosa Amorim e Alessandra Monteiro de Paula, minha profunda gratidão pelo apoio, ensinamentos e orientações valiosas. A generosidade com que compartilharam seus conhecimentos e experiências foi essencial para o meu crescimento acadêmico.

Aos professores Delvio Sandri, João José da Silva Júnior, Tairone Paiva Leão, Maria Lucrecia Gerosa Ramos, Maísa Santos Joaquim e Cícero Célio de Figueiredo, gratidão pelo apoio, orientação e contribuições valiosas durante esta jornada.

Aos técnicos Afonso Alves Guedes, Pablo Henrique Salles André e Samia Gomes da Silva, minha profunda gratidão pelo apoio técnico durante este trabalho.

Aos colegas do programa, sincera gratidão pela amizade, apoio e troca de experiências durante toda a trajetória.

À empresa Compostar, minha gratidão pela parceria e pelo apoio na viabilização deste trabalho.

À Universidade de Brasília e ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia, meu agradecimento pela oportunidade e suporte que favoreceu meu desenvolvimento intelectual e profissional.

RESUMO

A decomposição da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos em instalações de compostagem, combinada à umidade do material, resulta na formação de lixiviados, efluentes líquidos com alta carga orgânica. Esses efluentes possuem alta carga orgânica e elevada concentração de nutrientes, representando um potencial risco ambiental caso não sejam devidamente tratados. No entanto, quando submetidos a um tratamento adequado, podem se tornar uma fonte valiosa de nutrientes e compostos bioestimulantes para o crescimento vegetal. Este estudo teve como objetivo dimensionar um sistema de tratamento anaeróbico seguido de aeração, caracterizar o lixiviado tratado e avaliar seu potencial bioestimulante em uma instalação de compostagem, visando seu uso como biofertilizante ou bioestimulante na cultura do tomate (*Solanum lycopersicum* L.). Para isso, amostras do lixiviado bruto e tratado foram coletadas e analisadas quanto à sua adequação à legislação vigente (Resoluções CONAMA nº 430/2011), com ênfase na ausência de contaminantes químicos e microbiológicos. Foram avaliados os seguintes parâmetros: *Salmonella*, coliformes termotolerantes, demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), condutividade elétrica, pH, sólidos totais, sólidos dissolvidos totais, sólidos voláteis, alcalinidade total, teores de nutrientes e possíveis elementos metálicos contaminantes. O lixiviado tratado foi aplicado via fertirrigação, em diferentes diluições na água de irrigação, combinadas com diferentes concentrações de sais fertilizantes (macro e micronutrientes), utilizando um sistema de irrigação por gotejamento. As sementes de tomate *grape* híbrido (Dolcetto) foram semeadas em bandejas plásticas e, quando as mudas apresentaram três pares de folhas, foram transplantadas para vasos de 8,5 L contendo substrato comercial (Plantmax®). O experimento foi conduzido em delineamento em blocos casualizados (3 × 3) + 1 controle, totalizando dez tratamentos, com seis repetições cada. Os tratamentos consistiram em três diluições do lixiviado tratado (2,5, 5 e 10%) e três níveis de oferta de nutrientes (50, 75 e 100% da recomendação), além do controle (100% da recomendação sem lixiviado). Foram avaliados o pH e a condutividade elétrica do solo, os parâmetros fotossintéticos eficiência quântica efetiva do fotossistema II (Φ_{II}), extinção de energia não fotoquímica (Φ_{NPQ}), perda de energia não regulada (Φ_{NO}), fluxo linear de elétrons (LEF), condutividade de prótons da ATP sintase do cloroplasto (gH^+), taxa relativa de fluxo de prótons do estroma para o lúmen (vH^+), índice SPAD e sinal de deslocamento eletrocromico (ECS), os teores de macro e micronutrientes na planta, bem como a produtividade, considerando

o peso total dos frutos, o número de frutos por planta e suas dimensões (diâmetro e comprimento). Os resultados demonstraram de *Salmonella* não foi detectada no lixiviado, e que o sistema de tratamento anaeróbio seguido de aeração foi eficiente na redução dos contaminantes, diminuindo os níveis de DQO, DBO₅, nitrogênio amoniacal, nitrogênio total, fósforo total, sólidos totais, dissolvidos e voláteis, além de coliformes termotolerantes, promovendo ainda o aumento do pH e da alcalinidade total. No entanto, os teores de DBO₅, nitrogênio amoniacal, fósforo total e sólidos dissolvidos totais permaneceram acima dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 430/2011. No contexto agrícola, a aplicação do digerido aerado como biofertilizante na cultura do tomate demonstrou resultados promissores, com potencial para substituir parcialmente os fertilizantes sintéticos sem comprometer a fotossíntese ou a produtividade. A diluição de 2,5% do digerido aerado, combinada com 50% da adubação sintética recomendada, não diferiu pH e CE do solo, eficiência fotossintética, teor na planta de macro e micronutriente (B, Zn, Cu, Fe, Mo e Ni) e na produção (quantidade e pelo total de frutos e comprimento, diâmetro e peso do fruto) em relação ao controle, enquanto diluições mais altas (10%) comprometeram o rendimento devido à elevada condutividade elétrica e ao acúmulo de amônio.

Palavras-chave: Tratamento de resíduos sólidos orgânicos, resíduos alimentares, fertilizantes orgânicos, tomateiro (*Solanum lycopersicum* L.).

ABSTRACT

The decomposition of the organic fraction of municipal solid waste in composting facilities, combined with the moisture content of the material, results in the formation of leachate, liquid effluents with a high organic load. These effluents have a high organic load and high concentration of nutrients, representing a potential environmental risk if not properly treated. However, when subjected to adequate treatment, they can become a valuable source of nutrients and biostimulant compounds for plant growth. This study aimed to design an anaerobic treatment system followed by aeration, characterize the treated leachate and evaluate its biostimulant potential in a composting facility, aiming at its use as a biofertilizer or biostimulant in tomato (*Solanum lycopersicum* L.) crops. For this purpose, samples of raw and treated leachate were collected and analyzed for their compliance with current legislation (CONAMA Resolutions n° 430/2011), with emphasis on the absence of chemical and microbiological contaminants. The following parameters were evaluated: Salmonella, thermotolerant coliforms, chemical oxygen demand (COD), biochemical oxygen demand (BOD₅), electrical conductivity, pH, total solids, total dissolved solids, volatile solids, total alkalinity, nutrient levels and possible contaminating metallic elements. The treated leachate was applied via fertigation, in different dilutions in the irrigation water, combined with different concentrations of fertilizer salts (macro and micronutrients), using a drip irrigation system. The hybrid grape tomato seeds (Dolcetto) were sown in plastic trays and, when the seedlings presented three pairs of leaves, they were transplanted to 8.5 L pots containing commercial substrate (Plantmax®). The experiment was conducted in a randomized block design (3 × 3) + 1 control, totaling ten treatments, with six replicates each. The treatments consisted of three dilutions of the treated leachate (2.5, 5 and 10%) and three levels of nutrient supply (50, 75 and 100% of the recommendation), in addition to the control (100% of the recommendation without leachate). The soil pH and electrical conductivity, the photosynthetic parameters effective quantum efficiency of photosystem II (Φ_{II}), non-photochemical energy quenching (Φ_{NPQ}), unregulated energy loss (Φ_{NO}), linear electron flux (LEF), proton conductivity of chloroplast ATP synthase (gH^+), relative rate of proton flux from the stroma to the lumen (vH^+), SPAD index and electrochromic shift signal (ECS), macro and micronutrient contents in the plant, as well as productivity, considering the total weight of the fruits, the number of fruits per plant and their dimensions (diameter and length) were evaluated. The results showed that Salmonella was not

detected in the leachate, and that the anaerobic treatment system followed by aeration was efficient in reducing contaminants, decreasing the levels of COD, BOD₅, ammoniacal nitrogen, total nitrogen, total phosphorus, total, dissolved and volatile solids, as well as thermotolerant coliforms, also promoting an increase in pH and total alkalinity. However, the levels of BOD₅, ammoniacal nitrogen, total phosphorus and total dissolved solids remained above the limits established by CONAMA Resolution n°. 430/2011. In the agricultural context, the application of aerated digestate as a biofertilizer in tomato crops demonstrated promising results, with the potential to partially replace synthetic fertilizers without compromising photosynthesis or productivity. The 2.5% dilution of aerated digestate, combined with 50% of the recommended synthetic fertilizer, did not differ in soil pH and EC, photosynthetic efficiency, macro and micronutrient content in the plant (B, Zn, Cu, Fe, Mo and Ni) and in production (quantity and total of fruits and length, diameter and weight of the fruit) in relation to the control, while higher dilutions (10%) compromised the yield due to high electrical conductivity and ammonium accumulation.

Keywords: Treatment of solid organic waste, food waste, organic fertilizers, tomato (*Solanum lycopersicum* L.).

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1. Número de artigos publicados relacionados a compostagem entre 1995 à 2025. Fonte: <i>Web of Science</i>	3
Figura 2. Sistema piloto para tratamento de lixiviado proveniente da compostagem por meio de biodigestão anaeróbia e aeróbia de resíduos sólidos orgânicos segregados na fonte, no Distrito Federal. As coletas foram realizadas em dois momentos: antes do tratamento (T1) e após (T2).	27
Figura 3. Instantes de coleta de amostras ao longo do período de avaliação do sistema piloto de tratamento do lixiviado da compostagem de resíduos sólidos orgânicos por biodigestão anaeróbia e aeróbia, realizado entre outubro de 2023 e março de 2024, com análises " <i>in loco</i> " (I) e em laboratório (L), nos tempos T1 (pré-tratamento) e T2 (pós-tratamento).....	28
Figura 4. Efeitos do tratamento por biodigestão anaeróbia e aeróbia do lixiviado da compostagem dos resíduos sólidos orgânicos. Barras representam aumento ou redução, em porcentagem, para cada parâmetro avaliado, entre T1 e T2.....	33
Figura 5. Temperatura (°C) e umidade (%) semanal e horária ao longo do cultivo do tomate, expressas em média e desvio padrão, dentro da casa de vegetação após transplântio.....	68
Figura 6. pH e condutividade elétrica (CE) do solo de plantio. Os valores representam as médias \pm desvios padrão dos dados paramétricos, seguidas de letras minúsculas distintas que indicam diferenças significativas (teste de Tukey, $p < 0,05$).....	88
Figura 7. Eficiência quântica efetiva do fotossistema II – ϕ_{II} (A), extinção de energia não fotoquímica – ϕ_{NPQ} (B), perda de energia não regulada – ϕ_{NO} (C), fluxo linear de elétrons – LEF (D) em plantas de tomate tratadas com lixiviado de leiras de compostagem tratado por digestão anaeróbia seguido por 15 dias de aeração e porcentagens da adubação. Valores representam média \pm desvio para os dados paramétricos e mediana aos não paramétricos, seguidas de letras minúsculas distintas que indicam diferenças significativas.....	91
Figura 8. Condutividade de prótons da ATP sintase do cloroplasto – g_{H^+} (A), taxa relativa de fluxo de prótons do lúmen para o estroma – v_{H^+} (B), sinal de deslocamento eletrocromico – ECS (C) e índice SPAD (D) em plantas de tomate tratadas com lixiviado de leiras de compostagem tratado por digestão anaeróbia seguido por 15 dias de aeração e porcentagens da adubação de recomendação. Valores representam média \pm desvio para aos dados paramétricos	

ou mediana aos não paramétricos, seguidas de letras minúsculas distintas que indicam diferenças significativas..... 94

Figura 9. Nitrogênio (A), fósforo (B), potássio (C), cálcio (D), magnésio (E) e enxofre (F), nas plantas. Valores representam efeitos dos tratamentos utilizando diferentes diluições do lixiviado da compostagem digerido seguido por 15 dias de aeração, média \pm desvio para os dados paramétricos ou mediana aos não paramétricos, seguidas de letras minúsculas distintas que indicam diferenças significativas..... 98

Figura 10. Boro – B (A), manganês – Mn (B), zinco – Zn (C), cobre – Cu (D), ferro – Fe (E), molibdênio – Mo (F) e níquel – Ni (G) em plantas de tomate. Valores dos resultados da aplicação das diluições do lixiviado digerido seguido por 15 dias de aeração, representado por média \pm desvio dos dados paramétricos, seguidas de letras minúsculas distintas indicam diferenças significativas..... 103

Figura 11. Quantidade (A) e peso total (B) dos frutos por planta, comprimento (C), diâmetro (D) e peso (E) do fruto. Os valores representados por média \pm desvio para os dados paramétricos e mediana aos dados não paramétricos, seguidas de letras minúsculas distintas que indicam diferenças significativas, dos tratamentos com as diferentes diluições do lixiviado digerido seguido por 15 dias de aeração..... 106

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Dimensionamento do volume do reator anaeróbio para tratamento do lixiviado da compostagem da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos no DF.....	26
Tabela 2. Parâmetros e metodologias empregadas na caracterização do lixiviado de compostagem de resíduos sólidos orgânico antes e após tratamentos.....	29
Tabela 3. Resultados das análises realizadas no lixiviado proveniente das leiras de compostagem, antes T1 e após o tratamento anaeróbio e aeróbio T2.....	32
Tabela 4. Descrição dos tratamentos utilizados no delineamento experimental com plantas (tomateiro), empregando diferentes diluições do lixiviado proveniente da digestão anaeróbia, submetido à aeração por 15 dias, incluindo o volume total aplicado por tratamento ao longo do período experimental.....	77
Tabela 5. Resultados das análises de lixiviado tratado por digestão anaeróbia e por digestão anaeróbia seguida por 15 dias de aeração e das diluições (2,5, 5 e 10%) do digerido aerado por 15 dias.....	79
Tabela 6. Macro e micronutrientes, além de potenciais contaminantes químicos, em lixiviado proveniente de leiras de compostagem submetido à digestão anaeróbia, seguido por 15 dias de aeração e suas diluições.....	84

SUMÁRIO

1 ESTADO DA ARTE: QUALIFICAÇÃO DO PROBLEMA ABORDADO.....	1
2 OBJETIVO GERAL.....	11
2.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	11
3 HIPÓTESE.....	12
4 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	13
CAPÍTULO 1.....	18
TRATAMENTO DO LIXIVIADO OBTIDO EM LEIRAS DE COMPOSTAGEM DE RESTOS DE ALIMENTOS POR BIODIGESTÃO ANAERÓBIA SEGUIDA DE OXIGENAÇÃO: UM ESTUDO DE CASO NO DISTRITO FEDERAL BRASILEIRO	18
RESUMO.....	18
ABSTRACT.....	20
5 INTRODUÇÃO.....	22
6 METODOLOGIA.....	25
7 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	32
8 CONCLUSÃO.....	43
9 REFERÊNCIAS.....	45
10 ANEXOS I.....	54
CAPÍTULO 2.....	58
LIXIVIADO TRATADO ORIUNDO DE LEIRAS DE COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS ALIMENTARES COMO FERTILIZANTE PARA TOMATEIRO.....	58
RESUMO.....	58
ABSTRACT.....	60
11 INTRODUÇÃO.....	62
12 MATERIAL E MÉTODO.....	67
13 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	78
14 CONCLUSÃO.....	111
15 REFERÊNCIAS.....	113
16 ANEXOS II.....	127
17 CONCLUSÃO GERAL.....	137

1 ESTADO DA ARTE: QUALIFICAÇÃO DO PROBLEMA ABORDADO

A crescente demanda por produtos agrícolas está diretamente relacionada ao aumento da população mundial (Fukase e Martin, 2020). Estimativas indicam que a produtividade agrícola global precisará crescer significativamente, podendo dobrar até 2050 para atender à crescente demanda (Beltran-Peña, Rosa e D’Odorico, 2020). Historicamente, o aumento da produção agrícola tem sido sustentado pelo uso de insumos naturais, processados pela indústria, muitos dos quais são derivados de fontes não renováveis. No entanto, há uma crescente pressão da sociedade por alternativas que envolvam a reciclagem de materiais para fertilização das lavouras, com especial atenção para os derivados da compostagem de resíduos da alimentação humana.

O crescimento populacional também está diretamente associado ao aumento da geração de resíduos sólidos. Projeções da *International Solid Waste Association* indicam que, até 2054, a geração global de resíduos sólidos poderá alcançar 3,4 bilhões de toneladas (ISWA, 2024), sendo que aproximadamente 50% desses resíduos são de origem orgânica. Dessa forma, os nutrientes vegetais ainda presentes nesses resíduos podem ser reaproveitados por meio de processos biológicos ou químicos específicos como a compostagem e a digestão anaeróbia.

O tratamento biológico de resíduos sólidos orgânicos se destaca como uma solução eficaz e viável, convertendo esses materiais em produtos de valor para a agricultura. A compostagem, por exemplo, é amplamente utilizada para transformar a matéria orgânica em um composto estável e rico em nutrientes. Da mesma forma, a digestão anaeróbia se mostra uma alternativa eficiente, na qual microrganismos degradam a matéria orgânica, promovendo a estabilização do material e a produção de biogás, uma fonte renovável de energia. Além de reduzir a quantidade de resíduos destinados a aterros sanitários e prolongar sua vida útil, esses

processos fomentam a economia circular e incentivam práticas agrícolas sustentáveis (Dhamodharan et al., 2019; Khalida et al., 2022).

A compostagem é um processo biológico natural conduzido por microrganismos aeróbios, que degradam a matéria orgânica e a transformam em um composto estabilizado, rico em substâncias húmicas (Nozhevnikova et al., 2019). No Distrito Federal (DF), a legislação vigente (Lei nº 6.518, de 12 de março de 2020 e a Lei nº 7.397, de 10 de janeiro de 2024) proíbe o envio de resíduos orgânicos para aterros sanitários, determinando que esses materiais sejam tratados por processos térmicos ou biológicos, como a compostagem (Distrito Federal, 2020; 2024). A compostagem se destaca por ser uma alternativa acessível, de fácil implementação e com menor demanda energética em comparação a outros métodos. Os tratamentos térmicos, como a incineração, exigem alto consumo energético, infraestrutura complexa e podem gerar emissões atmosféricas. Já a digestão anaeróbia, embora apresente a vantagem da produção de biogás, requer maior controle operacional, alto investimento inicial e depende de uma separação eficiente dos resíduos, o que pode ser um desafio em sistemas com baixa segregação na origem. Diante disso, o DF enfrenta o desafio de tratar o grande volume de resíduos orgânicos gerado por seus mais de 2,98 milhões de habitantes (IPEDF, 2024), exigindo a adoção de processos biológicos eficientes e adequados.

O interesse científico na compostagem tem crescido devido à sua relevância ambiental. Uma análise na base de dados da *Web of Science*, acessada via periódicos da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), utilizando palavras-chave em inglês e seus sinônimos (“*compost* (composto)” ou “*composting* (compostagem)” e “*residue* (resíduo)” ou “*remainder* (resto)” ou “*refuse* (refugo)” ou “*straw* (palha)” ou “*scrap* (sucata)” ou “*sludge* (lodo)” ou “*sediment* (sedimento)” ou “*detritus* (detritos)” ou “*waste* (resíduos)” ou “*slag* (escória)”) e (“*organic* (orgânico)” ou “*biological* (biológico)” ou “*animal* (animal)” ou

“*vegetable* (vegetal)”), revelou um aumento expressivo no número de publicações sobre o tema.

A Figura 1 demonstra o aumento do interesse científico na compostagem ao longo dos anos.

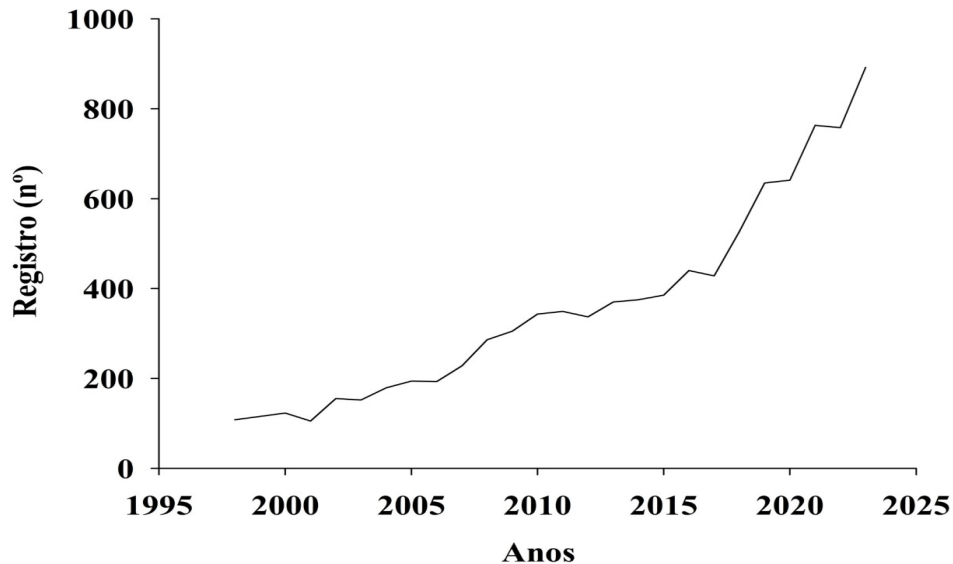


Figura 1. Número de artigos publicados relacionados a compostagem entre 1995 à 2025. Fonte: *Web of Science*.

Além de ser uma solução eficiente para a destinação de resíduos orgânicos, a compostagem contribui para a mitigação das emissões de gases de efeito estufa, como o metano, que é gerado em aterros sanitários (Mckenzie et al., 2022). O processo transforma resíduos alimentares, podas de árvores e outros materiais orgânicos em compostos ricos em nutrientes, que podem ser utilizados como fertilizantes. Para garantir a eficiência do processo e a qualidade do composto, é fundamental o controle adequado de fatores ambientais, como temperatura, umidade e aeração (Oshins et al., 2022).

Além dos desafios logísticos, como a separação dos resíduos na origem e o transporte

segregado, destaca-se a necessidade de preparar áreas adequadas para os tratamentos biológicos exigidos pela legislação. Como os custos de operações cobertas são elevados, a impermeabilização dos pátios de compostagem torna-se essencial para a coleta do lixiviado, um líquido drenado das leiras de compostagem. Esse lixiviado pode ser gerado tanto pela umidade dos resíduos orgânicos (Meena et al., 2021) quanto pela infiltração de água da chuva. Frequentemente, ele apresenta alta carga orgânica, refletida em elevadas demandas química e biológica de oxigênio, além de uma carga microbiana significativa. Ademais, pode conter concentrações elevadas de elementos potencialmente contaminantes (Roy et al., 2018), o que compromete a qualidade do solo e das águas subterrâneas, gerando impactos ecológicos e riscos à saúde humana (Lin et al., 2018), esse lixiviado deve estar em conformidade com as legislações vigentes (Resolução CONAMA nº 430/2011), caso lançado em corpos receptores.

O tratamento biológico anaeróbios e aeróbios tem se mostrado alternativa eficiente para tratamentos de lixiviado (Mahapatra, Samal e Dash, 2022; Meena et al., 2021). A digestão anaeróbia, em particular, promove a decomposição da matéria orgânica, resultando na geração de subprodutos valiosos, como biogás e digerido. Este último pode ser utilizado como fonte de nutrientes vegetais e substâncias bioativas para as plantas cultivadas (Hidaka et al., 2019; Sana, Mahmood e Ibrahim, 2024). Além disso, a carência de oxigênio no processo anaeróbio favorece a eliminação de potenciais microrganismos patogênicos presentes no material que ingressa nos reatores (Meegoda et al., 2018). A posterior aeração (tratamento aeróbio) do material após a saída dos reatores pode ser essencial para o controle de microrganismos anaeróbios remanescentes, além de contribuir para a estabilização final do produto (Mahapatra, Samal e Dash, 2022).

A digestão anaeróbia é reconhecida como uma tecnologia eficiente para o tratamento de resíduos orgânicos, reduzindo a carga poluente e promovendo a geração de energia renovável na

forma de biogás. Esse processo ocorre em etapas sequenciais, iniciando com a hidrólise, seguida pela acidogênese, acetogênese e metanogênese, nas quais microrganismos específicos convertem compostos orgânicos complexos em metano e dióxido de carbono (Adekunle e Okolie, 2015; Koutra et al., 2021; Zamri et al., 2021). A eficiência do processo depende de fatores como temperatura, pH, tempo de retenção hidráulica e composição do substrato, sendo essencial o monitoramento e controle desses parâmetros para otimizar a degradação da matéria orgânica e a produção de biogás (Gebreeyessus e Jenicek, 2016; Ren et al., 2020; Tonanzi et al., 2021).

Além da geração de biogás, o digerido resultante da digestão anaeróbia possui um expressivo potencial agronômico. Rico em nutrientes, como nitrogênio, fósforo e potássio, esse subproduto pode ser empregado como fertilizante orgânico, contribuindo para a melhoria da fertilidade e da estrutura do solo (Romero et al., 2013; Flores-Félix et al., 2019; Cristofano, El-Nakhel e Rouphael, 2021). No entanto, é fundamental que o digerido seja submetido a análises detalhadas para garantir a ausência de contaminantes (Meegoda et al., 2018). A integração da digestão anaeróbia aos sistemas de gestão de resíduos orgânicos representa, assim, uma abordagem promissora para a valorização desses resíduos.

Apesar de seu potencial como fertilizante, a caracterização detalhada do digerido antes de sua aplicação nas plantas é imprescindível, tanto para atender às normativas legais quanto para garantir a segurança dos sistemas produtivos. Além disso, devido à natureza do material que dá origem ao lixiviado, alguns parâmetros, como a condutividade elétrica, podem representar riscos às plantas. O próprio composto obtido a partir de resíduos alimentares pode apresentar condutividade elétrica excessivamente elevada em razão da presença de sais utilizados na preparação dos alimentos (Paula et al., 2021). Assim, o monitoramento de variáveis fisiológicas e bioquímicas das plantas torna-se relevante, especialmente para

determinar a necessidade de diluições que evitem impactos negativos no desenvolvimento vegetal. Nesse contexto, a análise de parâmetros relacionados a condutividade elétrica e pH do solo de cultivo, a eficiência fotoquímica, bem como a nutrição da planta e à produtividade, pode fornecer informações valiosas para a adequação do uso do digestido como biofertilizante ou bioestimulante.

Durante a fase fotoquímica da fotossíntese, a radiação solar excita elétrons presentes em pigmentos como as clorofilas, impulsionando sua transferência através dos fotossistemas para a síntese de ATP e NADPH. Após essa etapa, os elétrons retornam ao estado fundamental, dissipando parte da energia absorvida na forma de fluorescência e calor (Taiz et al., 2017). Esse mecanismo de dissipação energética é fundamental para proteger o aparato fotossintético contra danos foto-oxidativos. Fatores externos, como a aplicação de produtos fitossanitários, fertilizantes e condições de estresse hídrico, podem afetar processos relacionados à fotossíntese, alterando variáveis associadas à fluorescência da clorofila. Nesse contexto, a integridade do metabolismo fluorescente pode servir como um marcador biológico sensível para avaliar os impactos de diferentes manejos e condições ambientais sobre as plantas.

Assim, materiais como o lixiviado de leiras de compostagem podem ser utilizados como bioinsumos agrícolas, desde que não contenham substâncias que prejudiquem as características de condutividade elétrica e pH do solo, o aparato fotossintético, o desenvolvimento (nutricional) e a produtividade das plantas. No entanto, até o momento, não há estudos que avaliem esses efeitos em culturas específicas, como o tomateiro. Este trabalho visa preencher essa lacuna, avaliando o impacto do lixiviado de leiras de compostagem no desenvolvimento e na produtividade do tomateiro, oferecendo dados cruciais para a aplicação segura e eficaz desse bioinsumo no cultivo agrícola.

Dentre as culturas de grande relevância econômica, nutricional e social amplamente

aceitas no Brasil, destaca-se o tomateiro (*Solanum lycopersicum* L.). Esse fruto é rico em vitaminas A, C e K, além de minerais como potássio e ferro, apresentando propriedades antioxidantes e anti-inflamatórias (Raza et al., 2021). A cultura possui ampla adaptabilidade a diferentes condições edafoclimáticas, favorecendo sua produção em diversas regiões do mundo (Higashide, 2022). Em 2023, a produção mundial de tomate atingiu 192,32 milhões de toneladas (FAO, 2024). Já em 2024, a produção de tomate processado foi de 45,8 milhões de toneladas (Company, 2025), com um mercado global de exportação avaliado em US\$ 207,2 bilhões (Insights, 2025). No Brasil, a produção de tomate superou 4,1 milhões de toneladas, cultivadas em aproximadamente 59 mil hectares, com produtividade média de 70,6 t ha⁻¹ e valor de produção de R\$ 10,6 bilhões em 2023. Os principais estados produtores foram São Paulo (24%), Goiás (16,9%) e Minas Gerais (10,2%) (IBGE, 2024).

Entre as variedades cultivadas, os minitomates se destacam pela produção de frutos pequenos (cerca de 30 g), organizados em cachos, sendo o híbrido *grape* um dos materiais mais relevantes comercialmente devido ao sabor adocicado e à elevada aceitação no mercado (Shirahige et al., 2010; Constantino et al., 2021; Eisele et al., 2022). Além de sua importância econômica, a cultura do tomate desempenha um papel significativo na geração de empregos, estimando-se que a cada dez hectares cultivados sejam gerados 25 postos de trabalho diretos e indiretos (Kist et al., 2019).

O híbrido de tomate tipo *grape* tem se destacado como uma opção produtiva no Brasil e no Distrito Federal. Estudos indicam que a produtividade média dessa variedade pode variar entre 8 e 10 kg por planta, podendo alcançar até 12 kg por planta em condições ideais de cultivo, em um ciclo de até seis meses (Negócios., 2023). No Distrito Federal, a variedade *grape* representou 457,8 toneladas (2,05%) do total de tomates comercializados, consolidando-se como um dos principais grupos cultivados, caracterizado por frutos pequenos (peso entre 15 e

40 gramas e pencas de 12 a 18 cachos) (CEASA-DF, 2023). Apesar de sua relevância na produção e comercialização, não há uma padronização oficial para a classificação desse tomate nas Centrais de Abastecimento do Distrito Federal (CEASA-DF). No entanto, os produtos ofertados nos entrepostos comerciais apresentam características compatíveis com as descritas por Fernandes, Corá e Braz (2007).

A expansão do cultivo do tomate *grape* reflete a crescente demanda por minitomates de alta qualidade, fortalecendo a cadeia produtiva do tomate no Brasil e impactando positivamente a economia local e a geração de empregos no setor agrícola. A adoção de tecnologias avançadas, como o cultivo protegido e a fertirrigação automatizada, tem contribuído para o aumento da produtividade e da qualidade dos frutos (Agrolink., 2023). Além disso, a resistência a doenças comuns, como o *mosaico do tabaco* e as raças 1 e 2 de *Fusarium*, observada em algumas variedades como o *Rosso*, favorece a rentabilidade da cultura (NOTÍCIAS AGRÍCOLAS., 2022).

A demanda hídrica do tomateiro varia conforme a fase de desenvolvimento, as condições climáticas e o tipo de solo (Pomoni e Koukou, 2021). Em regiões com déficit hídrico, a irrigação por gotejamento tem sido recomendada para otimizar o uso da água (Karas, 2020). Além do manejo hídrico, a nutrição equilibrada é essencial para garantir o crescimento e a produtividade da cultura. Elementos como fósforo e potássio desempenham papel fundamental no desenvolvimento radicular e da parte aérea, além de aumentar a resistência da planta a estresses abióticos e patógenos (Manzoor et al., 2022).

Nesse contexto, a aplicação de biofertilizantes ou bioestimulantes líquidos pode contribuir tanto para a nutrição do tomateiro quanto para o manejo hídrico da cultura. Como fontes potenciais de nutrientes, esses bioinsumos líquidos podem suprir parte das demandas nutricionais da planta, favorecendo o desenvolvimento radicular e da parte aérea. Além disso,

sua aplicação via irrigação localizada pode melhorar a eficiência do uso da água, reduzindo perdas por lixiviação e promovendo uma distribuição mais uniforme dos nutrientes no solo. Dessa forma, o uso de biofertilizantes ou bioestimulantes líquidos pode fortalecer a sustentabilidade da produção de tomate, otimizando recursos e reduzindo a dependência de fertilizantes sintéticos convencionais.

Além de sua relevância econômica, especialmente na produção de cultivares como o tomate *grape*, o tomateiro é altamente sensível à disponibilidade de nutrientes e às condições ambientais, tornando-se um modelo ideal para avaliar os efeitos de biofertilizantes e bioestimulantes. Sua elevada exigência nutricional e rápido ciclo de crescimento permitem identificar com precisão impactos na absorção de nutrientes, na fotossíntese e no desenvolvimento vegetal. Dessa forma, seu uso possibilita uma análise eficiente e detalhada do potencial agronômico desses bioinsumos.

Diante desse contexto, o presente estudo busca contribuir para a temática por meio da implementação e avaliação de um sistema combinado de biodigestão anaeróbia e aeróbia voltado ao tratamento do lixiviado gerado durante a compostagem de resíduos orgânicos provenientes de restos alimentares. Além disso, investiga-se o potencial do material tratado como biofertilizante, por meio de sua aplicação via sistema de irrigação localizada, em casa de vegetação, no cultivo do tomateiro *grape*, avaliando-se tanto aspectos agronômicos quanto aqueles relacionados ao aparato fotossintético das plantas tratadas.

A tese está dividida em dois capítulos (artigos). O primeiro, intitulado '*Tratamento do lixiviado gerado em leiras de compostagem de resíduos alimentares por biodigestão anaeróbia seguida de oxigenação: um estudo de caso no Distrito Federal Brasileiro*', aborda a implementação do sistema piloto de biodigestão anaeróbia e as características do material antes e após o tratamento. Este estudo foi publicado na revista *Gestão Social e Ambiental* (e09670, N°

11, Vol. 18, 2004). O segundo capítulo complementa o tratamento anaeróbio com 15 dias de aeração, seguido de diluição e aplicação nas plantas. Este trabalho, intitulado '*Lixiviado tratado oriundo de leiras de compostagem de resíduos alimentares como fertilizante para tomateiro*', está em processo de elaboração para submissão."

2 OBJETIVO GERAL

O objetivo geral deste trabalho foi implementar um sistema piloto de biodigestão anaeróbia para o tratamento de lixiviado gerado a partir de leiras de compostagem de resíduos orgânicos alimentares, coletados de maneira diferenciada no Distrito Federal. Após o tratamento, o material obtido foi avaliado quanto ao seu potencial como bioinsumo para a cultura do tomateiro *grape*, cultivado em ambiente de casa de vegetação.

2.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Dimensionar, operar e monitorar um sistema piloto anaeróbio seguido de aeróbio para o tratamento do lixiviado gerado durante o processo de compostagem de resíduos alimentares.
- Avaliar o impacto da aeração no material pós-digestão anaeróbia e o potencial de substituição parcial dos fertilizantes sintéticos por meio da aplicação de diluições em diferentes concentrações (2,5, 5,0 e 10,0%) para reduzir a dependência de fertilizantes na cultura do tomateiro (*Solanum lycopersicum* L., cv. *grape* híbrido Dolcetto - Isla[®]).
- Avaliar os efeitos das diferentes concentrações (2,5, 5,0 e 10,0%) e dos níveis de fertilização (50, 75 e 100% da recomendação) nas respostas fisiológicas e agronômicas da cultura do tomateiro (*Solanum lycopersicum* L., híbrido tipo *grape*, cv. Dolcetto – Isla[®]).

3 HIPÓTESE

O processo de biodigestão anaeróbia é eficiente no tratamento do lixiviado proveniente das leiras de compostagem de resíduos alimentares, permitindo a obtenção de indicadores de segurança adequados para o lançamento desse material em corpo receptor. Além disso, hipotetiza-se que a aplicação de diluições específicas do material aerado possa reduzir a necessidade de fertilizantes sintéticos, sem comprometer negativamente os aspectos agronômicos (produtividade) e fisiológicos (variáveis relacionadas ao aparato fotossintético) das plantas.

4 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADEKUNLE, K. F.; OKOLIE, J. A. A Review of Biochemical Process of Anaerobic Digestion. **Advances in Bioscience and Biotechnology**, v. 06, n. 03, p. 205–212, 2015.

AGROLINK. **Tomate tipo Grape: Alta tecnologia leva vantagens à produção**. Disponível em: <https://www.agrolink.com.br/noticias/tomate-tipo-grape--alta-tecnologia-leva-vantagens-a-producao_454629.html?utm_source=chatgpt.com>. Acesso em: 1 mar. 2025.

BELTRAN-PENÑA, A.; ROSA, L.; D'ODORICO, P. Global food self-sufficiency in the 21st century under sustainable intensification of agriculture. **Environmental Research Letters**, v. 15, n. 9, p. 95004, 2020.

CEASA-DF, C. DE A. DO D. F. **Guia de frutas e hortaliças – Tomate**. Brasília, DF: [s.n.]. Disponível em: <<https://www.ceasa.df.gov.br/wp-content/uploads/2022/03/Guia-de-frutas-e-hortalicas-tomate-revisado-ascom.pdf>>. Acesso em: 1 mar. 2025.

COMPANY, M. S. **2024 Post Season Global Tomato Crop Update**.

CONSTANTINO, L. V.; ROSSETTO, L. M.; BENASSI, M. T.; OLIVEIRA, C.; ZEFFA, D. M.; KOLTUN, A.; RESENDE, J. T. V.; GONÇALVES, L. S. A. Physico-biochemical characterization of mini-tomatoes and internal preference mapping based on consumer acceptance. **Scientia Horticulturae**, v. 282, p. 110034, 2021.

CRISTOFANO, F.; EL-NAKHEL, C.; ROUPHAEL, Y. Biostimulant substances for sustainable agriculture: Origin, operating mechanisms and effects on cucurbits, leafy greens, and nightshade vegetables species. **Biomolecules**, v. 11, n. 8, 2021.

DHAMODHARAN, K.; VARMA, V. S.; VELUCHAMY, C.; PUGAZHENDHI, A.; RAJENDRAN, K. Emission of volatile organic compounds from composting: A review on assessment, treatment and perspectives. **Science of the Total Environment**, v. 695, p. 133725, 2019.

DISTRITO FEDERAL. **Lei Nº 6.518, de 12 de março de 2020**. Brasília - DF. Diário Oficial do DF, Seção 1, p. 1, , 2020. Disponível em: <https://www.dodf.df.gov.br/index/visualizar-arquivo/?pasta=2020/04_Abril/DODF_072_16-04-2020&arquivo=DODF_072_16-04-2020_INTEGRA.pdf>

Lei N° 7.397, de 10 de janeiro de 2024. Brasília - DF, 2024. Disponível em: <<https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=454700#:~:text=Alterar a Lei nº 5.418,Distrito Federal por processos biológicos&text=Art.,-2º A Lei>>

EISELE, T. G.; CONSTANTINO, L. V.; GIACOMIN, R. M.; ZEFFA, D. M.; SUZUKI, C. H. J.; GONÇALVES, L. S. A. Genotyping and phenotyping of grape tomato hybrids aiming at possible genitors for breeding program. **Horticultura Brasileira**, v. 40, n. 4, p. 352–359, 2022.

FAO, F. B. S. F. A. A. O. O. T. U. N. **Food and Agriculture Organization of the United Nations Statistical Databases (FAOSTAT)**. Disponível em: <<https://www.fao.org/faostat/en/#data/QCL/visualize>>.

FERNANDES, C.; CORÁ, J. E.; BRAZ, L. T. Classificação de tomate-cereja em função do tamanho e peso dos frutos. **Horticultura Brasileira**, v. 25, p. 275–278, 2007.

FLORES-FÉLIX, J. D.; MENÉNDEZ, E.; RIVAS, R.; VELÁZQUEZ, M. DE LA E. Chapter 9 - Future Perspective in Organic Farming Fertilization: Management and Product. *In*: CHANDRAN, S.; UNNI, M. R.; THOMAS, S. B. T.-O. F. (Eds.). . **Woodhead Publishing Series in Food Science, Technology and Nutrition**. [s.l.] Woodhead Publishing, 2019. p. 269–315.

FUKASE, E.; MARTIN, W. Economic growth, convergence, and world food demand and supply. **World Development**, v. 132, p. 104954, 2020.

GEBREEYESSUS, G. D.; JENICEK, P. Thermophilic versus mesophilic anaerobic digestion of sewage sludge: A comparative review. **Bioengineering**, v. 3, n. 2, p. 1–14, 2016.

HIDAKA, T.; NAKAMURA, M.; ORITATE, F.; NISHIMURA, F. Utilization of high solid waste activated sludge from small facilities by anaerobic digestion and application as fertilizer. **Water Science and Technology**, v. 80, n. 12, p. 2320–2327, 2019.

HIGASHIDE, T. Review of Dry Matter Production and Growth Modelling to Improve the Yield of Greenhouse Tomatoes. **Horticulture Journal**, v. 91, n. 3, p. 247–266, 2022.

IBGE. Indicadores IBGE – Levantamento Sistemático da Produção Agrícola, Estatística da Produção Agrícola. **Ibge**, p. 148, 2024.

INSIGHTS, G. M. **Tomato Processing Market**. Disponível em: <<https://www.gminsights.com/industry-analysis/tomato-processing-market>>. Acesso em: 1 mar. 2025.

IPEDF, I. DE P. E. DO D. F. **DISTRITO FEDERAL RESULTADOS GERAIS: MORADORES E DOMICÍLIOS.** [s.l: s.n.]. Disponível em: <https://pdad.ipe.df.gov.br/files/reports/Relatório_DF-GERAL-200225.pdf>.

ISWA, I. S. W. A. **Perspectivas globais de gestão de resíduos 2024.** Disponível em: <https://www.unep.org/resources/global-waste-management-outlook-2024?utm_source=iswa&utm_medium=website&utm_campaign=GWMO2024>. Acesso em: 8 ago. 2024.

KARAS, E. Effects of emitter spacing and irrigation rate on the yield, quality and energy requirements of drip-irrigated tomatoes (*Solanum lycopersicum* L.). **Applied Ecology and Environmental Research**, v. 18, n. 1, p. 1847–1862, 2020.

KHALIDA, A.; ARUMUGAM, V.; ABDULLAH, L. C.; MANAF, L. A.; ISMAIL, M. H. Dehydrated Food Waste for Composting: An Overview. **Pertanika Journal of Science and Technology**, v. 30, n. 4, p. 2933–2960, 2022.

KIST, B. B.; SANTOS, C. E. DOS; CARVALHO, C. DE; BELING, R. R. Anuário Brasileiro de Horti e Fruti 2019. **Editora Gazeta Santa Cruz**, p. 96, 2019.

KOUTRA, E.; MASTROPETROS, S. G.; ALI, S. S.; TSIGKOU, K.; KORNAROS, M. Assessing the potential of *Chlorella vulgaris* for valorization of liquid digestates from agro-industrial and municipal organic wastes in a biorefinery approach. **Journal of Cleaner Production**, v. 280, p. 124352, 2021.

LIN, L.; XU, F.; GE, X.; LI, Y. Improving the sustainability of organic waste management practices in the food-energy-water nexus: A comparative review of anaerobic digestion and composting. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 89, p. 151–167, 2018.

MAHAPATRA, S.; SAMAL, K.; DASH, R. R. Waste Stabilization Pond (WSP) for wastewater treatment: A review on factors, modelling and cost analysis. **Journal of Environmental Management**, v. 308, p. 114668, 2022.

MANZOOR, R. *et al.* Diagnosis and Recommendation Integrated System Assessment of the Nutrients Limiting and Nutritional Status of Tomato. **Phyton-International Journal of Experimental Botany**, v. 91, n. 12, p. 2759–2774, 2022.

MCKENZIE, I.; DIANA, S.; JAIKISHUN, S.; ANSARI, A. Comparative review of aerobic and anaerobic composting for the reduction of organic waste. **Agricultural Reviews**, v. 43, n. 2, p. 234–238, 2022.

MEEGODA, J. N.; LI, B.; PATEL, K.; WANG, L. B. A review of the processes, parameters, and optimization of anaerobic digestion. **International journal of environmental research and public health**, v. 15, n. 10, p. 2224, 2018.

MEENA, A. L.; KARWAL, M.; DUTTA, D.; MISHRA, R. P. Composting: phases and factors responsible for efficient and improved composting. **Agriculture and Food: e-Newsletter**, v. 1, p. 85–90, 2021.

NEGÓCIOS., R. C. &. **Tomate Grape: Alta tecnologia leva vantagens à produção.** Disponível em: <<https://revistacampoenegocios.com.br/tomate-grape-alta-tecnologia-leva-vantagens-a-producao/>>. Acesso em: 1 mar. 2025.

NOTÍCIAS AGRÍCOLAS. **Ciclo rápido de cultivo eleva produtividade do tomate grape Rosso nas regiões produtoras.** Disponível em: <<https://www.noticiasagricolas.com.br/noticias/hortifruti/326387-ciclo-rapido-de-cultivo-eleva-produtividade-do-tomate-grape-rosso-nas-regioes-produtoras.html>>. Acesso em: 1 mar. 2025.

NOZHEVNIKOVA, A. N.; MIRONOV, V. V; BOTCHKOVA, E. A.; LITTI, Y. V; RUSSKOVA, Y. I. Composition of a Microbial Community at Different Stages of Composting and the Prospects for Compost Production from Municipal Organic Waste (Review). **APPLIED BIOCHEMISTRY AND MICROBIOLOGY**, v. 55, n. 3, p. 199–208, 2019.

OSHINS, C.; MICHEL, F.; LOUIS, P.; RICHARD, T. L.; RYNK, R. The composting process. *In: The composting handbook*. [s.l.] Elsevier, 2022. p. 51–101.

PAULA, A. M. DE; CHAGAS, J. K. M.; SÉRVULO, A. C. O.; FACHINI, J.; SANTOS BUTRUILLE, N.-M. DOS; MÉNDEZ, D. F. S.; BUSATO, J. G. Kitchen waste compost increases lettuce growth and shows residual effect on soil fertility. 2021.

POMONI, D. I.; KOUKOU, M. K. A Review of Hydroponics and Conventional Agriculture Based on Energy and Water Consumption, Environmental Impact, and Land Use. **Handbooks of Sociology and Social Research**, p. 425–438, 2021.

RAZA, T.; KHAN, M. Y.; NADEEM, S. M.; IMRAN, S.; QURESHI, K. N.; MUSHTAQ, M. N.; SOHAIB, M.; SCHMALENBERGER, A.; EASH, N. S. Biological management of selected weeds of wheat through co-application of allelopathic rhizobacteria and sorghum extract. **BIOLOGICAL CONTROL**, v. 164, 2021.

REN, A.-T.; ABBOTT, L. K.; CHEN, Y.; XIONG, Y.-C.; MICKAN, B. S. Nutrient recovery

from anaerobic digestion of food waste: impacts of digestate on plant growth and rhizosphere bacterial community composition and potential function in ryegrass. **BIOLOGY AND FERTILITY OF SOILS**, v. 56, n. 7, p. 973–989, 2020.

ROMERO, C.; RAMOS, P.; COSTA, C.; MÁRQUEZ, M. C. Raw and digested municipal waste compost leachate as potential fertilizer: comparison with a commercial fertilizer. **Journal of Cleaner Production**, v. 59, p. 73–78, 2013.

ROY, D.; AZAIS, A.; BENKARAACHE, S.; DROGUI, P.; TYAGI, R. D. Composting leachate: characterization, treatment, and future perspectives. **REVIEWS IN ENVIRONMENTAL SCIENCE AND BIO-TECHNOLOGY**, v. 17, n. 2, p. 323–349, 2018.

SANA, A.; MAHMOOD, A.; IBRAHIM, M. Recovery of resources and circular economy from biomass-derived waste through aerobic and anaerobic digestion-based technique. *In: Nanomaterials in Biomass Conversion*. [s.l.] Elsevier, 2024. p. 411–463.

SHIRAHIGE, F. H.; MELO, A. M. T. DE; PURQUERIO, L. F. V; CARVALHO, C. R. L.; MELO, P. C. T. DE. Produtividade e qualidade de tomates Santa Cruz e Italiano em função do raleio de frutos. **Horticultura Brasileira**, v. 28, p. 292–298, 2010.

TAIZ, L.; ZEIGER, E.; MØLLER, I. M.; MURPHY, A. **Fisiologia e desenvolvimento vegetal**. [s.l.] Artmed Editora, 2017.

TONANZI, B.; GALLIPOLI, A.; GIANICO, A.; MONTECCHIO, D.; PAGLIACCIA, P.; ROSSETTI, S.; BRAGUGLIA, C. M. Elucidating the key factors in semicontinuous anaerobic digestion of urban biowaste: The crucial role of sludge addition in process stability, microbial community enrichment and methane production. **RENEWABLE ENERGY**, v. 179, p. 272–284, 2021.

ZAMRI, M. F. M. A.; HASMADY, S.; AKHIAR, A.; IDERIS, F.; SHAMSUDDIN, A. H.; MOFIJUR, M.; FATTAH, I. M. R.; MAHLIA, T. M. I. A comprehensive review on anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 137, n. December 2020, p. 110637, 2021.

CAPÍTULO 1

TRATAMENTO DO LIXIVIADO OBTIDO EM LEIRAS DE COMPOSTAGEM DE RESTOS DE ALIMENTOS POR BIODIGESTÃO ANAERÓBIA SEGUIDA DE OXIGENAÇÃO: UM ESTUDO DE CASO NO DISTRITO FEDERAL BRASILEIRO

RESUMO

Durante o processo de compostagem de resíduos orgânicos, o líquido lixiviado proveniente das leiras em degradação demanda processos de tratamento devido à sua carga significativa de substâncias poluentes. Frequentemente, a abordagem adotada para tratar o lixiviado envolve uma combinação de diferentes processos. Este estudo teve como objetivo avaliar o desempenho de um sistema de tratamento biológico, composto por biodigestão anaeróbia seguido por oxigenação, aplicado ao lixiviado originário de uma empresa de compostagem de resíduos orgânicos obtidos em cozinhas residenciais e comerciais situada no Distrito Federal. A hipótese delineada é que o tratamento anaeróbio seguido de aeração, com o material estudado e nas condições experimentadas, permite a obtenção de material com características que permitem seu lançamento em corpo receptor, conforme preconiza Resolução CONAMA nº 430/2011. O lixiviado foi recolhido das leiras por tubulações e encaminhado para sistema de tratamento físico composto por caixa de areia e gordura. Após, foi bombeado para dois reatores anaeróbios, trabalhando em sequência, com tempo de retenção total de 15 dias. O material então foi encaminhado para um tanque de alvenaria impermeabilizado, com oxigenação natural e forçada. Amostras foram obtidas antes e após o tratamento do lixiviado para a determinação da condutividade elétrica, temperatura, pH, demandas química e bioquímica de oxigênio, sólidos totais, sólidos dissolvidos totais e voláteis, nitrogênio total, N-NH_4^+ , N-NO_3^- , N-NO_2^- , alcalinidade total, fósforo total, coliformes termotolerantes e *Salmonella*. Observou-se ausência de *Salmonella* tanto nas amostras obtidas antes quanto após o tratamento. Reduções na condutividade elétrica (7,6%), temperatura (16,2%), alcalinidade total (23,0%), demanda química (42,3%) e bioquímica de oxigênio (45,5%), nitrogênio total (9,3%), N-NH_4^+ (18,4%),

fósforo total (30,1%), sólidos totais (16,9%), sólidos dissolvidos totais (14,0%), sólidos voláteis (21,5%) e coliformes termotolerantes (99,9%) foram observadas após os tratamentos. De outra forma, houve aumento no pH (12,3%), N-NO₃⁻ (30,4%) e N-NO₂⁻ (14,4%). O material tratado nas condições experimentais adotadas, contudo, não atendeu às condições de lançamento no meio ambiente estabelecidas pela legislação brasileira (Resolução CONAMA nº 430/2011), especialmente para os parâmetros demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio total, N-NH₄⁺, fósforo total, N-NO₃⁻, N-NO₂⁻ e coliformes termotolerantes. O volume de resíduos orgânicos coletados e tratados por compostagem vem crescendo nos últimos anos no Brasil, especialmente a partir de exigências legais em âmbitos estaduais (e distritais) e municipais. Como os resíduos orgânicos possuem, em geral, elevada umidade, um grande volume de lixiviado proveniente das leiras é produzido e pode constituir uma importante fonte de contaminação ambiental. Tratamentos biológicos como a biodigestão anaeróbia seguida de oxigenação podem ser uma ferramenta importante para evitar essa contaminação, mas parâmetros químicos e bioquímicos, além de condicionantes como tempo de retenção, precisam ser avaliados para atestar a eficiência dos sistemas de tratamento.

Palavras chaves: Lixiviado, compostagem, biodigestão anaeróbia, resíduos alimentares.

TREATMENT OF LEACHATE OBTAINED IN FOOD WASTE COMPOSTING LINES BY ANAEROBIC BIO-DIGESTION FOLLOWED BY OXYGENATION: A CASE STUDY IN THE BRAZILIAN FEDERAL DISTRICT

ABSTRACT

During the organic waste composting process, the liquid leachate from the degrading windrows requires treatment processes due to its significant load of pollutants. The approach adopted to treat leachate often involves a combination of different processes. This study aimed to evaluate the performance of a biological treatment system, consisting of anaerobic biodigestion followed by oxygenation, applied to leachate originating from a composting company for organic waste obtained from residential and commercial kitchens located in the Federal District. The hypothesis outlined is that anaerobic treatment followed by aeration, with the material studied and under the conditions tested, allows the production of material with characteristics that allow its release into a receiving body, as recommended by CONAMA Resolution n°. 430/2011. The leachate was collected from the windrows by pipes and sent to a physical treatment system consisting of a sand and grease trap. Afterwards, it was pumped to two anaerobic reactors, working in sequence, with a total retention time of 15 days. The material was then sent to a waterproof masonry tank with natural and forced oxygenation. Samples were obtained before and after leachate treatment to determine electrical conductivity, temperature, pH, chemical and biochemical oxygen demands, total solids, total and volatile dissolved solids, total nitrogen, N-NH₄⁺, N-NO₃⁻, N-NO₂⁻, total alkalinity, total phosphorus, thermotolerant coliforms and Salmonella. The absence of Salmonella was observed in both samples obtained before and after treatment. Reductions in electrical conductivity (7.6%), temperature (16.2%), total alkalinity (23.0%), chemical (42.3%) and biochemical oxygen demand (45.5%), total nitrogen (9.3%), N-NH₄⁺ (18.4%), total phosphorus (30.1%), total solids (16.9%), total dissolved solids (14.0%), volatile solids (21.5%) and thermotolerant coliforms (99.9%) were observed after treatments. Otherwise, there was an increase in pH (12.3%), N-NO₃⁻ (30.4%) and N-NO₂⁻ (14.4%). The

material treated under the experimental conditions adopted, however, did not meet the environmental release conditions established by Brazilian legislation (CONAMA Resolution nº. 430/2011), especially for the parameters biochemical oxygen demand, total nitrogen, N-NH_4^- , total phosphorus, N-NO_3^- , N-NO_2^- and thermotolerant coliforms. The volume of organic waste collected and treated by composting has been increasing in recent years in Brazil, especially due to legal requirements at state (and district) and municipal levels. Since organic waste generally has high humidity, a large volume of leachate from the windrows is produced and can constitute an important source of environmental contamination. Biological treatments such as anaerobic biodigestion followed by oxygenation can be an important tool to avoid this contamination, but chemical and biochemical parameters, in addition to conditions such as retention time, need to be evaluated to attest to the efficiency of the treatment systems.

Keywords: Leachate, composting, anaerobic biodigestion, food waste.

5 INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, o avanço no desenvolvimento de medicamentos e na captação, tratamento e distribuição de água tratada reduziu significativamente a incidência de epidemias. Simultaneamente, as máquinas projetadas para a indústria e agricultura aumentaram a produtividade do trabalho, ampliaram a oferta de alimentos, bens e serviços, e proporcionaram maior longevidade e melhoria na qualidade de vida da população. Como resultado, o número de habitantes no planeta cresceu consideravelmente, ultrapassando 8 bilhões já no ano de 2022, com projeções de atingir 9,9 bilhões até 2054 (ONU, 2024)

O crescimento da população mundial resultou em uma maior demanda por produtos, o que levou também a um aumento significativo na produção de resíduos. De acordo com a *International Solid Waste Association* (ISWA), a produção global de resíduos, atualmente estimada em 2,1 bilhões de toneladas, deve chegar a 3,8 bilhões de toneladas até 2050 (ISWA, 2024). Globalmente, cada pessoa pode produzir até 2,1 kg de resíduos por dia, dependendo do nível econômico do país (Kaza et al., 2018).

A instituição da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS – Lei Federal nº 12.305/2010) impulsionou as discussões sobre a gestão de resíduos no Brasil, introduzindo várias definições, incluindo a dos resíduos sólidos urbanos (RSU), que são aqueles originados de atividades domésticas, além daqueles provenientes da varrição de vias públicas e outros serviços urbanos. Estima-se que o Brasil gere aproximadamente 78 milhões de toneladas de RSU anualmente (ABREMA, 2023), sendo que aproximadamente 50% desse total é constituído por materiais de origem orgânica (SNIS, 2023).

Resíduos orgânicos são compostos basicamente por restos de alimentos (pré e pós-consumo), materiais provenientes da manutenção de jardins e arborização urbana, além

daqueles obtidos nas centrais de abastecimento (CEASA). Devido ao volume gerado e características específicas, esses resíduos exigem atenção especial, pois, sem tratamentos e destinação final adequado, podem contribuir para a disseminação de doenças e a contaminação de diferentes compartimentos ambientais (Khan et al., 2022). Apesar dos avanços recentes, a maior parte dos resíduos orgânicos ainda é coletada junto com materiais inorgânicos e enviada para aterros sanitários (Ayilara et al., 2020). A ausência da separação dos resíduos por tipo, nos locais de sua geração, transforma todos esses materiais em rejeito, impossibilitando ou dificultando a implantação de ciclos fundamentais de reciclagem.

No Distrito Federal (DF), a Lei nº 6.518/2020, alterada pela Lei nº 7.397/2024, estipula que até ano de 2030, 100% dos resíduos orgânicos devem ser coletados de forma separada dos demais materiais, com posterior tratamento e reaproveitamento a partir de processos térmicos ou biológicos, tais como a compostagem (DISTRITO FEDERAL, 2020; 2024). A compostagem é uma técnica de decomposição da matéria orgânica em presença de oxigênio, através de transformações mediadas por micro-organismos (Cáceres et al., 2018). Contudo, durante o processo, um líquido conhecido como lixiviado também é gerado (Sanadi et al., 2021). Esse líquido requer tratamento adequado antes de sua disposição final devido à sua elevada demanda química e bioquímica de oxigênio, grande quantidade de sólidos dissolvidos, voláteis e totais, elevados teores de nitrogênio e fósforo, baixo pH, alta condutividade elétrica e potencial presença de micro-organismos patogênicos (Mirghorayshi et al., 2021). A biodigestão anaeróbia, é uma das opções viáveis para o tratamento desse tipo de material, convertendo a matéria orgânica do lixiviado em dióxido de carbono, metano, nitrogênio, sulfeto de hidrogênio, principalmente, os quais compõem o biogás (Calbry-Muzyka et al., 2022). Além do biogás, o lixiviado tratado por meio da biodigestão anaeróbia possui nutrientes vegetais que podem ser reutilizados na agricultura (Romero et al., 2013 e da Silva, 2024), desde que suas características

sejam compatíveis com os requisitos agrícolas.

Para o melhor de nosso conhecimento, nenhuma unidade que trata a fração orgânica dos RSU por meio da compostagem existente no DF possui um sistema de tratamento de lixiviado das leiras por biodigestão anaeróbia. Diante disso, o objetivo do presente trabalho foi implementar um sistema piloto de biodigestão anaeróbia e avaliar sua efetividade no tratamento do lixiviado proveniente das leiras de compostagem. A hipótese delineada é que o tratamento anaeróbio seguido de oxigenação, com o material estudado e nas condições experimentadas, permite a obtenção de material com características que permitem o lançamento em corpos receptores conforme preconiza a Resolução CONAMA nº 430/ 2011.

6 METODOLOGIA

O pátio de compostagem onde foi instalado o sistema de biodigestão está localizado no Núcleo Rural Lago Oeste, região administrativa de Sobradinho, DF (15° 34' 57,2" S, 47° 59' 25,9" W, \pm 1.270 m de altitude), Brasil. O local recebe resíduos orgânicos coletados em 140 unidades de pessoas jurídicas e 423 de pessoas físicas. Após a coleta, os resíduos são armazenados temporariamente em um galpão de 96 m² (9x16 m, pé-direito de 4,5 m e piso em concreto) para redução da umidade, gerando o lixiviado. Em seguida, os resíduos são encaminhados para a compostagem.

O sistema para coleta e tratamento do lixiviado consistiu em calha de alvenaria que coletava o material e o direcionava, por meio de tubos de PVC de 100 mm, para tratamento físico composto por três caixas d'água de 0,31 m³ (Fort Plus, Fortlev®) sequenciais. A primeira caixa possuía objetivo de remover materiais sedimentares, enquanto a segunda visava a remoção de gorduras e partículas suspensas. A terceira caixa servia para armazenamento temporário do material até bombeamento (SP 3, Karcher®) aos reatores anaeróbios.

Os reatores anaeróbios foram dimensionados com base na quantidade diária de resíduos orgânicos recebidos para compostagem (segunda-feira a sábado, em toneladas), na produção média diária de lixiviado (15 dm³ por tonelada, por dia) e no tempo de retenção hidráulica de 15 dias, conforme (Zamri et al., 2021). Assim, determinou-se em 10 m³ o volume necessário de reator, sendo esse dividido em dois tanques de 5 m³ cada (Fort Plus, Fortlev®), divisão realizada conforme (Lavagnolo et al., 2018). A Tabela 1 apresenta dados sobre a entrada de material e o dimensionamento do volume do reator, enquanto a Figura 2 ilustra todos os componentes do sistema. Nos Anexos 1, 2, 3 e 4, são apresentadas imagens das fases de projeto, construção e funcionamento do sistema de tratamentos do lixiviado da compostagem.

Tabela 1. Dimensionamento do volume do reator anaeróbio para tratamento do lixiviado da compostagem da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos no DF.

Dia	MDRS	MARS	VDL	VAL
1º	6,5	6,5	0,0975	0,10
2º	6,5	13,0	0,1950	0,29
3º	6,5	19,5	0,2925	0,59
4º	6,5	26,0	0,3900	0,98
5º	6,5	32,5	0,4875	1,46
6º	6,5	39,0	0,5850	2,05
7º	0,0	39,0	0,5850	2,63
8º	6,5	45,5	0,6825	3,32
9º	6,5	52,0	0,7800	4,10
10º	6,5	58,5	0,8775	4,97
11º	6,5	65,0	0,9750	5,95
12º	6,5	71,5	1,0725	7,02
13º	6,5	78,0	1,1700	8,19
14º	6,5	84,5	1,2675	9,46
15º	0,0	84,5	1,2675	10,73

MDRS = massa diária recebida no galpão de resíduos sólidos orgânicos urbanos para compostagem (5 a 8 toneladas, valor médio de 6,5 toneladas por dia); MARS = massa acumulada de resíduos sólidos orgânicos urbanos em toneladas ao longo de 15 dias (tempo de desidratação dos resíduos sólidos orgânicos, para compostagem no galpão); VDL = volume de lixiviado em m³ acumulados por tonelada de resíduos sólidos orgânicos urbanos durante armazenamento no galpão (volume de 0,015 m³ em média de lixiviado por tonelada, valor coletado junto ao projeto Compostar), multiplicado por MARS; VAL = volume acumulado de lixiviado que determina o volume do reator anaeróbio, em m³, no 15º dia (tempo de permanência dos resíduos orgânicos no galpão de desidratação).

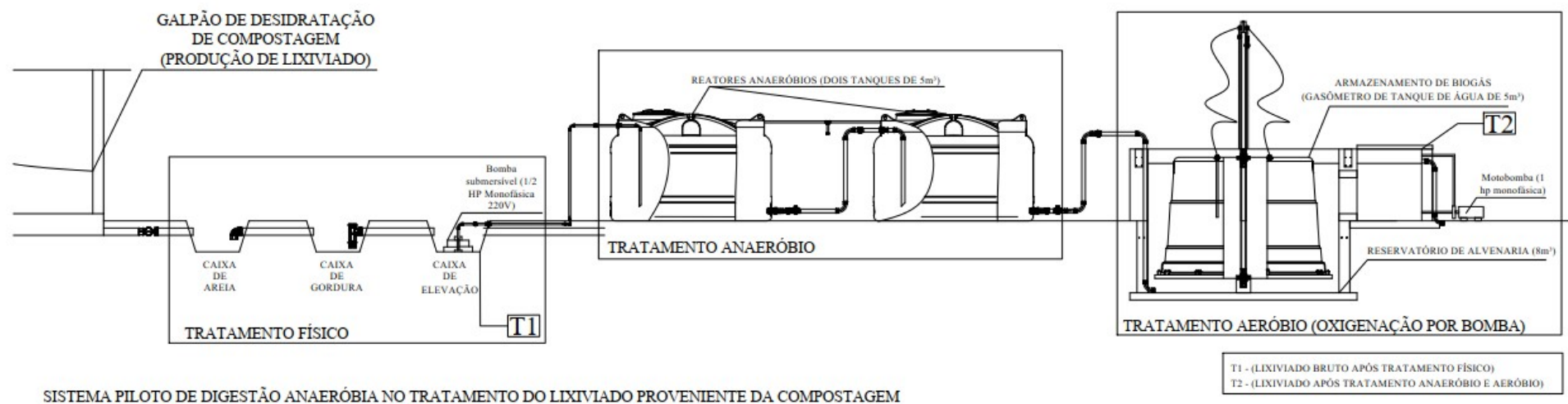


Figura 2. Sistema piloto para tratamento de líquido proveniente da compostagem por meio de biodigestão anaeróbia e aeróbia de resíduos sólidos orgânicos segregados na fonte, no Distrito Federal. As coletas foram realizadas em dois momentos: antes do tratamento (T1) e após (T2).

Após o tratamento anaeróbio, o lixiviado foi encaminhado para um reservatório de alvenaria impermeabilizado, com capacidade para 8 m³, onde foi exposto à oxigenação realizada naturalmente e por conjunto motobomba de 1 cv (QB 80, Kajima®). O biogás obtido durante o processo de tratamento foi armazenado em um gasômetro constituído por uma caixa d'água invertida de 5 m³ (Fort Plus, Fortlev®), vedada com lixiviado para garantir estanqueidade, aproveitando o peso da caixa d'água para manter a pressão constante.

Amostras foram obtidas antes do tratamento (lixiviado bruto – T1), para controle de possíveis microrganismos anaeróbios presentes, além de auxiliar na estabilização final do material (lixiviado tratado – T2), conforme Figura 3, durante outubro de 2023 e março de 2024. Foram obtidas 16 amostras para análises *in loco* e 6 amostras para análises laboratoriais, sendo todas contidas de T1 e T2. As coletas ocorreram no período da manhã, entre 8 e 9 h, seguindo os protocolos estabelecidos pela CETESB (2011). As amostras foram imediatamente acondicionadas em caixas térmicas com gelo e enviadas para análises laboratoriais.

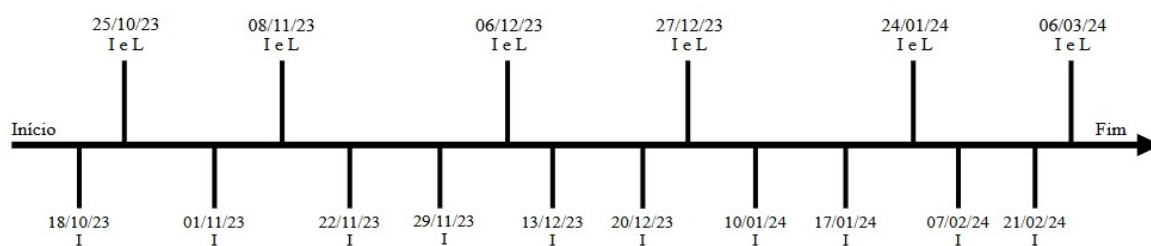


Figura 3. Instantes de coleta de amostras ao longo do período de avaliação do sistema piloto de tratamento do lixiviado da compostagem de resíduos sólidos orgânicos por biodigestão anaeróbia e aeróbia, realizado entre outubro de 2023 e março de 2024, com análises "*in loco*" (I) e em laboratório (L), nos tempos T1 (pré-tratamento) e T2 (pós-tratamento).

As análises *in loco* abrangeram os parâmetros físico-químicos de condutividade elétrica

(CE), temperatura (Temp.) e pH. No laboratório, foram determinados o teor de matéria orgânica, a demanda química de oxigênio - (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), nitrogênio total Kjeldahl (NTK), nitrogênio amoniacal (N-NH₄⁺), nitrato (N-NO₃⁻), nitrito (N-NO₂⁻), fósforo total (PT), sólidos dissolvidos totais (SDT), sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV), alcalinidade total em CaCO₃ (AT), coliformes termotolerantes (CTT) e *Salmonella*. As análises foram realizadas conforme *American Public Health Association* (APHA, 2012), sendo os métodos apresentados na Tabela 2.

Tabela 2. Parâmetros e metodologias empregadas na caracterização do lixiviado de compostagem de resíduos sólidos orgânico antes e após tratamentos.

Variáveis (unidade)	Metodologia
Condutividade Elétrica (uS cm ⁻¹)	SMWW 2510 B
Temperatura (°C)	SMWW 2550 B
pH	SMWW 4500-H ⁺ B
Alcalinidade total (mg L ⁻¹ de CaCO ₃)	SMWW 2320 B
DQO (mg L ⁻¹)	SMWW 5220 D
DBO ₅ (mg L ⁻¹)	SMWW 5210 B
NTK (mg L ⁻¹)	SMWW 4500-Norg-B
N amoniacal (mg L ⁻¹)	SMWW 4500-NH ₃ B
Nitrato (mg L ⁻¹)	SMWW 4500-NO ₃ ⁻ B
Nitrito (mg L ⁻¹)	SMWW 4500-NO ₂ ⁻ B
Fósforo Total (mg L ⁻¹)	SMWW 4500-P E
Sólidos Totais (mg L ⁻¹)	SMWW 2540 C
Sólidos Dissolvidos Totais (mg L ⁻¹)	SMWW 2540 C
Sólidos Voláteis (mg L ⁻¹)	SMWW 2540 C
Coliformes Termotolerantes (NMP. 100 mL ⁻¹)	SMWW 9221B, C e E
<i>Salmonella</i> (UFC. g ⁻¹)	SMWW 9260 B, C, D e E

DQO = demanda química de oxigênio; DBO₅ = demanda bioquímica de oxigênio; NTK = nitrogênio total Kjeldahl; NMP. 100 mL⁻¹ = número mais provável por 100 mL; UFC g⁻¹ = Unidades Formadoras de Colônia por grama; SMWW = *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*.

Para a determinação de pH, Temp. e CE, foi utilizado um instrumento portátil multiparâmetro (AK-88, AKSO®) diretamente na amostra, sem diluição. Para pH, a calibração do instrumento foi realizada com soluções tampão padronizadas de pH 4 e 7, e para a CE, foi utilizada uma solução padrão de 12,88 mS cm⁻¹.

A determinação da AT, expressa em mg L⁻¹ de CaCO₃, foi realizada por meio de titulação com H₂SO₄ 0,01 mol L⁻¹. Para a determinação do NTK, as amostras foram submetidas à digestão com H₂SO₄ e uma mistura catalítica, seguida de destilação em H₃BO₃ utilizando um destilador de nitrogênio (MA 36, Marconi®), finalizando com a titulação com HCl 0,1 mol L⁻¹.

Para a determinação de PT, N-NH₄⁺, N-NO₃⁻, N-NO₂⁻ e DQO, utilizando-se um espectrofotômetro (DR 2800, Hach®) com leituras realizadas nos comprimentos de onda de 890 nm, 425 nm, 400 nm, 507 nm e 435 nm, respectivamente. As amostras foram previamente diluídas em água destilada na proporção de 1:500 para as análises de PT, N-NH₄⁺, N-NO₃⁻ e N-NO₂⁻. Para a determinação do DQO, as amostras foram submetidas a digestão com H₂SO₄ antes da leitura no espectrofotômetro, sendo diluídas em água destilada na proporção de 1:50.

Para DBO₅, realizou-se inicialmente a incubação das amostras a 20 °C, durante 5 dias, seguida da determinação do oxigênio dissolvido por titulação com Na₂S₂O₃ 0,025 mol L⁻¹. Os valores de ST foram obtidos após secagem das amostras em estufa de circulação forçada (SSDc 150L, SolidSteel®), a 105 °C, durante 24 horas, com posterior pesagem em balança analítica (ATY224R, Shimadzu®). Para a determinação dos SDT e dos SV, foi realizada inicialmente a filtração a vácuo das amostras com auxílio de funil e papel de filtro qualitativo (150 mm, UNIFIL®). Em seguida, a amostra filtrada foi levada à mufla (Q318M45T, QUIMIS®) a uma temperatura de 600 °C, por 30 minutos. Após resfriamento, a amostra foi pesada em balança analítica para determinar os SDT. Os SV foram obtidos pela diferença entre os ST e os SDT.

A determinação de CTT foi realizada utilizando o método do Número Mais Provável

(NMP), por meio de tubos múltiplos em caldo lauril sulfato triptose e caldo verde brilhante bile lactose a 2%. A presença de *Salmonella* foi detectada através do plaqueamento superficial de amostras diluídas (1:10) em ágar cromogênico.

Para o tratamento dos dados obtidos, foi utilizado o software SigmaPlot 11.0 (*Systat Software Inc.*, San Jose, Califórnia, EUA, 2007). Os resultados foram comparados aos valores máximos permitidos (VMP) estabelecidos pelas resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 430/2011, que define os padrões para lançamento de efluentes ao meio ambiente.

7 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os resultados das análises realizadas em T1 e T2 são apresentados na Tabela 3 e as variações percentuais observadas ao longo do tratamento (T2-T1) são apresentas na Figura 4.

Tabela 3. Resultados das análises realizadas no lixiviado proveniente das leiras de compostagem, antes T1 e após o tratamento anaeróbio e aeróbio T2.

Variáveis (unidade)			Valores médios				VMP
			T1		T2		
Condutividade Elétrica (mS cm ⁻¹)			17,2 ± 1,9		15,9 ± 1,4		-
Temperatura (°C)			35,8 ± 13,0		30,0 ± 2,7		< 40
pH (adimensional)			5,0 ± 0,4		5,7 ± 0,4		≥ 5 e ≤ 9
Alcalinidade total (g CaCO ₃ . L ⁻¹)			9,5 ± 0,7		7,2 ± 0,3		-
DQO (g L ⁻¹)			41,1 ± 11,3		23,7 ± 10,1		-
DBO ₅ (g L ⁻¹)			24,5 ± 8,1		13,3 ± 4,4		< 0,12
NTK (g L ⁻¹)			1,6 ± 0,8		1,4 ± 0,6		-
N amoniacal (g L ⁻¹)			1,5 ± 0,7		1,2 ± 0,6		< 0,02
Nitrato (mg L ⁻¹)			67,1 ± 64,8		96,3 ± 77,2		< 10
Nitrito (mg L ⁻¹)			1,3 ± 1,0		1,5 ± 0,4		< 1
Fósforo Total (mg L ⁻¹)			312,5 ± 161,6		218,5 ± 73,9		< 0,15
Sólidos Totais (g L ⁻¹)			66,1 ± 18,1		54,9 ± 19,8		-
Sólidos Dissolvidos Totais (g L ⁻¹)			3,2 ± 0,4		2,7 ± 0,1		< 0,50
Sólidos Voláteis (g L ⁻¹)			20,4 ± 2,4		16,0 ± 1,3		-
Coliformes Termotolerantes (NMP. (100 mL) ⁻¹)			3,5 x 10 ⁷		1,3 x 10 ³		< 1,0 x 10 ³
Salmonela (UFC. g ⁻¹)			Ausente		Ausente		-

T1 = lixiviado bruto; T2 = lixiviado tratado; VMP = valores máximos permitidos da Resolução CONAMA n° 430/2011; DQO = demanda química de oxigênio; DBO₅ = demanda bioquímica de oxigênio; NTK = nitrogênio total Kjeldahl; NMP. 100 mL⁻¹ = Número Mais Provável por 100 mL; UFC. g⁻¹ = Unidade Formadora de Colônia por grama; VMP = valor máximo permitido.

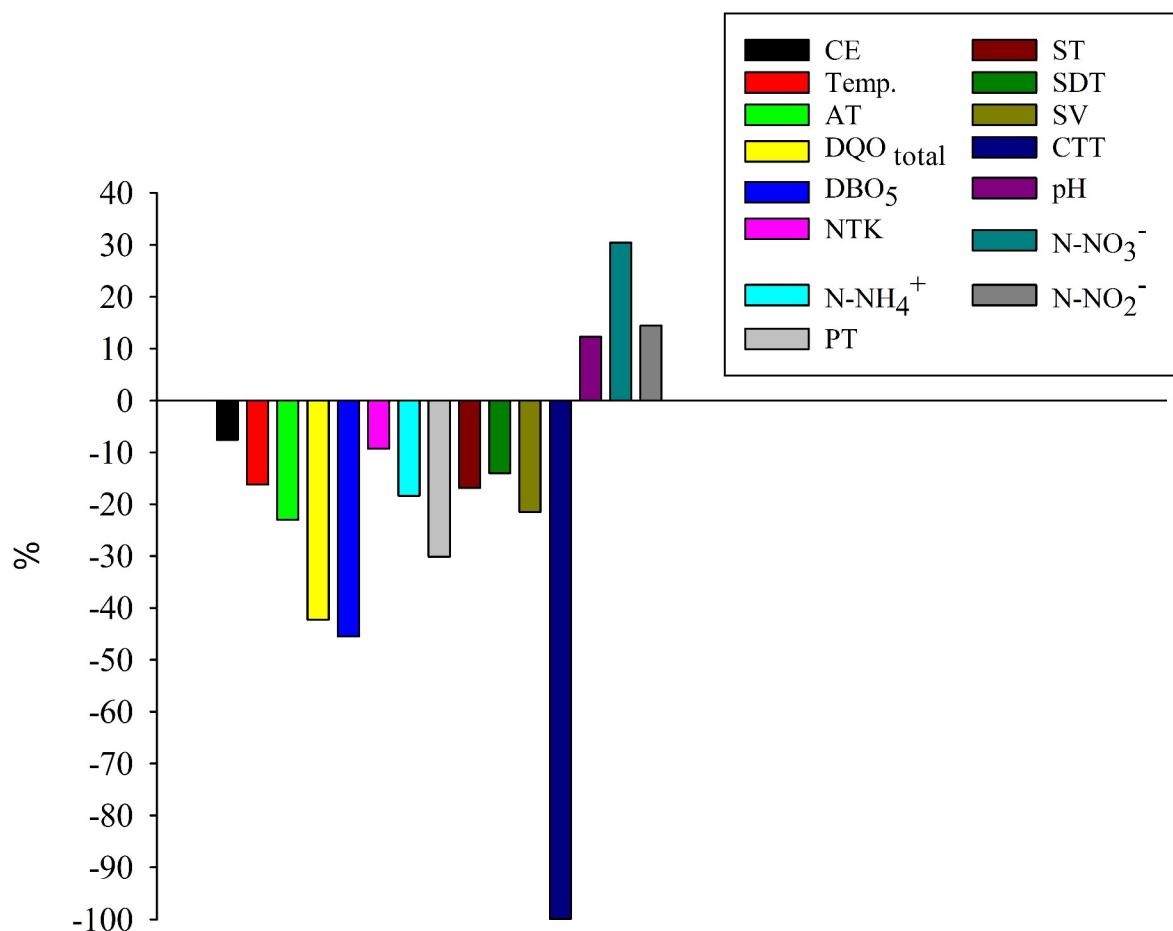


Figura 4. Efeitos do tratamento por biodigestão anaeróbia e aeróbia do lixiviado da compostagem dos resíduos sólidos orgânicos. Barras representam aumento ou redução, em porcentagem, para cada parâmetro avaliado, entre T1 e T2.

A CE foi reduzida em 7,6% ao longo dos tratamentos, passando de 17,2 mS cm⁻¹ em T1, para 15,9 mS cm⁻¹, em T2 (Tabela 3; Figura 4). Esses resultados foram semelhantes aos reportados por Romero et al. (2013) e Sanadi et al. (2021), que relataram valores variando entre 8,0 e 29,2 mS cm⁻¹ em lixiviados brutos e digeridos. Apesar da redução, os valores em T2 ainda são considerados elevados, especialmente quando existe interesse no uso do material tratado para fertilização de lavouras Butcher et al. (2016). A biodigestão anaeróbia pode reduzir

concentração de íons solúveis no material ingressante, os quais são responsáveis pela CE, a partir da precipitação desses íons, resultando na diminuição da CE (Anukam et al., 2019). O elevado valor de CE detectado no lixiviado mesmo após os tratamentos pode estar relacionado ao preparo dos alimentos, que usualmente emprega temperos e condimentos que possuem cloreto de sódio em sua composição. Assim, a utilização agrícola direta do lixiviado tratado por biodigestão, por exemplo, pode resultar em danos às plantas. Embora não exista regulamentação que limite o uso desse tipo de material com base na CE, a aplicação de materiais com valores maiores que $4,0 \text{ mS cm}^{-1}$ pode resultar em problemas às plantas, afetando a germinação de sementes e influenciando negativamente a abertura e fechamento estomático, interferindo negativamente no desenvolvimento vegetal (Siles-Castellano et al., 2020). Paula et al. (2021) reportaram que composto orgânico produzido no DF utilizando resíduos de cozinha também apresentou valores elevados de CE. Quando aplicados no cultivo de alface, esse composto reduziu a condutância estomática e a fotossíntese das plantas, afetando a produtividade (Paula et al., 2021). A aplicação agrícola do lixiviado estudado no presente trabalho requer diluições até obtenção de valor de CE segura e que não afete as plantas ($4,0 \text{ mS cm}^{-1}$).

As temperaturas das amostras em T1 e T2 foram, respectivamente, de $35,8$ e $30,0$ °C, o que corresponde a redução na ordem de 16,2% (Tabela 3; Figura 4). Ambos valores foram menores que o estabelecido pela Resolução CONAMA nº 430/2011, que exige temperatura máxima de 40 °C no material antes de lançamento em corpo receptor visando a preservação e integridade dos ecossistemas. Temperaturas elevadas podem reduzir o nível de oxigênio diluído, essencial para a vida aquática, além de potencialmente causar estresse térmico nos organismos (Rubalcaba et al., 2020). A temperatura exerce um papel crucial na biodigestão anaeróbica, influenciando diretamente a atividade metabólica dos microrganismos envolvidos

(Nie et al., 2021). A faixa de temperatura ideal varia conforme o grupo de microrganismos predominante, sendo as condições mesofílicas (30 à 37 °C) e termofílicas (55 a 60 °C) as mais comuns em sistemas de biodigestão anaeróbia. Essa variabilidade térmica modula a taxa de crescimento microbiano e a produção de enzimas, afetando a eficiência do processo de decomposição da matéria orgânica (Wang et al., 2024). Nie et al. (2021) verificaram que temperaturas entre 35 e 37 °C são consideradas ideais para a degradação de materiais orgânicos em reatores anaeróbios. A redução observada na Temp. após biodigestão anaeróbia (T2) pode estar relacionada ao consumo de energia pelos microrganismos anaeróbios, às mudanças nas atividades metabólicas desses microrganismos, à diluição do substrato e à perda de calor para o ambiente.

Os valores de pH variaram de 5,0, em T1, a 5,7, em T2, aumento de 12,3%. Ambos estão dentro dos limites preconizados pela Resolução CONAMA nº 430/2011. Esses valores são menores que aqueles reportados por Zhang et al. (2015), Koledzi et al. (2016) e Mohammad et al. (2022), que também avaliaram a biodigestão em lixiviado obtido do processo de compostagem e determinaram pH entre 6,5 e 6,9, antes do ingresso nos reatores, e entre 7,3 e 7,4, após finalizado o tratamento. A presença de resíduos de frutas cítricas como limão, laranja, abacaxi, de resíduos de vinagres e outros temperos ácidos, alimentos comuns na culinária brasileira, pode ter colaborado para o pH ácido do lixiviado. De acordo com Chatterjee et al., (2013), a faixa ideal de pH no processo de biodigestão anaeróbia é de 6,5 a 8,5, por otimizar o crescimento e a atividade dos microrganismos anaeróbios. O consumo dos ácidos voláteis ao longo do tratamento é apontado como um dos fatores responsáveis pelo aumento de pH (Meegoda et al., 2018) e provavelmente colaborou para o maior valor dessa variável em T2. Além disso, durante o tratamento anaeróbio, a produção de bicarbonatos e carbonatos pela decomposição da matéria orgânica libera íons hidroxila (OH^-), responsáveis pela elevação do

pH (Induchoodan et al., 2022). Isso pode ter refletido tanto no aumento do pH quanto na redução de 23% na AT (Figura 4).

Os valores encontrados para DQO e DBO₅ em T1 foram de 41,14 e 24,49 g L⁻¹, respectivamente, sendo considerados elevados (Hamawand, 2015). Em T2, essas variáveis apresentaram médias de 23,74 e 13,36 g L⁻¹, representando reduções na ordem de 42,3 e 45,5% em relação a T1 (Tabela 3; Figura 4). Roy et al. (2018) observaram que a remoção média de DQO no tratamento de lixiviados de compostagem por biodigestão anaeróbia pode chegar até 70% quando os valores das variáveis pH, Temp., NTK e N-NH₄⁺ são favoráveis ao processo. De forma semelhante, Castilla-Hernández et al. (2016) utilizaram um sistema de tratamento por acidogênico-metanogênico em lixiviado de compostagem e verificaram remoção na ordem de 94,9 %, quando o pH do material em degradação foi mantido próximo a 7,0 e a DQO de entrada foi de 4,9 g L⁻¹. Um sistema de tratamento de lixiviado de compostagem por eletro-Fenton em escala de laboratório resultou na redução de 75% da DQO (Alavi et al. 2019). Os autores concluíram que as condições operacionais influenciaram diretamente a eficiência de remoção da DQO. Dessa forma, as menores reduções de DQO e DBO₅ observadas no presente trabalho podem estar associadas às condições não adequadas no material de ingresso, tal como o pH e elevado valor da DQO . Com esses valores não adequados, o tempo de retenção hidráulica empregado pode não ter sido suficiente para a regulação microbiana e concomitante efetividade na degradação da matéria orgânica. Valores elevados de DBO₅ podem ser benéficos para o processo de biodigestão anaeróbia, pois indicam o maior teor de matéria orgânica biodegradável presente no material, o que favorece sua digestão pelas bactérias anaeróbias (Von Sperling, 1996). Entretanto, valores elevados de DQO e DBO₅ podem também impactar negativamente o processo quando o tempo de retenção hidráulica é baixo, levando à produção elevada de ácidos voláteis, que resulta na redução do pH e inibição da atividade de bactérias anaeróbias (Ajayi-

Banji e Rahman, 2022). De fato, o valor de pH observado no estágio T1 foi coincidente com o limite mínimo apresentado pela Resolução CONAMA nº 430/2011 (Tabela 3), o que pode ter interferido negativamente no processo de degradação. Com o provável consumo dos ácidos voláteis ao longo do tratamento, houve aumento do pH para 5,7, em T2, mas ainda assim, ao final do processo, o valor de DBO_5 foi 110 vezes maior que o requerido pela Resolução CONAMA nº 430/2011. Isso sugere a necessidade de aumento o tempo de retenção (Hanif et al., 2021), ajuste no pH do material de ingresso (Yellezuome et al., 2022) e diluição (Alavi et al., 2019), visando aumentar a efetividade do tratamento.

Valores elevados para NTK ($1,61 \text{ g L}^{-1}$) e N-NH_4^+ ($1,47 \text{ g L}^{-1}$) foram também observados no material ingressante no reator (Tabela 3). De forma semelhante ao pH, elevadas concentrações de N-NH_4^+ podem inibir a atividade das bactérias anaeróbias, comprometendo a eficiência na biodigestão anaeróbia (Anukam et al., 2019). Após 15 dias de tratamento, teores de $1,46$ e $1,2 \text{ g L}^{-1}$, respectivamente para NTK e N-NH_4^+ , foram registrados (Tabela 3), representando reduções de 9,3% e 18,4% (Figura 4). Apesar da redução, o teor final fornecido para o N-NH_4^+ foi 60 vezes superior ao limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº 430/2011 para lançamento em corpo receptor. Após a biodigestão anaeróbia, a concentração de NTK tende a permanecer constante, enquanto a concentração de N-NH_4^+ aumenta em função da conversão de nitrogênio orgânico em amônia (Yellezuome et al., 2022). Após a avaliação da biodigestão anaeróbia de lixiviação obtido de esterco bovino, Hanif et al. (2021) observaram remoção de 40,4% de NTK, mas com um tempo de retenção hidráulico de 42 dias, quase três vezes o empregado no presente estudo. A redução de N-NH_4^+ durante a biodigestão é significativamente influenciada pela Temp. e pelo pH. Condições de pH básico e Temp. mais elevadas favorecem a eficiência do processo (Yellezuome et al., 2022). A concentração de NTK tende a ser maior em pH mais elevado, condição não observada no lixiviado aqui estudado,

conforme já relatado. De acordo com Ravi et al. (2018), os valores de NTK foram 42,6% maiores em pH 6 em comparação àqueles observados em pH 5,5 durante o processo de biodigestão anaeróbia, enquanto Bakhshoodeh et al. (2017) verificaram remoção de 69,9% no N-NH_4^+ e de 73,4% no NTK quando o pH do sistema foi mantido em 7,4. Teores elevados de N-NH_4^+ nos reatores anaeróbios reduzem a atividade dos micro-organismos anaeróbios (Ariunbaatar et al., 2015), interferindo negativamente na degradação da matéria orgânica do material ingressante.

Embora condições anaeróbias não favoreçam a presença de formas mais oxidadas de nitrogênio, os teores observados para NO_3^- e NO_2^- (96,3 e 1,53 mg L^{-1} , respectivamente) ao final do processo foram 9,6 e 1,5 vezes maiores que o mínimo exigido pela Resolução CONAMA nº 430/2011. Esses valores foram 14,4% e 30,4% maiores que os valores iniciais determinados nas amostras obtidas em T1. Klauck et al. (2015) avaliaram um sistema de tratamento biológico de lixiviado de aterro sanitário por biodegradação (microrganismos em lagoa de estabilização) e observaram aumentos nos teores de NO_3^- (de 1,64 para 30,17 mg L^{-1}) e de NO_2^- (de 0,05 para 0,75 mg L^{-1}). Esse aumento está associado ao processo de nitrificação, que integra o ciclo do nitrogênio (Meegoda et al., 2018). Esse processo ocorre em duas etapas: inicialmente, bactérias nitrificantes, oxidam N-NH_4^+ a N-NO_2^- ; em seguida, outras bactérias, convertem o N-NO_2^- em N-NO_3^- (Anukam et al., 2019). Essas transformações ocorrem em condições anaeróbias e aeróbias, reduzindo a conversão do nitrogênio presente nos resíduos em formas mais oxidadas (Ajayi-Banji e Rahman, 2022). O aumento dos níveis de nitrato (NO_3^-) e de nitrito (NO_2^-) observado após os tratamentos pode estar relacionado ao aumento do pH, que favorece a atividade das bactérias nitrificantes, o que resulta na oxidação do N-NH_4^+ e, conseqüentemente, na sua redução. Essa conversão também está associada à redução do NTK, na medida em que o nitrogênio orgânico é mineralizado e convertido em formas inorgânicas. A DQO e a DBO_5

também tendem a diminuir, refletindo a degradação da matéria orgânica, já que a oxidação de compostos nitrogenados e de carbono consome oxigênio. Com isso, a CE também é reduzida devido à remoção de íons dissolvidos, principalmente pela conversão de compostos nitrogenados e orgânicos em formas gasosas como N_2 e CO_2 . Carey e Migliaccio (2009) observaram que vários fatores influenciam a redução ou o acúmulo de NO_3^- e NO_2^- ao longo da biodigestão anaeróbia, destacando que baixos teores de oxigênio inibem a formação de NO_3^- e NO_2^- , pH elevado promove a nitrificação aumentando concentrações de NO_2^- e NO_3^- , cargas orgânicas elevadas consomem o oxigênio disponível limitando a formação de NO_3^- e NO_2^- ; tempos de retenção hidráulica curtos restringem a formação de NO_2^- e NO_3^- . Dessa forma, após o tratamento anaeróbio e aeróbio do lixiviado da compostagem em T2, o aumento do pH, com a redução dos níveis de $N-NH_4^+$, NTK, DQO e DBO₅, influenciaram no aumento da concentração de NO_2^- e NO_3^- .

Os teores de PT no início e final da biodigestão foram de 312,5 mg L⁻¹ e 218,5 mg L⁻¹, respectivamente, o que representou redução de 30,1% (Tabela 3; Figura 4). A presença de PT no lixiviado de compostagem pode ser atribuída à reserva de resíduos alimentares ricos em fósforo, como carnes, ossos, laticínios, peixes, leguminosas, cereais, nozes, sementes e ovos, que libertam fosfato solúvel durante a sua degradação (Jayathilakan et al., 2012). O fósforo é essencial às plantas porque desempenha um papel fundamental na fotossíntese, na transferência de energia e na síntese de ácidos nucleicos, sendo essencial para o crescimento radicular e a formação de flores e frutos, o que impacta diretamente na produtividade das culturas (Rychter e Rao, 2005). Os teores de fósforo nas plantas variam de acordo com a espécie, com valores médios de 1 g kg⁻¹ a 5 g kg⁻¹ de peso seco (Jones Jr, 2012). Dessa forma, os lixiviados de compostagem surgem como uma fonte potencial de fósforo, contribuindo para a fertilidade e produtividade do solo, além de reduzir o uso de fertilizantes sintéticos. Durante o tratamento por

biodigestão anaeróbia, a redução de PT ocorre devido a produção de compostos insolúveis e assimilação do fósforo pelos microrganismos anaeróbios, que utilizam esse nutriente para seu metabolismo e crescimento, integrando-o em suas estruturas celulares (Megonigal et al., 2004; Möller e Müller, 2012). Além disso, as condições anaeróbias favorecem a formação de fosfatos de cálcio e magnésio, que precipitam e concentram a concentração de fósforo solúvel no efluente (Yu et al., 2021). Essa combinação de processos explica a redução do PT ao longo do tratamento. Kaur et al. (2019) relataram redução de até 92% do PT em lixiviado tratado com biofloculante ecológico a pH 8, e Lim et al. (2012), observaram redução de 36% do PT por digestão anaeróbia com tempo de retenção de 30 dias e destacaram que tempos maiores aumentam a eficiência dessa remoção. Tempos de retenção mais longos e pH próximos à neutralidade favorecendo a remoção de PT, como observado por Hanif et al. (2021), que verificaram uma remoção de 59% do PT em tratamento de lixiviado quando tempo de retenção de 42 dias foi utilizado. Assim, os 15 dias de retenção hidráulica e o pH de 5,0 em T1 justificam a redução de somente 30,1% do PT observado em T2, alinhando-se a estudos que mostram que pH ácido e tempos curtos de retenção prejudicam a eficiência da remoção de fósforo.

Os valores iniciais de ST ($66,10 \text{ g L}^{-1}$), SDT ($3,21 \text{ g L}^{-1}$) e SV ($20,41 \text{ g L}^{-1}$) foram reduzidos em 16,9, 14 e 21,5%, respectivamente, ao longo dos tratamentos (Tabela 3; Figura 3). Durante a digestão anaeróbia, há redução de ST, SDT e SV, sendo que a degradação da fração orgânica resulta na diminuição de ST, formando compostos mais simples e solúveis (Tsegaye e Leta, 2023). No início do processo de digestão anaeróbia, há aumento temporário dos SDT devido à liberação de frações orgânicas pelos microrganismos, ou que leva à formação de compostos orgânicos solúveis, como ácidos orgânicos e nutrientes (Das et al., 2022). Contudo, à medida que o processo avança, esses compostos são consumidos pelos microrganismos, resultando na redução do SDT. Os SV são consumidos por microrganismos, resultando na

conversão desses sólidos em biomassa microbiana e compostos inorgânicos como CO_2 e CH_4 (Induchoodan et al., 2022). Campuzano e Gonzalez-Martinez (2016) reportaram que as frações orgânicas de resíduos sólidos urbanos continham, em média, 27,2 e 22,9 g L^{-1} de ST e SV, respectivamente. Cristancho e Arellano (2006) repostaram remoção de ST de 63,6% e de SV de 77,1% quando o tempo de detenção foi de 25 dias, Temp. de 38 a 40 °C e pH de 6,5 a 7,5, em tratamento anaeróbio em escala de laboratório, de restos alimentares urbanos. Torres e Lloréns (2008) relataram maiores reduções de ST (80%), SDT (63%) e SV (67%), quando os resíduos sólidos orgânicos urbanos foram pré-tratados com cal ($\text{Ca}(\text{OH})_2$), que elevou o pH a 7,5, durante tratamento por digestão anaeróbia em escala de laboratório de resíduos sólidos orgânicos urbanos, por 19 dias de tempo de retenção hidráulica. Além disso há relação da redução dos SV e com a DQO, durante o tratamento. Logo observa-se que ST, SDT e SV tendem a ter maior redução durante tratamento anaeróbio e aeróbio, quando maior o tempo de detenção hidráulica e pH próximo a 7. Assim, os 15 dias de retenção hidráulica e o pH de 5,0 em T1 justificam a redução de 16,9, 14 e 21,5% de ST, SDT e SV observados em T2, alinhando-se a estudos que mostram que pH ácido e tempos curtos de retenção prejudicam a eficiência da remoção de sólidos.

As amostras obtidas em T1 apresentaram concentração de $3,5 \times 10^7$ NMP/100 de CTT (Tabela 3). Já para as amostras obtidas em T2, a concentração foi de $1,3 \times 10^3$ NMP/100 mL, o que representou redução de superior a 99% (Tabela 3; Figura 3). Abbasi et al. (2019) encontraram resultados semelhantes no tratamento de resíduos orgânicos por meio da compostagem, reportando redução de CTT de 5×10^6 para $1,3 \times 10^3$ NMP. g^{-1} após 90 dias de tratamento. Mherzi et al. (2020), ao avaliar o tratamento integrado anaeróbio e por aeração em escala de laboratório em lixiviados de aterro sanitário, também encontraram redução superior a 99% na CTT. Ao longo do tratamento por biodigestão anaeróbia, a redução de CTT ocorre

devido à combinação de alta Temp. com as condições anaeróbias extremas, as quais são desfavoráveis à sobrevivência desses microrganismos (Ziemba e Peccia, 2012 e Mohd et al., 2021). Além disso, a presença de compostos tóxicos (e.g., ácidos orgânicos e amônia) contribui para a morte dos CTT (Jiang et al., 2020). A competição com outras populações microbianas adaptadas às condições anaeróbias também pode reduzir os CTT durante o tratamento. Apesar da redução elevada, a concentração observada é maior que o VMP preconizado pela Resolução CONAMA nº 430/2011, o que impossibilita o descarte deste material em corpo receptor. Os valores superiores ao permitido podem estar relacionados a fatores como o pH ácido (5,0), a alta concentração de nitrogênio amoniacal (N-NH_4) de $1,47 \text{ g L}^{-1}$, e o baixo tempo de detenção hidráulica de 15 dias.

Observou-se ausência de *Salmonella*, tanto nas amostras obtidas em T1 quanto em T2 (Tabela 3). *Salmonella* é uma bactéria patogênica comumente encontrada em materiais orgânicos contaminados, resíduos alimentares, e sua presença indica risco à saúde humana, podendo causar doenças como a salmonelose (Jiang et al., 2020). Esses mesmos autores reportaram presença de *Salmonella* em lixiviado proveniente de sistema de tratamento de efluentes municipal, e ausência após tratamento térmico à 70°C , mostrando que a *Salmonella* é sensível ao aumento da temperatura. Assim a ausência de *Salmonella* é um indicador positivo do lixiviado de compostagem dos resíduos alimentares segregados na fonte.

8 CONCLUSÃO

O sistema de tratamento apresentou resultados promissores nos parâmetros avaliados do lixiviado provenientes das leiras de compostagem. A redução de 42,3% no DQO e de 45,5% no DBO₅, com concentrações finais de 23,74 g L⁻¹ e 13,36 g L⁻¹, respectivamente, evidenciam a eficiência do processo. Além disso, os parâmetros médios obtidos após o tratamento em T2, como pH de 5,7 e condutividade elétrica de 15,9 mS cm⁻¹, indicam a necessidade de um preparo adicional no material de entrada. A eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal (N-NH₄⁺) e nitrogênio total Kjeldahl (NTK) foi de 18,4% e 9,4%, com concentrações finais de 1,46 g L⁻¹ e 1,2 g L⁻¹, respectivamente. O aumento nos níveis de nitrito e nitrato ao final do tratamento sugere transformações significativas no perfil do efluente, embora a remoção de fósforo total (PT) tenha sido de 30,1%, resultando em uma concentração média final de 218,5 mg L⁻¹.

A remoção superior a 99% de coliformes termotolerantes é um resultado positivo que reforça a eficácia do sistema, enquanto a ausência de *Salmonella* destaca a importância da segregação na fonte. Contudo, o odor desagradável e os níveis de DBO₅, N-NH₄⁺, NO₃⁻, NO₂⁻, PT, sólidos dissolvidos totais e CTT não atenderam aos valores máximos permitidos estabelecidos pela legislação ambiental brasileira (Resolução CONAMA nº 430/2011) para o lançamento de efluentes em corpos receptores, indicando a necessidade de tratamentos adicionais antes do descarte.

Os resultados justificam a adoção de um sistema de tratamento anaeróbio seguido de aeração, mas ressaltam a urgência de investigações adicionais para aprimoramento do processo, incluindo a otimização do pH no pré-tratamento, o aumento do tempo de retenção hidráulica e a aeração pós-tratamento. Além disso, a previsão de utilização do efluente tratado como biofertilizante ou bioestimulante em cultivos agrícolas deve ser explorada, com o objetivo de

agregar valor às usinas de compostagem.

Por fim, destaca-se a inovação do sistema de biodigestão anaeróbia no tratamento de lixiviados de compostagem, uma abordagem ainda pouco implementada no Distrito Federal, mas com potencial para melhorar a sustentabilidade e a eficiência no manejo de resíduos sólidos urbanos. No entanto, nas condições experimentais avaliadas, o lixiviado tratado anaerobicamente seguido de aeração não atendeu aos valores mínimos exigidos pela Resolução CONAMA nº 430/2011 para lançamento em corpos receptores.

9 REFERÊNCIAS

ABBASI, F.; MOKHTARI, M.; JALILI, M. The impact of agricultural and green waste treatments on compost quality of dewatered sludge. **Environmental science and pollution research**, v. 26, p. 35757–35766, 2019.

AJAYI-BANJI, A.; RAHMAN, S. A review of process parameters influence in solid-state anaerobic digestion: Focus on performance stability thresholds. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 167, p. 112756, 2022.

ALAVI, N.; DEHVARI, M.; ALEKHAMIS, G.; GOUDARZI, G.; NEISI, A.; BABAEI, A. A. Application of electro-Fenton process for treatment of composting plant leachate: kinetics, operational parameters and modeling. **Journal of Environmental Health Science and Engineering**, v. 17, p. 417–431, 2019.

ANUKAM, A.; MOHAMMADI, A.; NAQVI, M.; GRANSTRÖM, K. A review of the chemistry of anaerobic digestion: Methods of accelerating and optimizing process efficiency. **Processes**, v. 7, n. 8, p. 504, 2019.

APHA, A. P. H. A. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. [s.l.] American public health association Washington, DC, 2012. v. 10

ARIUNBAATAR, J.; PERTA, E. S. DI; PANICO, A.; FRUNZO, L.; ESPOSITO, G.; LENS, P. N. L.; PIROZZI, F. Effect of ammoniacal nitrogen on one-stage and two-stage anaerobic digestion of food waste. **Waste management**, v. 38, p. 388–398, 2015.

ASSOCIAÇÃO DE BRASILEIRA DE RESÍDUOS E MEIO AMBIENTE, A. **Panorama dos resíduos sólidos no BRASIL**. Disponível em:
<https://abrema.org.br/pdf/Panorama_2023_P1.pdf>. Acesso em: 9 ago. 2023.

AYILARA, M. S.; OLANREWaju, O. S.; BABALOLA, O. O.; ODEYEMI, O. Waste management through composting: Challenges and potentials. **Sustainability**, v. 12, n. 11, p.

4456, 2020.

BAKHSHOODEH, R.; ALAVI, N.; MAJLESI, M.; PAYDARY, P. Compost leachate treatment by a pilot-scale subsurface horizontal flow constructed wetland. **ECOLOGICAL ENGINEERING**, v. 105, p. 7–14, 2017.

BRASIL. **Lei Nº 12.305, de 2 de agosto de 2010**. Brasília, DF. Diário Oficial da União, Seção 1, p. 3, col. 1., 2010. Disponível em:
<<https://pesquisa.in.gov.br/imprensa/jsp/visualiza/index.jsp?jornal=1&pagina=3&data=03/08/2010>>

BUTCHER, K.; WICK, A. F.; DESUTTER, T.; CHATTERJEE, A.; HARMON, J. Soil salinity: A threat to global food security. **Agronomy Journal**, v. 108, n. 6, p. 2189–2200, 2016.

CÁCERES, R.; MALIŃSKA, K.; MARFÀ, O. Nitrification within composting: A review. **Waste Management**, v. 72, p. 119–137, 2018.

CALBRY-MUZYKA, A.; MADI, H.; RÜSCH-PFUND, F.; GANDIGLIO, M.; BIOLLAZ, S. Biogas composition from agricultural sources and organic fraction of municipal solid waste. **Renewable Energy**, v. 181, p. 1000–1007, 2022.

CAMPUZANO, R.; GONZALEZ-MARTINEZ, S. Characteristics of the organic fraction of municipal solid waste and methane production: A review. **WASTE MANAGEMENT**, v. 54, p. 3–12, 2016.

CAREY, R. O.; MIGLIACCIO, K. W. Contribution of wastewater treatment plant effluents to nutrient dynamics in aquatic systems: a review. **Environmental management**, v. 44, p. 205–217, 2009.

CASTILLA-HERNÁNDEZ, P.; CÁRDENAS-MEDINA, K.; HENRNÁNDEZ-FYDRYCH, V.; FAJARDO-ORTIZ, C.; MERAZ-RODRÍGUEZ, M. Compost leachates treatment in a two-phase acidogenic-methanogenic system for biofuels production. **Revista mexicana de ingeniería química**, v. 15, n. 1, p. 175–183, 2016.

CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimentos, comunidades aquáticas e efluentes líquidos**. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo; Organizadores: Carlos Jesus Brandão...[et al.]. [s.l: s.n.].

CHATTERJEE, N.; FLURY, M.; HINMAN, C.; COGGER, C. G. Chemical and physical characteristics of compost leachates. **A Review Report prepared for the Washington State Department of Transportation. Washington State University**, 2013.

Resolução Nº 430, de 13 de maio de 2011. Brasília, DF. Diário Oficial da União, Seção 1, p 89, col.2, 2011. Disponível em:
<<https://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/legislacao/CONAMA/RE0430-130511.PDF>>

CRISTANCHO, D. E.; ARELLANO, A. V. Study of the operational conditions for anaerobic digestion of urban solid wastes. **Waste management**, v. 26, n. 5, p. 546–556, 2006.

DAS, T.; USHER, S. P.; BATSTONE, D. J.; REES, C. A.; STICKLAND, A. D.; ESHTIAGHI, N. Shear and solid-liquid separation behaviour of anaerobic digested sludge across a broad range of solids concentrations. **Water Research**, v. 222, p. 118903, 2022.

DISTRITO FEDERAL. **Lei Nº 6.518, de 12 de março de 2020**. Brasília – DF. Diário Oficial do DF, Seção 1, p. 1, 2020. Disponível em: <https://www.dodf.df.gov.br/index/visualizar-arquivo/?pasta=2020/04_Abril/DODF_072_16-04-2020&arquivo=DODF_072_16-04-2020INTEGRA.pdf>

Lei Nº 7.397, de 10 de janeiro de 2024. Brasília – DF, 2024. Disponível em:
<<https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=454700#:~:text=Altera a Lei nº 5.418,Distrito Federal por processos biológicos".&text=Art.,-2º A Lei>>

HAMAWAND, I. Anaerobic digestion process and bio-energy in meat industry: A review and a potential. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 44, p. 37–51, 2015.

HANIF, A.; LOETSCHER, L.; SHARVELLE, S. Evaluation of a leach bed reactor for the

anaerobic digestion of drylot collected cattle manure. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, n. 5, p. 106080, 2021.

INDUCHOODAN, T. G.; HAQ, I.; KALAMDHAD, A. S. Factors affecting anaerobic digestion for biogas production: A review. **Advanced organic waste management**, p. 223–233, 2022.

INTERNATIONAL SOLID WASTE ASSOCIATION, I. **Perspectivas globais de gestão de resíduos 2024**. Disponível em: <https://www.unep.org/resources/global-waste-management-outlook-2024?utm_source=iswa&utm_medium=website&utm_campaign=GWMO2024>. Acesso em: 8 ago. 2024.

JAYATHILAKAN, K.; SULTANA, K.; RADHAKRISHNA, K.; BAWA, A. S. Utilization of byproducts and waste materials from meat, poultry and fish processing industries: a review. **Journal of food science and technology**, v. 49, p. 278–293, 2012.

JIANG, Y.; XIE, S. H.; DENNEHY, C.; LAWLOR, P. G.; HU, Z. H.; WU, G. X.; ZHAN, X. M.; GARDINER, G. E. Inactivation of pathogens in anaerobic digestion systems for converting biowastes to bioenergy: a review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 120, p. 109654, 2020.

JONES JR, J. B. **Plant nutrition and soil fertility manual**. [s.l.] CRC press, 2012.

KAUR, R.; ROY, D.; YELLAPU, S. K.; TYAGI, R. D.; DROGUI, P.; SURAMPALLI, R. Y. Enhanced Composting Leachate Treatment Using Extracellular Polymeric Substances as Bioflocculant. **JOURNAL OF ENVIRONMENTAL ENGINEERING**, v. 145, n. 11, 2019.

KAZA, S.; LISA, Y.; PERINAZ, B.-T.; FRANK, V. W. **What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050**. Washington: World Bank, 2018.

KHAN, S.; ANJUM, R.; RAZA, S. T.; BAZAI, N. A.; IHTISHAM, M. Technologies for municipal solid waste management: Current status, challenges, and future perspectives. **Chemosphere**, v. 288, p. 132403, 2022.

KLAUCK, C. R.; RODRIGUES, M. A. S.; SILVA, L. B. Evaluation of phytotoxicity of municipal landfill leachate before and after biological treatment. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, p. 57–62, 2015.

KOLEDZI, E. K.; AINA, M. P.; SEGBEAYA, K. N.; TCHA-THOM, M.; BABA, G.; AGBEBAVI, J. T. Waste degradation and leachate quality on composting platform: A case study in Lome, Togo. **Journal of Environmental Chemistry and Ecotoxicology**, v. 8, n. 10, p. 89–95, 2016.

LAVAGNOLO, M. C.; GIROTTO, F.; RAFIEENIA, R.; DANIELI, L.; ALIBARDI, L. Two-stage anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste – Effects of process conditions during batch tests. **Renewable Energy**, v. 126, p. 14–20, 2018.

LIM, B. S.; KIM, B.; CHUNG, I. Anaerobic treatment of food waste leachate for biogas production using a novel digestion system. **Environmental Engineering Research**, v. 17, n. 1, p. 41–46, 2012.

MEEGODA, JAY N.; LI, B.; PATEL, K.; WANG, L. B. A review of the processes, parameters, and optimization of anaerobic digestion. **International journal of environmental research and public health**, v. 15, n. 10, p. 2224, 2018.

MEEGODA, JAY N.; LI, B.; PATEL, K.; WANG, L. B. A review of the processes, parameters, and optimization of anaerobic digestion. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 15, n. 10, 2018.

MEGONIGAL, J. P.; HINES, M. E.; VISSCHER, P. T. Anaerobic metabolism: linkages to trace gases and aerobic processes. **Biogeochemistry**, 2004.

MHERZI, N.; LAMCHOURI, F.; ZALAGHI, A.; TOUFIK, H. Evaluation of the effectiveness of leachate biological treatment using bacteriological and parasitological monitoring. **International journal of environmental science and technology**, v. 17, p. 3525–3540, 2020.

MIRGHORAYSHI, M.; ZINATIZADEH, A. A.; LOOSDRECHT, M. VAN. Simultaneous

biodegradability enhancement and high-efficient nitrogen removal in an innovative single stage anaerobic/anoxic/aerobic hybrid airlift bioreactor (HALBR) for composting leachate treatment: Process modeling and optimization. **CHEMICAL ENGINEERING JOURNAL**, v. 407, 2021.

MOHAMMAD, A.; SINGH, D. N.; PODLASEK, A.; OSINSKI, P.; KODA, E. Leachate characteristics: Potential indicators for monitoring various phases of municipal solid waste decomposition in a bioreactor landfill. **Journal of Environmental Management**, v. 309, p. 114683, 2022.

MOHD, N. S.; LI, B.; IBRAHIM, S.; RIFFAT, R. Temperature phased anaerobic digestion at the intermediate zone of 45 C: Performances, stability and pathogen deactivation. **Sains Malaysiana**, v. 50, n. 7, p. 1827–1841, 2021.

MÖLLER, K.; MÜLLER, T. Effects of anaerobic digestion on digestate nutrient availability and crop growth: A review. **Engineering in Life Sciences**, v. 12, n. 3, p. 242–257, 2012.

NIE, E.; HE, P.; ZHANG, H.; HAO, L.; SHAO, L.; LÜ, F. How does temperature regulate anaerobic digestion? **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 150, p. 111453, 2021.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS, O. **População mundial chegará a 9,9 bilhões em 2054**. Disponível em: <<https://news.un.org/pt/story/2024/04/1830966>>. Acesso em: 8 ago. 2024.

PAULA, A. M. DE; MOURA CHAGAS, J. K.; OLIVEIRA SÉRVULO, A. C.; FACHINI, J.; SANTOS BUTRUILLE, N.-M. DOS; SALAS MÉNDEZ, D. F.; GALBA BUSATO, J. Kitchen waste compost increases lettuce growth and shows residual effect on soil fertility. **Brazilian Journal of Agricultural Sciences/Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 16, n. 3, 2021.

RAVI, P. P.; LINDNER, J.; OECHSNER, H.; LEMMER, A. Effects of target pH-value on organic acids and methane production in two-stage anaerobic digestion of vegetable waste. **Bioresource technology**, v. 247, p. 96–102, 2018.

ROMERO, C.; RAMOS, P.; COSTA, C.; MÁRQUEZ, M. C. Raw and digested municipal waste compost leachate as potential fertilizer: comparison with a commercial fertilizer. **Journal of Cleaner Production**, v. 59, p. 73–78, 2013.

ROY, D.; AZAIS, A.; BENKARAACHE, S.; DROGUI, P.; TYAGI, R. D. Composting leachate: characterization, treatment, and future perspectives. **REVIEWS IN ENVIRONMENTAL SCIENCE AND BIO-TECHNOLOGY**, v. 17, n. 2, p. 323–349, 2018.

RUBALCABA, J. G.; VERBERK, W. C. E. P.; HENDRIKS, A. J.; SARIS, B.; WOODS, H. A. Oxygen limitation may affect the temperature and size dependence of metabolism in aquatic ectotherms. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 117, n. 50, p. 31963–31968, 2020.

RYCHTER, A. M.; RAO, I. M. Role of phosphorus in photosynthetic carbon metabolism. **Handbook of photosynthesis**, v. 2, p. 123–148, 2005.

SANADI, N. F. B. A.; IBRAHIM, N.; ONG, P. Y.; KLEMEŠ, J. J.; LI, C.; LEE, C. T. Dilution rate of compost leachate from different biowaste for the fertigation of vegetables. **Journal of Environmental Management**, v. 295, p. 113010, 2021.

SIGMAPLOT. **Scientific Graphing Software: versão 11.0** San Jose, Califórnia, EUA San Rafael: Hearne Scientific Software, 2007.

SILES-CASTELLANO, A. B.; LÓPEZ, M. J.; LÓPEZ-GONZÁLEZ, J. A.; SUÁREZ-ESTRELLA, F.; JURADO, M. M.; ESTRELLA-GONZÁLEZ, M. J.; MORENO, J. Comparative analysis of phytotoxicity and compost quality in industrial composting facilities processing different organic wastes. **Journal of cleaner production**, v. 252, p. 119820, 2020.

SILVA, F. DA. Application of Effluent from Anaerobic Digestion of Biomass to Condition the Soil: A Review of the Literature. **Revista De Gestão Social E Ambiental**, v. 18, n. 1, p. e04280–e04280, 2024.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÃO SOBRE SANEAMENTO, S. **Diagnóstico**

Temático Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos Visão Geral ano de referência: 2022.

Disponível em: <<https://www.gov.br/cidades/pt-br/aceso-a-informacao/acoes-e-programas/saneamento/snis/produtos-do-snis/diagnosticos-snis>>. Acesso em: 9 ago. 2024.

SPERLING, M. VON. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. [s.l.] Editora UFMG, 1996. v. 1

TORRES, M. L.; LLORÉNS, M. DEL C. E. Effect of alkaline pretreatment on anaerobic digestion of solid wastes. **Waste Management**, v. 28, n. 11, p. 2229–2234, 2008.

TSEGAYE, D.; LETA, S. Evaluation of biogas production and pollutant removal efficiency of two-phase anaerobic digestion treating slaughterhouse effluent. **Biofuels**, v. 14, n. 9, p. 873–881, 2023.

WANG, Z.; HE, H.; YAN, J.; XU, Z.; YANG, G.; WANG, H.; ZHAO, Y.; CUI, Z.; YUAN, X. Influence of temperature fluctuations on anaerobic digestion: Optimum performance is achieved at 45° C. **Chemical Engineering Journal**, v. 492, p. 152331, 2024.

YELLEZUOME, D.; ZHU, X.; WANG, Z.; LIU, R. Mitigation of ammonia inhibition in anaerobic digestion of nitrogen-rich substrates for biogas production by ammonia stripping: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 157, p. 112043, 2022.

YU, B.; XIAO, X.; WANG, J.; HONG, M.; DENG, C.; LI, Y.-Y.; LIU, J. Enhancing phosphorus recovery from sewage sludge using anaerobic-based processes: Current status and perspectives. **Bioresource technology**, v. 341, p. 125899, 2021.

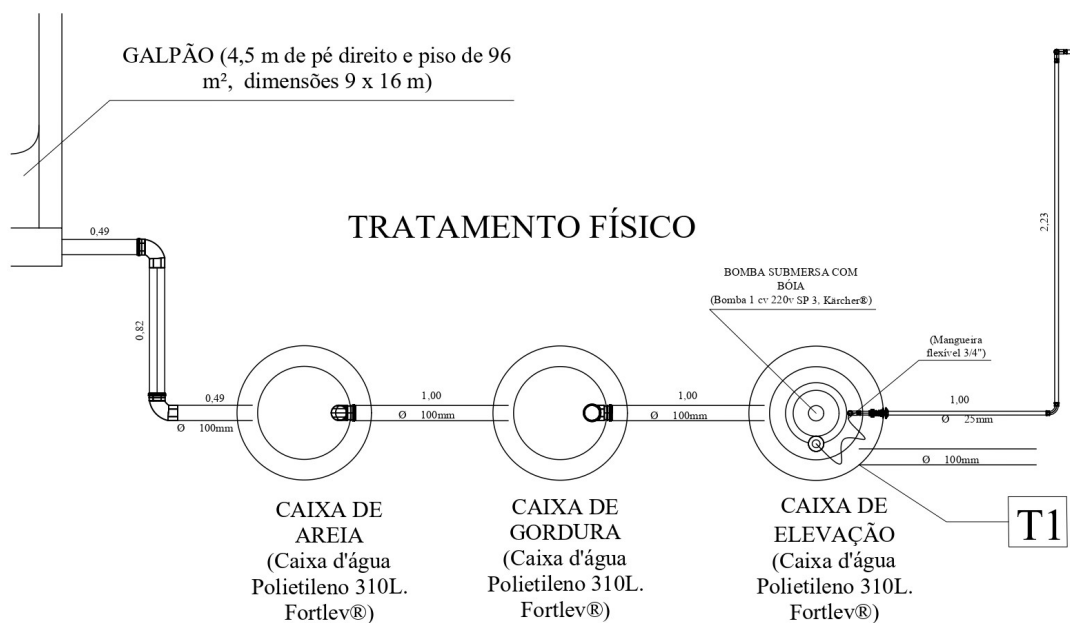
ZAMRI, M. F. M. A.; HASMADY, S.; AKHIAR, A.; IDERIS, F.; SHAMSUDDIN, A. H.; MOFIJUR, M.; FATTAH, I. M. R.; MAHLIA, T. M. I. A comprehensive review on anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 137, n. December 2020, p. 110637, 2021.

ZHANG, W.; ZHANG, L.; LI, A. Anaerobic co-digestion of food waste with MSW incineration plant fresh leachate: process performance and synergistic effects. **Chemical Engineering**

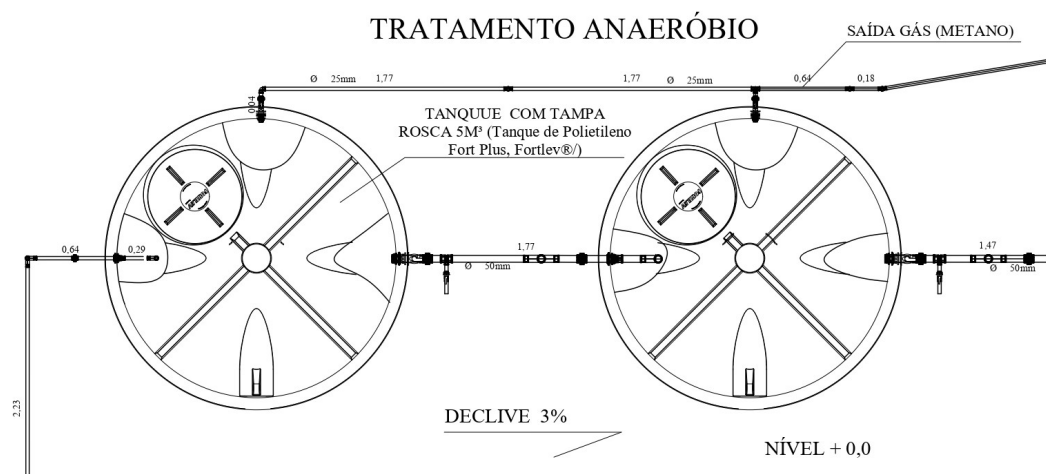
Journal, v. 259, p. 795–805, 2015.

ZIEMBA, C.; PECCIA, J. Fecal coliform population dynamics associated with the thermophilic stabilization of treated sewage sludge. **Journal of Environmental Monitoring**, v. 14, n. 10, p. 2755–2761, 2012.

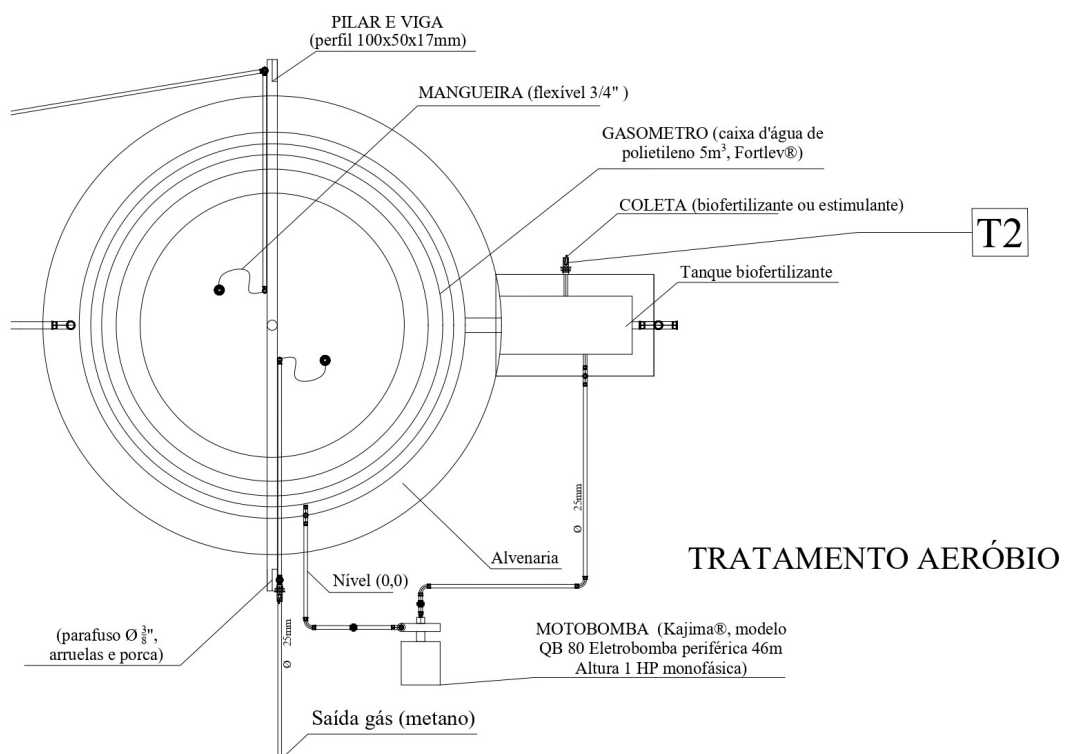
10 ANEXOS I



Anexo 1. Planta do projeto e imagem do sistema de tratamento físico do lixiviado gerado no processo de compostagem.



Anexo 2. Planta do projeto e imagem do sistema de tratamento anaeróbio do lixiviado gerado no processo de compostagem.



Anexo 3. Planta do projeto e imagem do sistema de tratamento aeróbio do lixiviado gerado no processo de compostagem, incluindo o gasômetro para biogás.



Anexo 4. Imagens da construção e do funcionamento do sistema de tratamento do lixiviado gerado no processo de compostagem.

CAPÍTULO 2

LIXIVIADO TRATADO ORIUNDO DE LEIRAS DE COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS ALIMENTARES COMO FERTILIZANTE PARA TOMATEIRO

RESUMO

O digerido proveniente do tratamento anaeróbio e aeróbio do lixiviado da compostagem de resíduos alimentares apresenta potencial como fonte de nutrientes e compostos bioativos para culturas agrícolas. Este estudo avaliou os efeitos da aplicação de diferentes concentrações de digerido (2,5, 5 e 10%), combinadas a distintas doses de adubação (50, 75 e 100% da recomendação), além de um controle (100% da recomendação, sem digerido), na cultura do tomate *Solanum lycopersicum* L., híbrido tipo *grape*, cv. Dolcetto – Isla®. O digerido anaeróbio foi submetido a aeração por bombeamento durante 15 dias, visando aprimorar suas características físicas, químicas e biológicas antes da aplicação. Foram analisados seus parâmetros físico-químicos e microbiológicos e comparados com os limites estabelecidos pela Resoluções CONAMA nº 430/2011. O material foi aplicado via irrigação localizada em solo previamente corrigido, conforme a demanda hídrica da cultura. Foram avaliados o pH e a condutividade elétrica do solo, os parâmetros fotossintéticos eficiência quântica efetiva do fotossistema II (Φ_{II}), extinção de energia não fotoquímica (Φ_{NPQ}), perda de energia não regulada (Φ_{NO}), fluxo linear de elétrons (LEF), condutividade de prótons da ATP sintase do cloroplasto (gH^+), taxa relativa de fluxo de prótons do estroma para o lúmen (vH^+), índice SPAD e sinal de deslocamento eletrocromico (ECS), os teores de macro e micronutrientes na planta, bem como a produtividade, considerando o peso total dos frutos, o número de frutos por planta e suas dimensões (diâmetro e comprimento). Os resultados indicaram que 15 dias de aeração do digerido melhorou suas características físico-químicas e microbiológicas. Foram observadas reduções nas concentrações de DBO_5 , $N-NH_4^+$, PT e SDT de 38%, 100%, 14,4% e 67,8%, respectivamente, insuficientes para o atendimento do preconizado na Legislação para lançamento de efluentes em corpos receptores. O lixiviado é uma água residuária com elevado

potencial poluidor devido às altas concentrações de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo, quando comparado ao esgoto sanitário. Essas características tornam o tratamento do lixiviado, visando o lançamento em corpos receptores, bastante complexo. Por outro lado, a utilização do lixiviado tratado na irrigação surge como uma alternativa de reutilização vantajosa, permitindo o uso controlado nas culturas e oferecendo uma solução para a gestão dos efluentes, além de possibilitar a substituição parcial de fertilizantes sintéticos. A aplicação do digerido elevou o pH (19,2%) e a condutividade elétrica (27%) do solo proporcionalmente à sua concentração. Os parâmetros de eficiência fotossintética não apresentaram diferenças significativas, com exceção de vH^+ (55,5%), que foi reduzido com o incremento do digerido em relação ao controle. Os teores de nitrogênio (N), potássio (K), magnésio (Mg), enxofre (S), boro (B) e ferro (Fe) da planta não diferiram significativamente entre os tratamentos e o controle, só manganês (Mn) foi menor em 2,5 e 10% do lixiviado e 50% da recomendação foram menor que o controle. Com relação ao desenvolvimento e à produtividade das plantas, os tratamentos contendo 2,5 e 5% de digerido, combinados com 50 e 75% da adubação recomendada, não diferiram significativamente da aplicação de 100% do fertilizante sem lixiviado. Dessa forma, a aplicação do digerido pós aeração demonstra potencial como complemento ao manejo convencional, possibilitando a substituição parcial de fertilizantes sintéticos na cultura do tomate.

Palavras chaves: digerido anaeróbio e aeróbio, lixiviado de compostagem, resíduos alimentares, eficiência fotossintética, biofertilizante.

AERATED DIGESTATE OBTAINED AFTER ANAEROBIC TREATMENT OF FOOD WASTE COMPOSTING LINES AS A FERTILIZER COMPLEMENT FOR GRAPE TOMATO PLANTS

ABSTRACT

Digestate from anaerobic and aerobic treatment of leachate from food waste composting has potential as a source of nutrients and bioactive compounds for agricultural crops. This study evaluated the effects of applying different concentrations of digestate (2.5, 5 and 10%), combined with different fertilizer doses (50, 75 and 100% of the recommendation), in addition to a control (100% of the recommendation, without digestate), in *grape* tomato (*Solanum lycopersicum* L.), cultivar Dolcetto. The anaerobic digestate was subjected to a pumping aeration process for 15 days, aiming to improve its physical, chemical and biological characteristics before application. Its physical-chemical and microbiological parameters were analyzed and compared with the limits established by CONAMA Resolutions n° 430/2011. The material was applied via localized irrigation in previously corrected soil, according to the crop's water demand. The soil pH and electrical conductivity, photosynthetic parameters (Φ_{II} , Φ_{NPQ} , LEF, gH^+ , vH^+ , Φ_{NO} , ECS and SPAD index), macro and micronutrient contents in the plant, as well as productivity, considering the total weight of the fruits, the number of fruits per plant and their dimensions (diameter and length) were evaluated. The results indicated that aeration of the digestate improved its physical-chemical and microbiological characteristics. However, even reducing the parameters BOD_5 (38%), $N-NH_4^+$ (100%), PT (14.4%) and TDS (67.8%), these did not meet the criteria established by current legislation for release into receiving bodies. The application of the digestate increased the pH (19.2%) and electrical conductivity (27%) of the soil proportionally to its concentration. The photosynthetic efficiency parameters did not show significant differences, except for vH^+ (55.5%), which was reduced with the increase in digestate in relation to the control. The nitrogen (N), potassium (K), magnesium (Mg), sulfur (S), boron (B) and iron (Fe) contents did not differ significantly, only manganese (Mn) was lower at 2.5 and 10% of the leachate and 50% of the recommendation were lower than the control. Regarding plant development and productivity, the treatments containing 2.5 and 5% of digestate, combined with 50 and 75% of the recommended fertilization, did not differ significantly from the application of 100% of the fertilizer without leachate. Thus, the

application of digestate after aeration demonstrates potential as a complement to conventional management, enabling the partial replacement of synthetic fertilizers in tomato crops.

Keywords: anaerobic and aerobic digestate, compost leachate, food waste, photosynthetic efficiency, biofertilizer.

11 INTRODUÇÃO

O crescimento da população mundial está diretamente ligado ao aumento na produção de resíduos. Projeções da *International Solid Waste Association* indicam que, até 2054, a geração de resíduos sólidos atingirá 3,4 bilhões de toneladas (ISWA, 2024). Aproximadamente 50% desses resíduos são orgânicos (Association, 2024), e seus nutrientes podem ser reaproveitados por meio de tratamentos adequados.

O tratamento biológico de resíduos orgânicos, como a compostagem, é uma alternativa eficiente e de fácil implementação, transformando os resíduos em materiais ricos em nutrientes. Além de reduzir a quantidade de resíduos destinados aos aterros sanitários, esse processo contribui para a economia circular e práticas agrícolas sustentáveis (Khalida et al., 2022). A compostagem, mediada por microrganismos aeróbios, converte a matéria orgânica em composto, um material rico em nutrientes que melhora a fertilidade do solo, podendo evoluir para húmus em processos mais longos, um material benéfico para a fertilidade do solo (Nozhevnikova et al., 2019).

No Distrito Federal (DF) brasileiro, a legislação (Lei nº 6.518, de 12 de março de 2020 e a Lei nº 7.397, de 10 de janeiro de 2024) proíbe o envio de resíduos para aterros sanitários, exigindo seu tratamento por processos térmicos ou biológicos, como a compostagem (Distrito Federal, 2020; 2024). Assim, o DF possui um grande desafio de tratar o quantitativo de resíduos orgânicos produzidos pelos mais de 2,98 milhões de habitantes (IPEDF, 2024), com mais de 81 toneladas tratadas por compostagem em 2023 (SLU, 2024).

Além dos desafios logísticos, a preparação de áreas adequadas para os tratamentos biológicos exigidos pela legislação também representa um obstáculo significativo. Como o custo para operações de tratamentos biológicos em ambientes cobertos é elevado, torna-se

necessária a impermeabilização dos pátios para coleta do líquido drenado das leiras de compostagem, usualmente denominado chorume ou lixiviado. Esse líquido é obtido tanto do próprio material, que possui elevado teor de umidade (Meena et al., 2021; Nordahl et al., 2023), quanto da água da chuva que atravessa as leiras em decomposição. O lixiviado pode apresentar alta carga orgânica, refletida em elevadas demandas químicas e biológicas de oxigênio (Roy et al., 2018; Inacio et al., 2022). Além disso, contém concentrações significativas de elementos nocivos contaminantes, o que pode deteriorar a qualidade de corpos receptores, gerando impactos ecológicos e riscos à saúde humana (Lin et al., 2018; Mahathaninwong et al., 2022).

Diante desses desafios, a digestão anaeróbia surge como uma alternativa eficaz para o tratamento de resíduos orgânicos. Esse processo, gera subprodutos como biogás e digerido, este último podendo ser utilizado como fertilizante, rico em nutrientes como nitrogênio, fósforo e potássio (Hidaka et al., 2019; Sana, Mahmood e Ibrahim, 2024). Potenciais microrganismos patogênicos presentes no material que ingressa nos reatores aneróbios são destruídos devido à carência de oxigênio (Meegoda et al., 2018; Mahathaninwong et al., 2022). Além disso, a implementação de aeração do material após saída dos reatores pode ser importante para o controle de possíveis microrganismos anaeróbios presentes, além de auxiliar na estabilização final do material (Mahapatra, Samal e Dash, 2022).

Apesar do grande potencial agrônômico, é essencial caracterizar adequadamente os produtos gerados, como o composto proveniente de resíduos alimentares, que pode apresentar alta condutividade elétrica devido à presença de sais utilizados na preparação dos alimentos (Paula et al., 2021). O monitoramento de parâmetros fotossintéticos das plantas é uma ferramenta fundamental para avaliar os impactos desses insumos, permitindo uma análise mais precisa de seu efeito sobre o metabolismo vegetal. Indicadores do aparato fotossintético podem ser utilizados na avaliação de novos insumos e manejos agrícolas, auxiliando na compreensão

de como esses fatores influenciam processos como a produção de ATP e NADPH, além dos mecanismos de dissipação do excesso de energia, garantindo o equilíbrio fisiológico da planta.

A cultura do tomate (*Solanum lycopersicum* L.) destaca-se entre as mais relevantes economicamente, nutricionalmente e socialmente para os brasileiros, sendo um alimento rico em vitaminas A, C e K, além de minerais como potássio e ferro, com propriedades antioxidantes e anti-inflamatórias (Raza et al., 2021). Essa cultura possui ampla adaptabilidade a diferentes condições edafoclimáticas, permitindo sua produção em diversas regiões do mundo (Higashide, 2022). Em 2023, a produção mundial de tomate atingiu 192,32 milhões de toneladas (FAO, 2024), enquanto em 2024, a produção de tomate processado foi de 45,8 milhões de toneladas (Company, 2025), com o mercado global de exportação desse produto avaliado em US\$ 207,2 bilhões (Insights, 2025). No Brasil, a produção superou 4,1 milhões de toneladas, distribuídas em cerca de 59 mil hectares, com uma produtividade média de 70,6 t ha⁻¹ e valor de produção de R\$ 10,6 bilhões em 2023, com os principais estados produtores sendo São Paulo (24%), Goiás (16,9%) e Minas Gerais (10,2%) (IBGE, 2024). Além da sua importância econômica, a cultura do tomate contribui significativamente para a geração de empregos, com estimativas de que, para cada dez hectares cultivados, sejam gerados 25 postos de trabalho diretos e indiretos (Kist et al., 2019).

Entre as variedades cultivadas, os minitomates, especialmente o híbrido *grape*, destacam-se pelos frutos pequenos (cerca de 30 g) organizados em cachos, que apresentam alta aceitação comercial devido ao sabor adocicado (Shirahige et al., 2010; Constantino et al., 2021; Eisele et al., 2022). No Brasil e no Distrito Federal, essa variedade tem se consolidado como uma opção produtiva, com produtividade média entre 8 e 10 kg por planta, podendo atingir até 12 kg em condições ideais de cultivo (Negócios., 2023). No Distrito Federal, o tomate *grape* representou 457,8 toneladas (2,05%) do total de tomates comercializados, consolidando-se

como um dos principais grupos cultivados (CEASA-DF, 2023). Apesar de sua relevância, ainda não há uma padronização oficial para sua classificação nas Centrais de Abastecimento do Distrito Federal (CEASA-DF), embora os produtos comercializados apresentem características compatíveis com as descritas por Fernandes, Corá e Braz (2007). A crescente demanda por minitomates de alta qualidade impulsiona a expansão do cultivo do tomate *grape*, fortalecendo a cadeia produtiva e gerando impactos positivos na economia local e na geração de empregos no setor agrícola. Tecnologias avançadas, como o cultivo protegido e a fertirrigação automatizada, têm contribuído para o aumento da produtividade e da qualidade dos frutos (Agrolink., 2023). Além disso, a resistência a doenças comuns, como o Mosaico-do-tabaco e as raças 1 e 2 de *Fusarium oxysporum* f. sp. *lycopersici*, observada em variedades como o Rosso, favorece a rentabilidade da cultura (NOTÍCIAS AGRÍCOLAS., 2022).

A demanda hídrica da cultura do tomate varia de acordo com a fase de desenvolvimento da planta, as condições climáticas e as características do solo (Pomoni e Koukou, 2021). A faixa ideal de temperatura para o desenvolvimento da cultura situa-se entre 17 e 27 °C, enquanto a umidade relativa adequada varia de 50% a 80% (Badji et al., 2022; Soussi et al., 2022). Temperaturas elevadas dentro dos limites tolerados favorecem a atividade metabólica e o peso dos frutos (Batista et al., 2024), no entanto, valores superiores a 27 °C podem comprometer a produção (Zhang et al., 2022). Em relação à umidade, níveis inferiores a 50% podem reduzir a taxa fotossintética, enquanto valores acima de 80% prejudicam a assimilação de nutrientes (Kaiser et al., 2017). Em regiões com déficit hídrico, a irrigação por gotejamento tem sido amplamente recomendada por sua eficiência na otimização do uso da água (Karas, 2020). Além do manejo hídrico, a nutrição equilibrada é essencial para garantir o crescimento e a produtividade do tomateiro. Tanto macronutrientes quanto micronutrientes desempenham um papel fundamental no desenvolvimento radicular e da parte aérea, além de contribuírem para o

aumento da resistência da planta a estresses abióticos e patógenos (Manzoor et al., 2022).

O presente estudo teve como objetivo avaliar os efeitos da aplicação do digerido aerado e diluído (2,5, 5,0 e 10,0%) obtido após tratamento anaeróbio de leiras de compostagem de restos alimentares como complemento fertilizante e estimulante para tomateiro *grape* (*Solanum lycopersicum* L., híbrido tipo *grape*, cv. Dolcetto – Isla[®]). Para isso, investigou-se a influência das diferentes diluições do digerido em tratamentos com 50, 75 e 100% da fertilização convencional recomendada, a fim de avaliar seu potencial na redução da necessidade de fertilizantes sintéticos. Os efeitos foram analisados por meio de respostas fisiológicas, especialmente no aparelho fotossintético, e variáveis agrônômicas da cultura.

12 MATERIAL E MÉTODO

Localização do ambiente de experimentação

O experimento foi conduzido em casa de vegetação com dimensões de 7,15 m de largura, 15 m de comprimento e 3,0 m de altura (pé-direito), revestida lateralmente com tela antiafídeo e com cobertura em polietileno de baixa densidade de 150 micrômetros. A casa de vegetação está localizada na Estação Experimental de Biologia da Universidade de Brasília, situada a uma altitude aproximada de 1.000 m, com coordenadas geográficas de 15° 44' 11" de latitude Sul e 47° 52' 50" de longitude Oeste. De acordo com a classificação climática de Köppen, a região apresenta clima do tipo Aw (tropical de savana).

Condições internas da casa de vegetação temperatura e umidade

Ao longo do experimento, os dados de umidade e temperatura foram monitorados utilizando um sistema datalogger (RC-61, Elitech[®]), com sensores estrategicamente instalados a 3 m da lateral, 7,5 m do fundo e a uma altura de 1,5 m, garantindo a captação representativa das condições ambientais. Entre o início das medições dia do transplântio (16/05/2024) e o fim do experimento (28/09/2024), os dados registrados na casa de vegetação (Figura 5) indicaram uma temperatura média de 21,6 °C e umidade relativa média de 72,8%. As temperaturas variaram entre 5,9 °C e 40,9 °C, com uma amplitude térmica diária média de 16,9 °C. A umidade relativa apresentou oscilações entre 26,7% e 100%, com uma variação total de 41,02%.

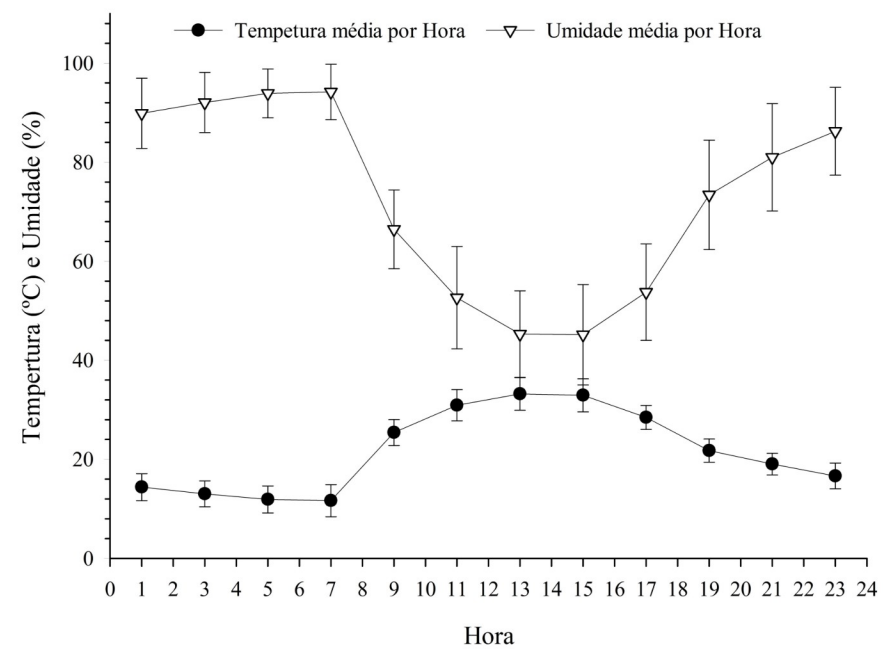
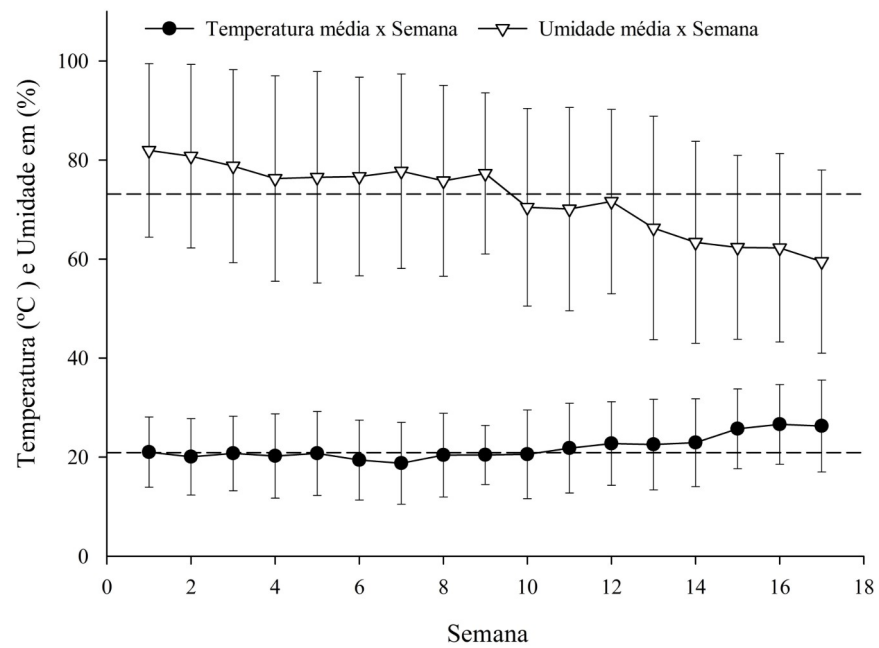


Figura 5. Temperatura (°C) e umidade (%) semanal e horária ao longo do cultivo do tomate, expressas em média e desvio padrão, dentro da casa de vegetação após transplantio.

Obtenção do lixiviado e caracterizações químicas e microbiológicas

O lixiviado empregado no experimento foi obtido de empresa especializada em compostagem localizada no Lago Oeste, Brasília, Distrito Federal. Os resíduos orgânicos coletados de forma diferenciada foram acondicionados com poda vegetal triturada em estrutura contendo cobertura com telhado, paredes laterais em alvenaria e piso impermeável em concreto. O sistema de biodigestão anaeróbia e aeróbia encontrada, descrito especificamente por Silva et al. (2024), consiste na coleta do lixiviado por tubulações, seguida de filtração (tratamento físico) para remoção de material particulado e encaminhamento para dois digestores anaeróbios em sequência, os quais possuem capacidade de 5 m³ cada. Após 15 dias de tratamento anaeróbio, o material foi transferido para um reservatório de alvenaria impermeabilizado. A aeração foi realizada por meio da sucção do material no fundo do tanque de alvenaria, seguido pela distribuição e lançamento na parte superior, promovendo a oxigenação contínua. Esse processo de aeração foi mantido por 15 dias, com o objetivo de estabilizar o lixiviado e melhorar suas características físico-químicas e microbiológicas. Para garantir a aeração foi utilizado um conjunto motobomba de 1 CV (220 V, Periférica Acquapump, Ferrari[®]) na movimentação e bombeamento do lixiviado pós-tratamento anaeróbio.

Para avaliar a eficiência do tratamento aeróbio pós anaeróbio, amostras foram coletadas e analisadas quanto aos parâmetros químicos e microbiológicos, sendo os resultados comparados com os valores máximos permitidos pela Resolução CONAMA nº430/2011, como realizado por Silva et al. (2024). Também, após período de aeração, o material foi coletado e submetido a diluições para obtenção das concentrações de 2,5, 5 e 10%, que foram escolhidas com base em testes preliminares. Nestes testes, concentrações superiores a 10% resultaram na morte das plantas, possivelmente devido à elevada carga salina e/ou orgânica do material.

Também após determinação das diluições do lixiviado (aerado por 15 dias), mediu-se os valores da condutividade elétrica (CE) e pH empregando-se um equipamento portátil multiparâmetro (AK-88, AKSO®). Em seguida, amostras foram encaminhadas para laboratórios para análises químicas e microbiológicas em triplicata, conforme metodologias descritas na *American Public Health Association* (APHA, 2012). As análises químicas abrangem a determinação da alcalinidade total em CaCO_3 (AT), demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5), nitrogênio total Kjeldahl (NTK), toxicidade amoniacal (N-NH_4^+), nitrato (N-NO_3^-), nitrito (N-NO_2^-), fósforo total (PT), sólidos totais (ST), sólidos totais. (SDT) e sólidos voláteis (SV). Já as análises microbiológicas incluíram a quantificação de coliformes termotolerantes (CTT) e a presença/ausência de *Salmonella*. Esses parâmetros foram selecionadas por sua importância na caracterização da qualidade ambiental e agronômica do digerido aerado e diluído. Além das análises citadas anteriormente, parte das amostras obtidas foi utilizada para a determinação de macro e micronutrientes (Ca, Mg, P, K, S, B, Fe, Mo, Mn, Cu, Zn e Ni) e de metais tóxicos (Cr, As, Ba, Cd e Hg), avaliar tanto a qualidade agronômica do material quanto possíveis riscos ambientais. Para quantificação desses elementos, as amostras passaram por digestão ácida em sistema fechado com ácido nítrico concentrado (15 g de lixiviado: 3 mL de HNO_3), utilizando forno de micro-ondas (Multiwave 5000, Anton Paar®), que proporciona uma mineralização eficiente e reduz interferências. Após digestão, o material foi diluído em água ultrapura até volume final de 50 mL e analisado por espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES, ThermoFisher, iCAP X-Pro), um método altamente sensível e adequado para a quantificação simultânea de múltiplos elementos.

Obtenção das mudas, preparo do solo e arranjo experimental

As sementes do tomateiro *Solanum lycopersicum* L., híbrido tipo *grape*, cv. Dolcetto – Isla® foram semeadas em bandejas de plástico com 128 células preenchidas com substrato comercial (Plantmax®). A germinação ocorreu em ambiente escuro. Após a germinação, as bandejas contendo as plântulas foram transportadas para a casa de vegetação até o momento do transplantio para os vasos, o que ocorreu após 30 dias. Durante esse período, as mudas receberam solução nutritiva (Hoagland e Arnon, 1950), da seguinte forma: solução nutritiva diluída a 25% nos primeiros 10 dias; diluída a 50% entre os dias 11 e 20 concentrada entre os dias 21 até o transplantio para os vasos com solo. A composição química da solução nutritiva concentrada encontra-se no Anexo 5.

Antes do transplantio, o solo (Latosolo Vermelho-Amarelo distrófico) utilizado como substrato de cultivo foi preparado para receber as mudas. Suas características químicas foram demonstradas conforme EMBRAPA (2011), e a correção da acidez, bem como as adubações, foram realizadas de acordo com as recomendações de Paulo Espíndola Trani et al. (2015). Os resultados das análises do solo estão apresentados no Anexo 6.

O experimento incluiu três níveis de adubação: 50, 75 e 100% da recomendação para a cultura. Além da adubação mineral, todos os tratamentos receberam a incorporação de 10% de matéria orgânica, utilizando composto orgânico proveniente de esterco bovino, caracterizado conforme Resolução do MAPA (2017), Capítulo III, e seguindo as recomendações de Trani et al. (2015). As características químicas do solo antes das propriedades e do composto utilizado estão apresentadas nos Anexos 6 e 7.

Vasos plásticos de 8,5 dm³ foram preenchidos com o solo corrigido e receberam as mudas de tomate. Os vasos foram organizados na casa de vegetação em filas duplas, com espaçamento de 0,5 m entre plantas e entre linhas. O experimento seguiu um delineamento em blocos ao acaso, para minimizar a variabilidade experimental e garantir maior precisão na

comparação dos tratamentos, considerando três níveis de adubação (50, 75 e 100% da recomendação) e três diluições do lixiviado tratado por digestão anaeróbia seguida de aeração (2,5, 5 e 10%), esse delineamento agrupa unidades experimentais semelhantes dentro de cada bloco, minimizando a influência de fatores ambientais. Isso garante que as diferenças observadas sejam atribuídas aos tratamentos testados, tornando os resultados mais confiáveis e robustos. O tratamento controle consistiu na adubação de 100% da recomendação sem a aplicação do lixiviado tratado. Foram realizadas seis repetições por tratamento. A aplicação do corretivo de acidez (com calcário dolomítico (1,04 t ha⁻¹, 4,16 g vaso⁻¹, com 32% de CaO e 15% de MgO) e calcítico (1,21 t ha⁻¹, 4,84 g vaso⁻¹, com 49,9% de CaO e 3,3% de MgO), totalizando (2,25 t ha⁻¹, 9 g vaso⁻¹ para atender 55% de Ca²⁺ e 15% de Mg²⁺)) realizada 90 dias antes do transplântio das mudas. A adubação de base ocorreu 15 dias antes do transplântio, e a adubação de cobertura foi fracionada em seis aplicações, com intervalos de 15 dias, a partir do transplântio com forma recomendação de conforme recomendação completa de (Paulo Espíndola Trani et al., 2015). O ciclo total da cultura foi de 135 dias, desde o transplântio até a última colheita.

Sistema e manejo de irrigação

A reposição hídrica foi realizada com base na tensão de água no solo. Para determinar a curva de retenção, foram coletadas cinco amostras indeformadas de solo na profundidade de 0 à 5 cm nos vasos, utilizando anéis volumétricos. As amostras foram gradualmente saturadas com água destilada e pesadas para estimar o conteúdo de água na saturação (θ_s). Em seguida, essas amostras foram submetidas a diferentes potenciais matriciais (Ψ) de -4, -6, -10, -33, -50, -80 e -300 kPa, utilizando câmara de Richards. Após o equilíbrio em cada potencial, as amostras foram novamente pesadas e, posteriormente, secas a 105 °C para quantificação do teor de água

(θ), conforme metodologia descrita por Claessen et al. (1997). As curvas de retenção foram ajustadas pelo modelo de Van Genuchten (1980), com a restrição de Mualem (1976) para o parâmetro m , utilizando o software RetC (versão 6.02) (Van Genuchten, Leij e Yates, 1991). As equações empregadas encontram-se na Equação 1 e 2.

$$\theta = \theta_r + (\theta_s - \theta_r) \cdot \left[1 + |\alpha \Psi m^n| \right]^{-m} \quad \text{Equação 1}$$

$$m = 1 - \frac{1}{n} \quad \text{Equação 2}$$

Onde: θ é a umidade volumétrica, Ψ é o potencial matricial, θ_r e θ_s representam a umidade volumétrica residual e de saturação, n e α são os parâmetros de ajuste.

A irrigação foi acionada quando a tensão no solo atingiu 15 kPa, elevando o potencial matricial até 5,5 kPa, conforme descrito por Viol et al. (2017). O monitoramento da umidade foi realizado por meio de 12 tensiômetros instalados aleatoriamente após o transplante, distribuídos ao longo das linhas de irrigação a 20 cm de profundidade. As medições foram feitas com um tensiômetro digital de agulha (Digital de punção, SoilControl®). A reposição hídrica foi conduzida em cinco aplicações diárias (às 6, 9, 12, 15 e 18 h), ajustando o tempo de irrigação conforme a demanda volumétrica estabelecida pela curva de tensão da água no solo. O sistema de irrigação empregado foi do tipo gotejamento on-line, utilizando emissores de fluxo turbulento de 8 L h⁻¹ (PCJ – LCN verde, Netafim®), sendo cada emissor responsável por irrigar dois vasos (4 L h⁻¹ por vaso). Para garantir a distribuição uniforme da solução, microtubos flexíveis (Preto SPE 5 x 3 mm, Netafim®) com emissores de ponta angular (Flecha, Netafim®) foram posicionados a 5 cm da base das plantas. Os gotejadores estavam conectados a mangueiras laterais de 16 mm (PE PN20, Irritec®), interligadas à linha principal composta por tubos de 50 mm, equipada com registros para controle de vazão e pressão, manômetros

(Irritec[®]) e filtros de disco de 120 mesh e 1" (Stf[®]). A irrigação foi realizada simultânea a suplementada com diferentes diluições do lixiviado tratado (2,5, 5 e 10%) e sem lixiviado para o controle, diluídas previamente em caixas d'água (reservatório do sistema de irrigação) de 0,5 m³ (Fort Plus, Fortlev[®]) mediante a tensão da água do solo. A pressurização e distribuição do sistema foi realizada por motobomba de ½ CV (Periférica Acquapump, Ferrari[®]), operada automaticamente por temporizador digital (TM – 630S, Sinotimer[®]), limpeza dos filtros foram realizadas semanalmente.

Condutividade elétrica e pH do solo

As análises de condutividade elétrica (CE) e pH do solo de plantio foram realizadas aos 60 dias após o transplântio, após coleta, secagem ao ar e peneiramento (abertura de malha de 2 mm), na relação solo/água de 10/25 mL. Para isto, as amostras foram acondicionadas em tubos Falcon de 50 mL com água de osmose reversa, agitadas em mesa agitadora temporizadora (NL-229-03, New Lab[®]) e, após 1 hora de repouso, as análises foram realizadas em pHâmetro e condutivímetro (CG2500, Gehaka[®]) ambos previamente calibrados.

Medidas associadas ao aparato fotossintético

As medições foram feitas em folhas completamente expandidas, fisiologicamente maduras e saudáveis, localizadas no terço mediano das plantas, entre 8 e 10 horas da manhã, 60 dias após o transplântio. Para isto, utilizou-se o equipamento *MultispeQ V2* vinculado ao aplicativo *PhotosynQ*. As variáveis avaliadas foram: eficiência quântica efetiva do fotossistema II (Φ_{II}), extinção de energia não fotoquímica (Φ_{NPQ}), perda de energia não regulada (Φ_{NO}), fluxo linear de elétrons (LEF), condutividade de prótons da ATP sintase do cloroplasto (gH^+), taxa relativa de fluxo de prótons do estroma para o lúmen (vH^+), índice SPAD e sinal de deslocamento

eletrocrômico (ECS).

Nutrição da planta

As amostras para análise nutricional, foram de folhas coletadas durante o florescimento pleno e no início da frutificação da planta, períodos em que a menor variação nos teores de nutrientes reduz a inconsistência nos resultados, tornando a interpretação mais confiável (Malavolta, 1980). A análise foliar possibilita a identificação de deficiências ou excessos nutricionais no tecido vegetal, permitindo ajustes no programa de fertilização da cultura para otimizar seu desenvolvimento e produtividade (Malavolta, Vitti e Oliveira, 1997). Foi coletada a primeira folha sem pecíolo abaixo do segundo cacho floral. As folhas foram lavadas em uma solução de HCl (30 mL L⁻¹), seguidas de lavagens com água de osmose reversa, e deixadas para secar ao ar. As folhas foram então secas em estufa com circulação forçada de ar, à temperatura de 65 °C, até massa constante. Após, o material foi triturado em moinho tipo Willey (MDR302) e peneirado em peneira de 1 mm de malha. O preparo do extrato e as determinações analíticas seguiram os métodos de (Malavolta, Vitti e Oliveira, 1997), com adaptações conforme o elemento a ser analisado. A análise de nitrogênio nas folhas foi realizada pelo método de Kjeldahl (Bremner, 1965), que inclui digestão sulfúrica, destilação e titulação (UDK 159, Velp Scientific). Para a análise de macronutrientes (P, K, Ca, Mg, S) e micronutrientes (B, Mn, Zn, Cu, Fe, Mo, Ni), as amostras foram digeridas em micro-ondas (Multiwave 5000, Anton Paar) utilizando HNO₃. A determinação dos elementos foi feita por espectrometria de emissão óptica com plasma acoplado indutivamente (ICP-OES, ThermoFisher, iCAP X-Pro).

Medidas da produção e dos frutos

Durante a colheita, os frutos foram contados e mensurados quanto à massa fresca,

diâmetro vertical (comprimento), diâmetro horizontal e peso por fruto. As medições de massa e diâmetros foram realizadas com uma balança analítica de precisão (M214-AIH, Bel[®]) e um paquímetro digital (Adaskala[®]).

Comparação aos limites preconizados pela legislação

Os dados relativos a CE, pH, AT, DQO, DBO₅, NTK, N-NH₄⁺, N-NO₃⁻, N-NO₂⁻, PT, ST, SDT, SV, CTT e *Salmonella* do lixiviado tratado por digestão anaeróbia seguida de aeração, assim como as soluções deste último após as diluições de 2,5, 5 e 10%, foram analisados de forma descritiva. As médias foram comparadas em função do aumento ou redução de cada parâmetro antes e após os 15 dias de aeração. As médias obtidas também foram confrontadas com os valores máximos permitidos pela Resolução CONAMA nº 430/2011.

Avaliações estatísticas

Os parâmetros CE e pH do solo, medidas associadas ao aparato fotossintético (Φ II, Φ NPQ, Φ NO, LEF, gH^+ , vH^+ , SPAD e ECS), análise do tecido vegetal (N, P, K, Ca, Mg, S, B, Mn, Zn, Cu, Fe, Mo e Ni), produtividade (quantidade, massa fresca, diâmetro vertical, horizontal e peso do fruto), foram avaliados seguindo um delineamento em blocos casualizados, organizados no esquema (3x3)+1, com 6 repetições dos tratamentos avaliados (Tabela 4). Para cada variável, foi realizado teste de normalidade (*Shapiro-Wilk*, 5%) confirmada normalidade (dados paramétricos), foi aplicado a análise de variância, com comparação de médias pelo teste de *Tukey* (5% de probabilidade). Os dados não normalizados (não paramétricos) utilizou-se o teste *Kruskal-Wallis* em *rank*, com comparação das medianas pelo teste de *Dunn's* (5% de probabilidade). As análises estatísticas e a construção dos gráficos foram realizadas com o software *SigmaPlot* 11.0 (*Systat Software Inc.*, San Jose, Califórnia, EUA, 2007).

As imagens do teste em plantas com as diluições do líquido submetido a 15 dias de aeração estão apresentadas no Anexo 8.

Tabela 4. Descrição dos tratamentos utilizados no delineamento experimental com plantas (tomateiro), empregando diferentes diluições do líquido proveniente da digestão anaeróbia, submetido à aeração por 15 dias, incluindo o volume total aplicado por tratamento ao longo do período experimental.

Código do tratamento	Tratamentos	Volume de líquido aplicado durante período experimental por tratamento (L)*
C	0% de líquido + 100% da adubação recomendada	0,00
2,5_50	2,5% de líquido + 50% da adubação recomendada	4,28
2,5_75	2,5% de líquido + 75% da adubação recomendada	4,28
2,5_100	2,5% de líquido + 100% da adubação recomendada	4,28
5_50	5% de líquido + 50% da adubação recomendada	8,56
5_75	5% de líquido + 75% da adubação recomendada	8,56
5_100	5% de líquido + 100% da adubação recomendada	8,56
10_50	10% de líquido + 50% da adubação recomendada	17,12
10_75	10% de líquido + 75% da adubação recomendada	17,12
10_100	10% de líquido + 100% da adubação recomendada	17,12

C = Controle; * = Volume total, em litros, aplicado por planta (unidade experimental), diluído em água conforme a porcentagem de diluição, desde o transplante até o final do experimento, utilizando líquido previamente submetido à aeração por 15 dias.

13 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Composição do lixiviado de teste

Os resultados das análises químicas do lixiviado tratado por digestão anaeróbia e após digestão anaeróbia seguida por 15 dias de aeração e as diluições (2,5, 5 e 10%) são apresentados na Tabela 5.

Tabela 5. Resultados das análises de lixiviado tratado por digestão anaeróbia e por digestão anaeróbia seguida por 15 dias de aeração e das diluições (2,5, 5 e 10%) do digerido aerado por 15 dias.

Variáveis (unidade)	Valores médios e desvios padrões						VMP
	Lixiviado digerido	Lixiviado digerido após 15 dias de aeração	Efeitos da aeração no digerido: aumento (↑) ou redução (↓) em porcentagem (%)	Lixiviado digerido, aerado e diluído (2,5%)	Lixiviado digerido, aerado e diluído (5,0%)C	Lixiviado digerido, aerado e diluído (10,0%)D	
CE (mS cm ⁻¹)	15,9 ± 1,4	20,2 ± 0,9	↑ 27,0	1,7 ± 0,4	2,5 ± 0,7	4,7 ± 1,0	-
pH (adimensional)	5,7 ± 0,4	6,8 ± 0,6	↑ 19,3	7,0 ± 0,0	7,0 ± 0,1	6,9 ± 0,1	≥ 5,0 e ≤ 9,0
AT (g CaCO ₃ . L ⁻¹)	7,3 ± 0,3	14,7 ± 2,8	↑ 101,4	0,4 ± 0,0	0,7 ± 0,1	1,1 ± 0,4	-
DQO (g L ⁻¹)	23,7 ± 10,1	18,2 ± 1,8	↓ 23,2	0,5 ± 0,1	1,3 ± 0,1	2,2 ± 0,03	-
DBO ₅ (g L ⁻¹)	13,4 ± 4,4	8,3 ± 0,5	↓ 38,1	0,2 ± 0,0	0,9 ± 0,1	1,5 ± 0,1	< 0,12
NTK (g L ⁻¹)	1,5 ± 0,6	2,9 ± 0,1	↑ 93,3	0,1 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,3 ± 0,1	-
N-NH ₄ ⁺ (g L ⁻¹)	1,2 ± 0,6	2,4 ± 0,5	↑ 100,0	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,0	0,2 ± 0,0	< 0,02
N-NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	96,3 ± 77,2	0,2 ± 0,0	↓ 99,8	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	<10,0
N-NO ₂ ⁻ (mg L ⁻¹)	1,5 ± 0,4	0,0 ± 0,0	↓ 100,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	< 1,0
PT (mg L ⁻¹)	218,5 ± 73,9	186,9 ± 39,5	↓ 14,5	5,2 ± 0,3	7,4 ± 1,0	13,5 ± 1,8	< 0,15
ST (g L ⁻¹)	54,9 ± 19,8	38,1 ± 0,2	↓ 30,6	1,4 ± 0,4	2,0 ± 0,2	3,6 ± 0,1	-
SDT (g L ⁻¹)	2,8 ± 0,1	4,7 ± 0,1	↑ 67,8	0,6 ± 0,0	0,9 ± 0,0	1,3 ± 0,1	< 0,5
SV (g L ⁻¹)	16,1 ± 1,3	20,4 ± 0,4	↑ 26,7	0,6 ± 0,0	1,0 ± 0,0	1,8 ± 0,1	-
CTT (NMP 100 mL ⁻¹)	1,3 x 10 ³	0,0	↓ 100,0	0,0	0,0	0,0	< 1,0 x 10 ³
<i>Salmonella</i> (UFC. g ⁻¹)	Ausente	Ausente	-	Ausente	Ausente	Ausente	-

VMP = Valores máximos permitidos pela Resolução CONAMA nº430/2011; CE = Condutividade elétrica; AT = Alcalinidade total; NTK = Nitrogênio total Kjeldahl; PT = Fósforo total; ST = Sólidos totais; SDT = Sólidos dissolvidos totais; SV = Sólidos voláteis; CTT = coliformes termotolerantes.

A condutividade elétrica (CE) do lixiviado aumentou 27% após a aeração, passando de 15,9 mS cm⁻¹ para 20,2 mS cm⁻¹ (Tabela 5). Esse aumento está de acordo com Khan et al. (2011), que observaram elevações da CE de até 21,9% em lixiviados aerados, atribuídas à concentração de sais solúveis, como cloreto de sódio, e à evaporação da água durante a recirculação. Valores elevados de CE podem comprometer a germinação de sementes e a fisiologia das plantas, sendo necessária diluição para valores seguros (< 4,0 mS cm⁻¹) antes da aplicação nas plantas (Siles-Castellano, Ana B. et al., 2020). Entre as diluições testadas, os tratamentos com 2,5% (1,69 mS cm⁻¹) e 5% (2,49 mS cm⁻¹) tiveram valores adequados para uso agrícola. No entanto, a diluição de 10% manteve CE de 4,7 mS cm⁻¹, ligeiramente acima do limite recomendado.

Também foi verificado aumento no valor do pH do material após aeração, passando de 5,7 para 6,8, incremento de 19,3% (Tabela 5). Ambos valores, todavia, encontram-se dentro dos limites preconizados pela Resolução CONAMA nº 430/2011. Esse resultado está alinhado com Omidinia-Anarkoli e Shayannejad (2021) e Mahapatra, Samal e Dash (2022), que relataram valores entre 6,5 e 7,3 em lagoas aeróbias, após processo de biodigestão. O consumo de ácidos voláteis, conforme relatado por Meegoda, Jay N. et al. (2018) e a formação de bicarbonatos e carbonatos (Kadri et al., 2021), explicam essa elevação. De fato, a AT apresentou um aumento expressivo de 101,4% após a aeração, passando de 7,3 para 14,7 g CaCO₃ L⁻¹. Esse resultado confirma a maior formação de bicarbonatos e carbonatos, que atuaram no tamponamento da solução e na elevação do pH.

Os valores de DQO e DBO₅ no material proveniente dos biodigestores foram de 23,7 g L⁻¹ e 13,3 g L⁻¹, respectivamente. Após a aeração, esses valores foram reduzidos em 23,2 e 8,3%, respectivamente (18,2 g L⁻¹ e 8,3 g L⁻¹; Tabela 5). DQO e DBO₅ são variáveis que indicam, de forma indireta, a concentração de matéria orgânica de um efluente. A DQO representa a

quantidade total de matéria orgânica, enquanto a DBO_5 indica a fração biodegradável dessa carga, refletindo a demanda necessária para a seção microbiana; aplicações com altos valores de matéria orgânica podem comprometer a qualidade de corpos receptores e em solos alterar a microbiota e reduzir oxigenação das raízes, afetando o desenvolvimento das plantas (Calabrò, Pangallo e Zema, 2024). Apesar da redução observada, os valores de DBO_5 encontraram acima dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº430/2011. A redução limitada pode ser explicada por três fatores principais: (i) tempo de retenção hidráulica insuficiente nos biodigestores, (ii) aeração ineficiente e (iii) pH inadequado do lixiviado, que afeta diretamente a atividade microbiana e, consequentemente, a degradação da matéria orgânica (Hanif, Loetscher e Sharvelle, 2021). Mesmo com as diluições do material digerido e aeração por 15 dias (2,5; 5,0 e 10,0%), os valores de DBO_5 mantiveram-se acima do estabelecido pela legislação. Somente para a maior diluição realizada (2,5%), o valor de DBO_5 apresentou-se próximo do VMP, contudo, ainda ligeiramente acima. As baixas reduções nos parâmetros ST, SDT e SV, de 30,6%, 67,8% e 26,7%, respectivamente (Tabela 5), são devidas à degradação não eficiente da fração orgânica em CO_2 e outros subprodutos (Tsegaye e Leta, 2023) durante a aeração e também indicam a necessidade de melhorar a eficiência na digestão aeróbia (Mayer et al., 2022; Valente, Mendonca e Pereira, 2015), antes do tratamento por aeração.

Os teores de NTK e NH_4^+ aumentaram 93,3% e 100,0%, atingindo $2,9 \text{ g L}^{-1}$ e $2,4 \text{ g L}^{-1}$ (Tabela 5) após aeração. Esse aumento pode estar relacionado à manipulação da matéria orgânica presente no material original (Wijerathna, Idroos e Manage, 2024). A taxa de nitrificação pode ter sido limitada pelo pH reduzido e pelo curto tempo de retenção hidráulica, favorecendo o acúmulo de NH_4^+ (Meegoda, Jay N et al., 2018; Omar et al., 2024). Com as diluições, os valores de NTK foram reduzidos para 0,3, 0,1 e 0,1 g L^{-1} e os de NH_4^+ para 0,2, 0,1 e 0,0 (não detectado) g L^{-1} , respectivamente. Somente o valor do material diluído a 2,5%

apresentou N-NH_4^+ abaixo do valor limite preconizados. Para N-NO_3^- e N-NO_2^- , as reduções observadas foram de 99,8% e 100,0%, respectivamente, entre os valores antes e após a aeração. Essas reduções foram suficientes para obter materiais com valores abaixo do VMP.

A formação de compostos insolúveis e a assimilação microbiana (Möller et al., 2018) podem ter atuado para reduzir o valor de PT de 218,5 mg L^{-1} para 186,9 mg L^{-1} , valores antes e após os 15 dias de aeração, uma queda de 14,5% (Tabela 5). Omar et al. (2024) relataram reduções de 38,9% em lixiviados aeróbios com pH 7,8, justificando a menor remoção de P após aeração (pH 5,7). Nas diluições, os valores foram 13,5, 7,4 e 5,2 mg L^{-1} , respectivamente. De forma semelhante ao observado para N-NH_4^+ e N-NO_3^- , o material obtido, mesmo após diluições, não apresentou valores que permitem lançamento direto em corpos receptores. O excesso de nitrogênio e fósforo é um dos principais responsáveis pela eutrofização de corpos d'água, promovendo o controle excessivo de algas e macrófitas aquáticas, o que pode comprometer a qualidade da água e o equilíbrio dos ecossistemas aquáticos (Mishra, 2023). Entretanto, em sistemas agrícolas ecológicos, como o cultivo protegido de tomateiro *grape* avaliado neste estudo, concentrações elevadas de N e P podem ser benéficas. Essa cultura possui alta exigência nutricional, exigindo aproximadamente 25 kg ha^{-1} de nitrogênio e 700 kg ha^{-1} de fósforo ao longo do ciclo produtivo (Alvarenga, 2022). Nesse sentido, desde que não cause danos fisiológicos às plantas — como distúrbios nutricionais ou prejuízos ao aparato fotossintético —, a aplicação do material, mesmo sem atender integralmente aos limites máximos estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 430/2011 para lançamentos em corpos receptores, pode contribuir para a redução do uso de fertilizantes sintéticos em sistemas de cultivo.

As amostras obtidas imediatamente após tratamento anaeróbio continham $1,3 \times 10^3$ NMP 100 mL^{-1} de CTT (Tabela 5), mas após 15 dias de aeração, observou-se ausência total

desses microrganismos no material (Tabela 5). Essa redução considerável pode ter relação com a presença de ácidos orgânicos e amônia no material em tratamento, além da competição microbiana (Khan et al., 2011). Náthia-Neves et al. (2018) observaram que, durante a degradação anaeróbia, ocorre a formação de compostos redutores e a competição entre microrganismos anaeróbios, resultando na redução da concentração de CTT. Em condições aeróbias, a presença de oxigênio estimula a atividade de microrganismos aeróbios, acelerando a manipulação da matéria orgânica e favorecendo a produção de metabólitos antimicrobianos, que estimulam para a eliminação de CTT (Khan et al., 2011). A ausência de *Salmonella* em todas as amostras comprovadas (Tabela 5), reforça a importância da segregação na fonte dos resíduos orgânicos.

Macro e micronutrientes e potenciais elementos tóxicos no digerido

Os resultados das análises de macro e micronutrientes, bem como potenciais contaminantes, nas amostras dos materiais após digestão anaeróbia, digerido seguido de 15 dias de aeração e diluições do digerido aerado estão apresentados na Tabela 6.

Tabela 6. Macro e micronutrientes, além de potenciais contaminantes químicos, em lixiviado proveniente de leiras de compostagem submetido à digestão anaeróbia, seguido por 15 dias de aeração e suas diluições.

Variáveis (unidade)	Valores médios e desvios (concentração lixiviado em % após aeração)			
	Lixiviado digerido e aerado	Lixiviado digerido, aerado e diluído (2,5%)	Lixiviado digerido, aerado e diluído (5,0%)	Lixiviado digerido, aerado e diluído (10,0%)
Macronutrientes				
NTK (g L ⁻¹)	2,90 ± 0,10	0,10 ± 0,00	0,10 ± 0,10	0,30 ± 0,10
PT (g L ⁻¹)	0,19 ± 0,04	0,01 ± 0,00	0,01 ± 0,00	0,01 ± 0,00
Ca (g L ⁻¹)	2,19 ± 0,40	0,08 ± 0,01	0,11 ± 0,02	0,24 ± 0,04
Mg (g L ⁻¹)	0,37 ± 0,05	0,01 ± 0,00	0,02 ± 0,00	0,04 ± 0,01
K (g L ⁻¹)	3,55 ± 0,35	0,11 ± 0,01	0,17 ± 0,02	0,41 ± 0,06
S (g L ⁻¹)	0,25 ± 0,03	0,02 ± 0,00	0,02 ± 0,00	0,03 ± 0,00
Micronutrientes				
Boro – B (mg L ⁻¹)	-	-	-	-
Ferro – Fe (mg L ⁻¹)	92,17 ± 23,49	-	0,06 ± 0,10	2,49 ± 1,81
Molibdênio – Mo (mg L ⁻¹)	0,54 ± 0,58	-	0,06 ± 0,10	0,13 ± 0,16
Manganês – Mn (mg L ⁻¹)	3,57 ± 1,00	-	0,05 ± 0,04	0,21 ± 0,06
Cobre – Cu (mg L ⁻¹)	0,16 ± 0,12	-	-	0,03 ± 0,04
Zinco – Zi (mg L ⁻¹)	0,78 ± 0,31	-	0,02 ± 0,03	0,03 ± 0,05
Níquel – Ni (mg L ⁻¹)	-	-	-	-
Contaminantes				
Cromo – Cr (mg L ⁻¹)	-	-	-	-
Arsênio – As (mg L ⁻¹)	0,67 ± 0,12	0,26 ± 0,06	0,20 ± 0,05	0,25 ± 0,03
Bário – Ba (mg L ⁻¹)	0,12 ± 0,05	-	-	0,02 ± 0,03
Cadmio – Cd (mg L ⁻¹)	-	-	-	-
Mércurio – Hg (mg L ⁻¹)	-	-	-	-

No presente trabalho, os teores de NKT, PT, Ca, Mg, K e S no material obtido após digestão anaeróbia e aeração foram de 2,9; 0,19; 2,19; 0,37; 3,55 e 0,25 g L⁻¹, respectivamente (Tabela 6). Entre os macronutrientes analisados, destacaram-se as maiores concentrações de NKT, Ca e K, já entre os micronutrientes, as maiores concentrações de foram de Fe, Mo, Mn, Cu e Zn foram de 92,17; 0,54; 3,57; 0,16 e 0,78 mg L⁻¹, respectivamente (Tabela 6), com ênfase para o considerável teor de Fe no lixiviado digerido. Quanto aos contaminantes Cr, Cd e Hg, estes não foram detectados, o que reforça a segurança ambiental do material. O Ba apresentou teores de 0,12 mg L⁻¹ no material obtido após aeração e 0,02 mg L⁻¹ após diluição a 10,0%. Para as menores diluições avaliadas (2,5% e 5,0%), os teores de Ba foram abaixo do limite de detecção. Por outro lado, os teores de As permaneceram detectáveis mesmo após diluições, com valores de 0,26; 0,2 e 0,25 mg L⁻¹ para as diluições de 2,5; 5 e 10%, respectivamente (Tabela 6).

Abubaker et al. (2013), Min et al. (2011) e Šimon et al. (2015) reportaram valores similares aos do presente estudo para efluente líquido tratado por digestão anaeróbia, com médias de NTK variando entre 3,7 e 5,4 g L⁻¹, PT entre 0,6 e 1,0 g L⁻¹ e K entre 2,3 e 6,7 g L⁻¹. Tshikalange et al. (2022) relataram concentrações mais elevadas em digerido de resíduos alimentares aplicado ao cultivo de espinafre, com NTK (12,2 g L⁻¹), PT (2,43 g L⁻¹), K (8,96 g L⁻¹), Ca (6,1 g L⁻¹), Mg (1,77 g L⁻¹) e S (2,5 g L⁻¹), além de Fe (34,1 mg L⁻¹), Mn (2,15 mg L⁻¹) e As (0,45 mg L⁻¹). Estudos como os de Baştabak e Koçar (2020) também identificaram valores semelhantes aos do presente trabalho, com NTK (3,5 g L⁻¹), PT (0,04 g L⁻¹), K (1,94 g L⁻¹), Ca (0,13 g L⁻¹), Mg (14,7 mg L⁻¹) e S (72,3 mg L⁻¹). De acordo com Alvarenga (2022), N, Ca e K são os macronutrientes mais demandados pela cultura do tomate. O Fe, por sua vez, é essencial para as plantas, pois atua na fotossíntese e na respiração celular, participando da cadeia de transporte de elétrons nos cloroplastos e mitocôndrias. Além disso, é fundamental para a síntese de clorofila e para a fixação biológica de nitrogênio, sendo cofator de enzimas redox essenciais ao

metabolismo vegetal (Alvarenga, 2022). Já os teores de B e Ni ficaram abaixo do limite de detecção da técnica empregada, indicando que o material avaliado não é uma fonte significativa desses elementos. O B e o Ni desempenham papéis importantes no metabolismo vegetal, sendo essenciais para o metabolismo de carboidratos, a formação da parede celular, a divisão celular e a síntese de proteínas. Enquanto o B facilita o transporte de açúcares e auxilia no desenvolvimento reprodutivo, o Ni é fundamental para a atividade da urease e o metabolismo do nitrogênio nas plantas (Awasthi, Chauhan e Srivastava, 2022; Mousavi e Raiesi, 2022). Dessa forma, ao utilizar esse material orgânico reciclado, pode ser necessário complementar a adubação com outras fontes desses micronutrientes para evitar possíveis limitações nutricionais no cultivo. Em relação ao As, embora seja tóxico para as plantas em concentrações elevadas, podendo inibir o crescimento radicular, reduzir a eficiência fotossintética e causar danos celulares por estresse oxidativo (Nahar et al., 2022), os teores observados no presente estudo ficaram abaixo dos limites estabelecidos pela Instrução Normativa SDA nº 27/2006 (alterada pela IN SDA nº 7/2016), para contaminantes em fertilizantes. Isso assegura a segurança do material para uso agrícola, minimizando riscos para as plantas e o meio ambiente.

O digerido pode ser utilizado como fertilizante agrícola, apresentando rendimentos comparáveis aos dos fertilizantes sintéticos (Šimon et al., 2015; Riva et al., 2016 e Barzee et al., 2019). No entanto, sua concentração de nutrientes por volume é geralmente inferior à dos fertilizantes sintéticos (Möller, Schulz e Müller, 2010), o que pode exigir maiores volumes para suprir as demandas nutricionais das plantas. Ainda assim, os resultados indicam que o material avaliado possui potencial para ser utilizado como fonte de nutrientes ou estimulante, contribuindo para a redução dos custos com adubação e agregando valor a um subproduto que pode ser obtido em conformidade com os princípios da reciclagem, alinhando-se às diretrizes da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS).

Valores pH e condutividade elétrica do solo

Durante o experimento, os valores de pH e CE do solo de plantio foram monitorados (Figura 6) para avaliar os efeitos dos diferentes tratamentos ao longo do cultivo. O pH foi analisado para determinar a acidez do solo, enquanto a CE foi utilizada para estimar o teor de sais solúveis ou o suprimento químico, sendo ambos parâmetros essenciais na análise da qualidade do solo (Smith e Doran, 1997).

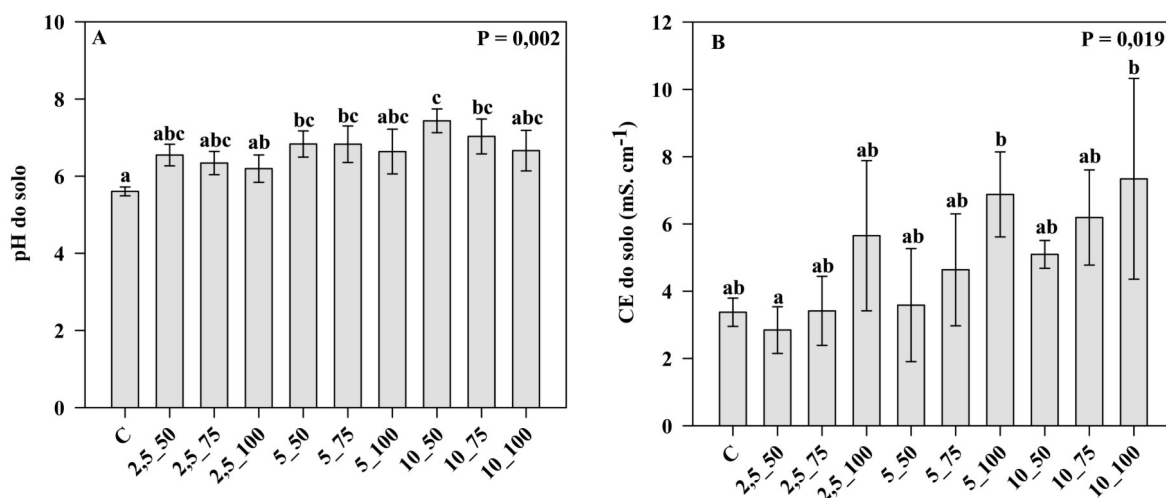


Figura 6. pH e condutividade elétrica (CE) do solo de plantio. Os valores representam as médias \pm desvios padrão dos dados paramétricos, seguidas de letras minúsculas distintas que indicam diferenças significativas (teste de Tukey, $p < 0,05$).

Os valores de pH variaram significativamente (teste de Tukey, $p < 0,05$) entre os tratamentos 10_50 (7,4) e C (5,6) (Figura 6A). Sendo que o menor valores de pH foi do C (0% de lixiviado digerido e aerado e 100% da recomendação) e o maior valor médio 10_50 (10% de lixiviado digerido e aerado e 50% da recomendação). Não foram observadas diferenças significativas no pH entre os demais tratamentos. A CE também variou significativamente (teste de Tukey, $p < 0,05$) entre os tratamentos, sendo o menor valor registrado no tratamento 2,5_50 (lixiviado diluído a 2,5% combinado com 50% da adubação recomendada) (Figura 6B). Em contraste, os maiores valores médios de CE (6,9 e 7,3 mS cm⁻¹) foram registrados nos tratamentos que incluíram 100% da recomendação de adubação com o lixiviado diluído a 5 e 10%. Não foram encontradas diferenças significativas na CE entre os demais tratamentos, resultados das ANOVAs de pH e CE (Anexo 10).

A manutenção e elevação do pH no solo local (S) (Anexo 6) foram atribuídas à presença de compostos alcalinos, liberação de bases (Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^{+}), neutralização de íons ácidos, decomposição da matéria orgânica e ao efeito tamponante proporcionado pelo líquido digerido e aerado (Tabela 6). Tzanakakis et al. (2011) relataram aumento do pH de 7,1 para 7,5 nas camadas superficiais do solo após a aplicação de efluente tratado. De forma semelhante, Bach et al., (2022) observaram elevações do pH de um solo ácido, de 5,5 para 6,8 com a aplicação de líquido digerido. Esses aumentos podem ser resultado da presença de amônia e compostos alcalinos no líquido digerido (Pelayo Lind et al., 2021). Os resultados desses estudos corroboram os dados obtidos, indicando que os valores de pH do solo aumentaram com a aplicação do efluente obtido após digestão anaeróbia seguido por 15 dias de aeração, assim como nesse material após diluições para 5 e 10%, associadas às menores doses de adubação avaliadas (50 e 75%).

O aumento da CE nos tratamentos com 10% de diluição e 100% da adubação recomendada pode ser atribuído à presença de sais solúveis como K^{+} , Ca^{2+} e Mg^{2+} , além da liberação de íons resultantes da decomposição da matéria orgânica (Tabela 5, Tabela 6). Os valores de CE no tratamento líquido digerido e aerado a 10% atingiram $4,7 \text{ mS cm}^{-1}$ (Tabela 5), o que caracteriza esse material como altamente concentrado para fertilização de lavouras (Butcher et al., 2016). Esse fato justifica os valores elevados de CE observados nos tratamentos 5_100 e 10_100, quando associados à aplicação de 100% da recomendação de adubação (Figura 6B). Yan et al. (2023) utilizaram líquidos digeridos da digestão anaeróbia de resíduos alimentares em plantas ornamentais e observaram CE do solo de $1,5 \text{ mS cm}^{-1}$ com a aplicação de 1%, valor semelhante ao obtido para 2,5_50 ($2,8 \text{ mS cm}^{-1}$) com a aplicação de 2,5% de líquido digerido e aerado e 50% da adubação recomendada. Embora não existam regulamentações específicas que limitem o uso de materiais fertilizantes com base na CE, valores superiores a $4,0 \text{ mS cm}^{-1}$ podem prejudicar as plantas, interferindo na germinação de sementes e no

funcionamento dos estômatos, o que compromete o desenvolvimento vegetal (Siles-Castellano, Ana B et al., 2020). Com elevada CE no solo ou solução, o potencial osmótico reduz-se, dificultando a absorção de água pela planta. Como resposta, os estômatos se fecham para minimizar a perda hídrica, o que limita a entrada de CO₂ e reduz a fotossíntese. Esse efeito compromete o crescimento e a produtividade, podendo ser agravado por toxicidade iônica e desbalanço nutricional. No presente trabalho, os tratamentos 2,5_100, 5_75, 5_100, 10_50, 10_75 e 10_100 apresentaram valores de CE superiores ao limite de 4,0 mS cm⁻¹ sugeridos por (Siles-Castellano, Ana B. et al., 2020), potencialmente afetando o desenvolvimento das plantas de tomate.

Aparato fotossintético

Os resultados das análises fotossintéticas, incluindo os parâmetros ϕ_{II} , ϕ_{NPQ} , LEF, gH^+ , vH^+ , ϕ_{NO} , ECS e o índice SPAD, são apresentados nas Figuras 7 e 8.

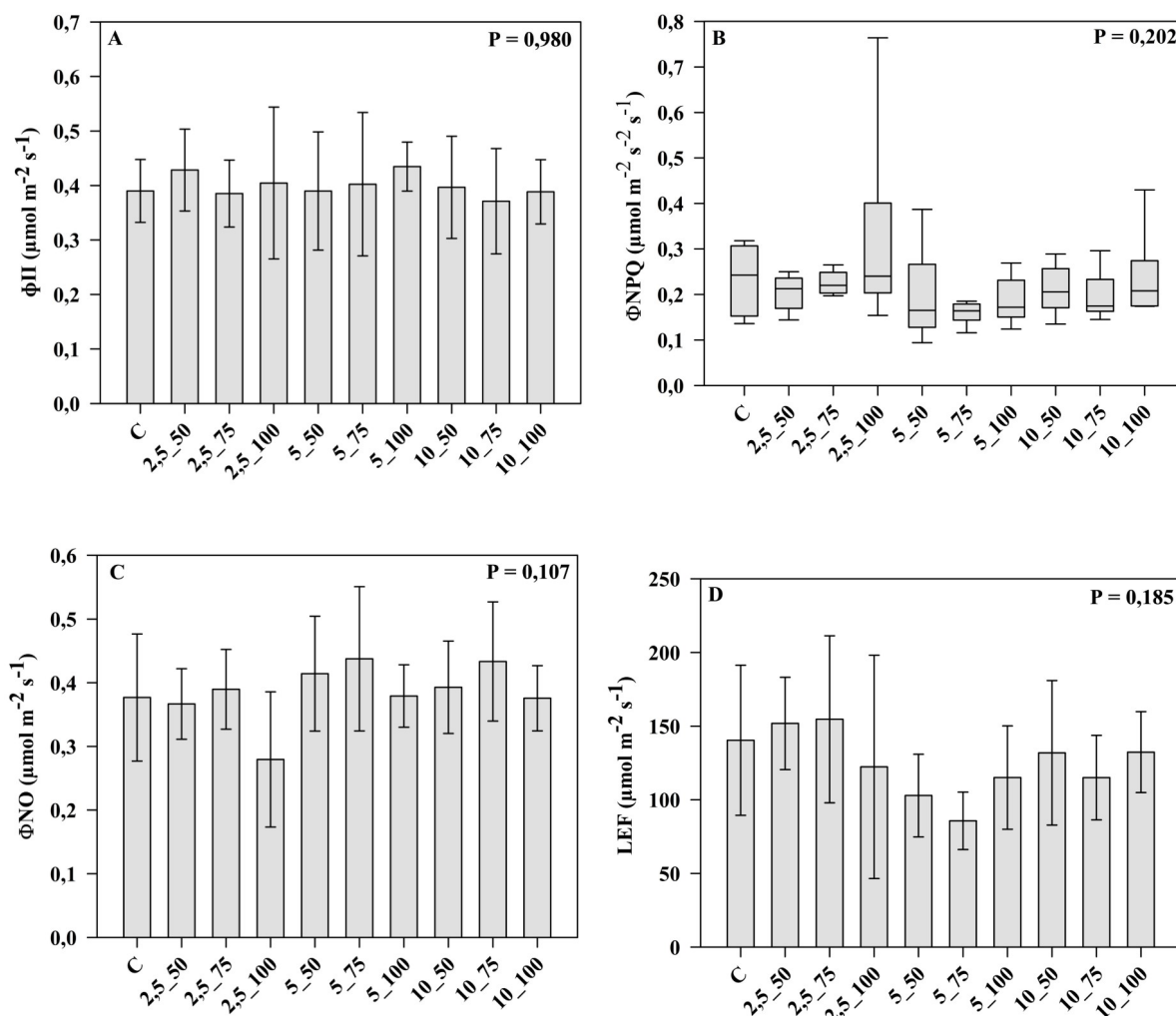


Figura 7. Eficiência quântica efetiva do fotossistema II – ϕ_{II} (A), extinção de energia não fotoquímica – Φ_{NPQ} (B), perda de energia não regulada – Φ_{NO} (C), fluxo linear de elétrons – LEF (D) em plantas de tomate tratadas com lixiviado de leiras de compostagem tratado por digestão anaeróbia seguido por 15 dias de aeração e porcentagens da adubação. Valores representam média \pm desvio para os dados paramétricos e mediana aos não paramétricos, seguidas de letras minúsculas distintas que indicam diferenças significativas.

Dentre as variáveis avaliadas, Φ_{NPQ} , ECS e SPAD não apresentaram distribuição normal dados não paramétricos, logo, foram avaliadas empregando o teste *Kruskal-Wallis* em

rank. Houve diferença significativa ($p < 0,05$) nos tratamentos avaliados para vH^+ , e não houve diferença significativa ($p > 0,05$) entre os demais tratamentos (ϕII , ϕNPQ , ϕNO , LEF, gH^+ , ECS e índice SPAD) (Figura 7) nas condições experimentais estudadas e no estágio de desenvolvimento da cultura. Os resultados das ANOVAs (ϕII , LEF, gH^+ , vH^+ e ϕNO) nos dados paramétricos e dos testes *Kruskal-Wallis* (ϕNPQ , ECS e SPAD) encontra-se nos Anexos 11 e 12.

Para ϕII , que indica a eficiência do sistema fotossintético das plantas, o valor médio observado foi de $0,39 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1} \pm 0,04$ (Figura 7A) não diferiram os tratamentos ($p > 0,05$), semelhante aos resultados reportados por Shukla et al. (2023), que não encontraram variação significativa nesse parâmetro em pepinos tratados com bioestimulantes ($0,62 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1} \pm 0,03$). A constatação da ausência de diferença para ϕII em nosso estudo corrobora também com os achados de Yamori, Shikanai e Makino (2015), que destacam que o fluxo de síntese de ATP e NADPH não sofreram variações significativas sob condições de aclimação à luz, no período avaliado.

O parâmetro ϕNPQ que reflete a dissipação de energia na forma de calor para evitar danos causados pelo excesso de luz também não diferiram os tratamentos (teste de *Dunn's*; $p > 0,05$) (Figura 7B). Os valores médios foram de $0,217 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, dentro da faixa considerada normal para condições de cultivo ($0,1$ a $0,4 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$). Esse resultado é consistente com os dados de Swoczyna et al. (2022), que também não observaram variações significativas para ϕNPQ quando avaliaram diferentes fatores ambientais que afetam as plantas, no estágio avaliado de desenvolvimento da planta.

O parâmetro ϕNO indica a fração da energia que escapa de maneira incontrolável na forma de fluorescência ou calor, sem contribuir para a fotossíntese ou para a proteção da planta Takahashi e Badger (2011), também não apresentou diferenças (teste de *Tukey*; $p > 0,05$) entre os

tratamentos (Figura 7C). Esse resultado sugere que nenhuma das condições experimentais avaliadas ocasionou estresse suficiente para afetar a eficiência dos fotossistemas, mantendo a integridade do ϕ II (Yamori, Shikanai e Makino, 2015). Além disso, essa observação é corroborada pela ausência de diferenças significativas nos valores de ϕ II e ϕ NPQ (Figura 7A e B) ao longo do período experimental. O valor médio observado foi de $0,38 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$.

De forma semelhante, os valores de LEF, que representam a taxa de transporte de elétrons na cadeia transportadora de elétrons durante a fotossíntese, fator essencial para compreender a resposta das plantas às condições ambientais, não demonstraram diferenças entre os tratamentos (teste de *Tukey*; $p > 0,05$). Resultados semelhantes foram encontrados por Wu et al. (2019), que ao avaliar a fotoinibição causada pelo estresse em pepino, também não identificaram diferença significativa para a variável avaliada LEF ($168,6 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1} \pm 22,1$). Os valores reportados por Wu et al. (2020) são próximos ao valor médio obtido no presente estudo ($130,5 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1} \pm 47,8$). Esses valores estão também dentro da faixa considerada normal para o LEF, entre 100 e 200, segundo Nawrocki et al. (2019). O LEF representa a taxa de transporte de elétrons do fotossistema II ao fotossistema I, sendo essencial para a conversão de energia luminosa em energia química. Valores elevados dessa variável indicam maior eficiência fotossintética, favorecendo a assimilação de carbono e o crescimento vegetal. Nesse sentido, o tratamento 2,5_75 pode favorecer a eficiência fotossintética, promovendo maior fixação de carbono, aumento da biomassa e melhoria no desempenho fisiológico, desde que não haja restrições ambientais.

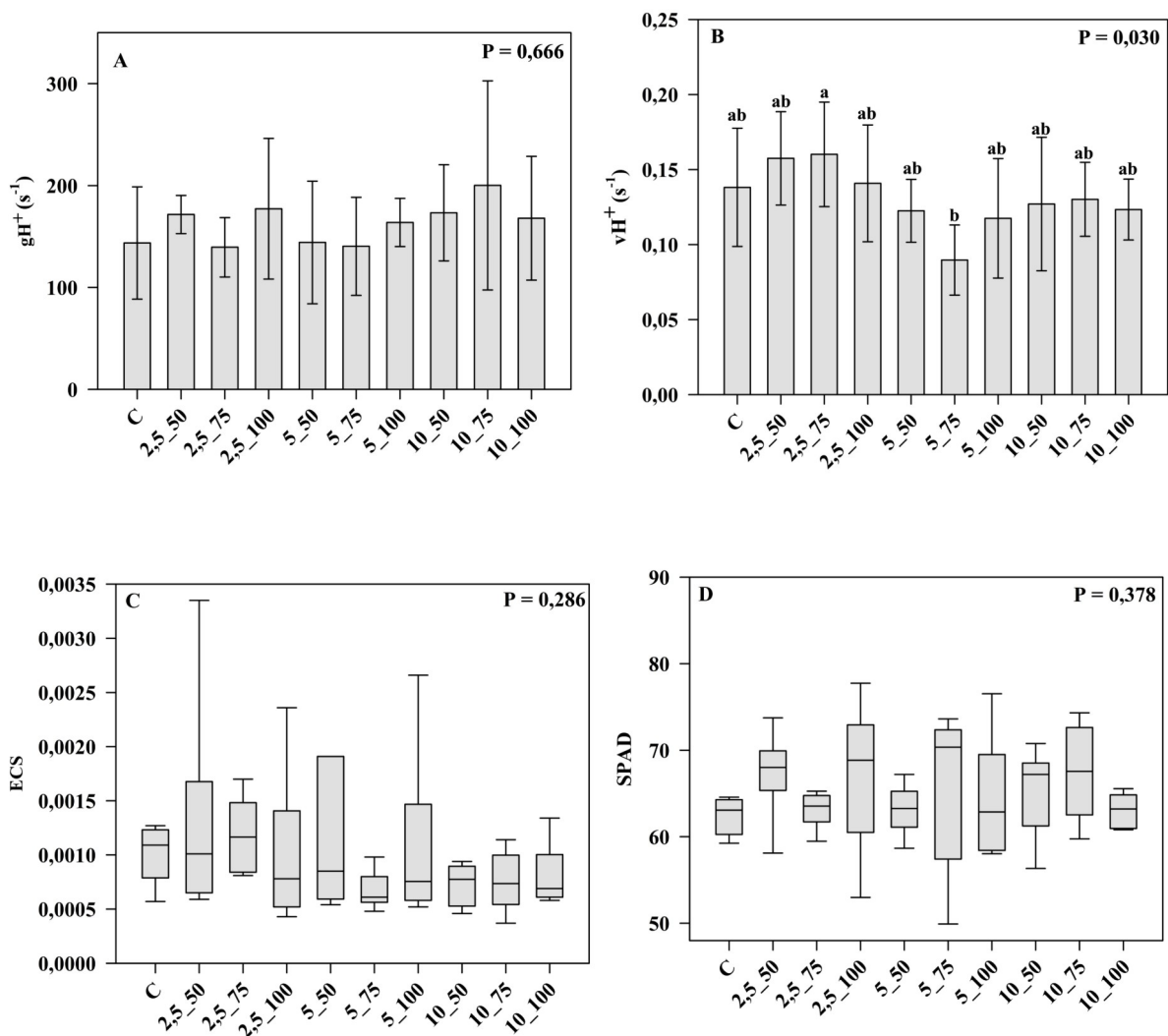


Figura 8. Condutividade de prótons da ATP sintase do cloroplasto – gH^+ (A), taxa relativa de fluxo de prótons do lúmen para o estroma – vH^+ (B), sinal de deslocamento eletrocromico – ECS (C) e índice SPAD (D) em plantas de tomate tratadas com lixiviado de leiras de compostagem tratado por digestão anaeróbia seguido por 15 dias de aeração e porcentagens da adubação de recomendação. Valores representam média \pm desvio para aos dados paramétricos ou mediana aos não paramétricos, seguidas de letras minúsculas distintas que indicam diferenças significativas.

A eficiência do transporte de prótons através da membrana tilacoide (gH^+) também não apresentou diferença entre os tratamentos (teste de *Tukey*; $p > 0,05$), indicando ausência de alterações significativas na capacidade da ATP sintase de facilitar o fluxo de prótons do lúmen para o estroma do cloroplasto. Resultados semelhantes foram observados por Ibrahimova et al. (2021) ao avaliar a resistência abiótica ao estresse salino em diferentes genótipos de trigo, onde não foi encontrada diferença significativa para gH^+ entre os tratamentos. No presente estudo, o valor médio de gH^+ nos tratamentos foi de $160,13 \text{ s}^{-1} \pm 53$ (Figura 8A), variando de $139,4 \text{ s}^{-1}$ (tratamento 2,5_75) até $200,1 \text{ s}^{-1}$ (tratamento 10_75). Em condições normais, a variação esperada para gH^+ está entre 50 e 300 s^{-1} (Yamori et al., 2011). Os valores de gH^+ podem variar entre diferentes espécies vegetais, de acordo com as condições ambientais e o estado fisiológico da planta. Contudo, no presente trabalho, a variação na quantidade de fertilizantes aplicada associada a diferentes diluições do produto da biodigestão anaeróbia com posterior aeração não resultou em variação quando mensurados nas plantas de tomateiro.

Em vH^+ observou-se diferença entre os tratamentos (teste de *Tukey*; $p > 0,05$) (Figura 8B). As plantas que receberam 75% da adubação recomendada associada com aplicação do efluente diluído a 2,5% (2,5_75) apresentaram o maior valor absoluto para vH^+ ($0,16 \pm 0,07 \text{ s}^{-1}$). Já o tratamento com 75% da adubação recomendada associada à aplicação do efluente tratado a 5% de concentração (5_75) resultou no menor valor absoluto ($0,09 \pm 0,02 \text{ s}^{-1}$). O vH^+ que representa a velocidade de translocação de prótons através da membrana tilacoide no cloroplasto e está diretamente relacionado à eficiência da fotossíntese, pois influencia a formação do gradiente de prótons (ΔpH), essencial para a produção de ATP via ATP sintase (Taiz et al., 2017). Valores normais para vH^+ variam entre 0,05 e $0,3 \text{ s}^{-1}$ em condições de fotossíntese otimizada (Yamori, Shikanai e Makino, 2015). A diferença observada no presente estudo pode estar associada à desbalanço nutricional de N, P ou Mg, uma vez que não houve

diferença em Φ_{NPQ} . Shukla et al. (2024) observaram resultados semelhantes ao avaliar o uso de bioestimulantes derivados de algas em plantas de ervilha, observando uma redução de vH^+ de $0,11 \pm 0,07 \text{ s}^{-1}$ para $0,09 \pm 0,06 \text{ s}^{-1}$ nos tratamentos que receberam o bioestimulante. No presente trabalho, a diferença observada entre o tratamento com maior valor absoluto e o menor foi de $0,09 \text{ s}^{-1}$.

O ECS é um parâmetro biofísico utilizado para avaliar a capacidade de transporte de prótons (H^+) através da membrana dos tilacoides, nos cloroplastos das folhas (Li et al., 2021). As medianas não apresentaram diferença significativa (teste de *Dunn's*; $p > 0,05$) entre os tratamentos avaliados (Figura 8C). Esses resultados sugerem que as plantas conseguiram manter o transporte de elétrons e a produção de ATP de maneira eficiente, independentemente do tratamento aplicado (Zhang et al., 2023). De forma complementar Ibrahimova et al. (2021) descobriram que a análise da cinética de relaxamento do intervalo escuro do deslocamento da banda eletrocromica em plantas cultivadas permitiu a estimativa da força motriz de prótons (ECS), da condutância de prótons da ATP sintase cloroplastidial (gH^+) e do fluxo estimado de prótons através do lúmen tilacoidal (vH^+), representando, assim, a taxa de síntese de ATP. A ausência de diferença significativa nas medianas do ECS entre os tratamentos indica que as plantas mantêm um transporte eficiente de elétrons e uma produção constante de ATP, demonstrando uma robusta capacidade de ajustar a transferência de prótons mesmo sob condições experimentais variadas, no estágio de desenvolvimento da cultura.

O índice SPAD, que representa um parâmetro relativo ao teor de clorofila nas folhas das plantas, também não foi alterado com a condução dos diferentes (teste de *Dunn's*; $p > 0,05$) entre os tratamentos (Figura 8D). O valor mediano observado entre os tratamentos foi de 65,7. Hooton, Ni e Wang (2019) reportaram valores semelhantes aos do presente trabalho ao utilizarem doses crescentes de digeridos da digestão anaeróbia de resíduos alimentares,

variando de 0 a 100% em volume. Por outro lado foram reportados por Massa et al. (2016), que observaram aumento de 15% no SPAD ao utilizar hidrolisados provenientes da digestão anaeróbia em *Hibiscus* sp. Dentro das condições experimentais e durante o estágio vegetativo da cultura, a manutenção do índice SPAD – com mediana de 65,7 – evidencia que o teor de clorofila permaneceu estável, conforme indicado pelo teste de *Dunn* ($p > 0,05$). Esse resultado sugere que os tratamentos não interferiram significativamente na capacidade fotossintética, mantendo a eficiência do sistema de captação e conversão de energia.

Em termos gerais, é possível inferir que a aplicação dos diferentes tratamentos não afetou de forma significativa dos parâmetros associados à fotossíntese dentro das condições experimentais e no estágio de desenvolvimento da cultura. Apesar de alguns tratamentos terem apresentado valores fora do intervalo ótimo para o cultivo, por exemplo a CE (Figura 2B) e mesmo temperatura ambiente da casa de vegetação (Figura 5), não houve dano representativo aos fotossistemas.

Teores de macronutrientes e micronutrientes

Os resultados de macronutrientes (N, P, K, Ca, Mg e S) nas plantas estão apresentada na Figura 9.

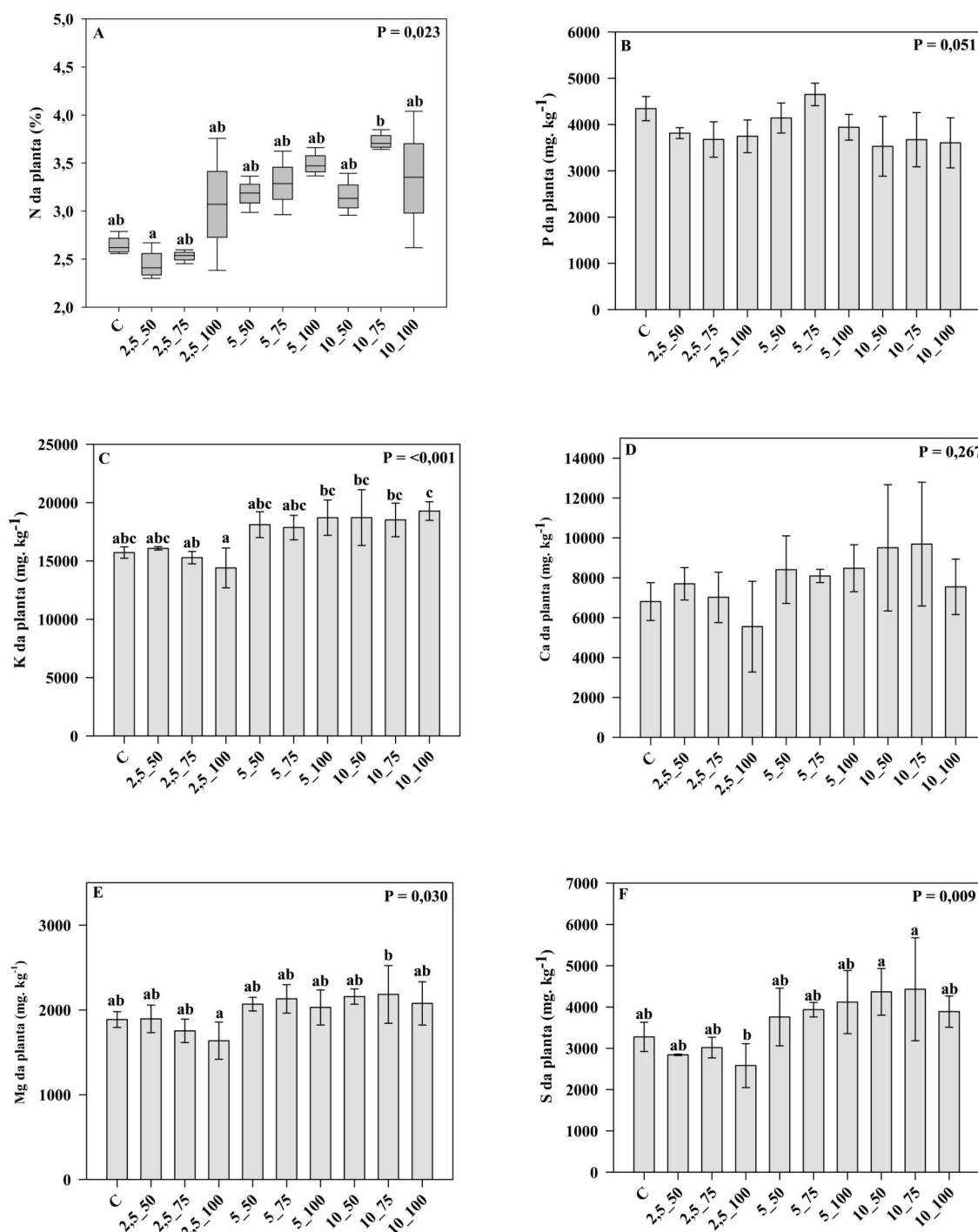


Figura 9. Nitrogênio (A), fósforo (B), potássio (C), cálcio (D), magnésio (E) e enxofre (F), nas plantas. Valores representam efeitos dos tratamentos utilizando diferentes diluições do lixiviado da compostagem digerido seguido por 15 dias de aeração, média \pm desvio para os dados paramétricos ou mediana aos não paramétricos, seguidas de letras minúsculas distintas que

indicam diferenças significativas.

O teor de N não apresentou distribuição normal dados não paramétricos e foram avaliadas pelo teste de *Kruskal-Wallis* em *rank*. Houve diferença significativa entre os tratamentos (teste de *Dunn's*; $p < 0,05$), com valores variando de 2,4% no tratamento 2,5_50 a 3,7% no 10_75 (Figura 9A). Não foram observadas diferenças significativas (teste de *Tukey*; $p > 0,05$) nos teores de P nas plantas entre os tratamentos avaliados (Figura 9B), com valores variando entre 3,5 g kg⁻¹ (10_50) e 4,6 g kg⁻¹ (5_75). O teor de K na planta foi significativo (teste de *Tukey*; $p < 0,05$) influenciado pelos diferentes tratamentos, com valores variando entre 14,4 g kg⁻¹ \pm 1,7 (tratamento 2,5_100) e 19,3 g kg⁻¹ \pm 0,8 (tratamento 10_100) (Figura 9C). Para Ca, não houve diferença entre os tratamentos ($p > 0,05$). Os maiores valores foram observados nas doses menores da adubação recomendada (50 e 75%) nos tratamentos 9,5 g kg⁻¹ (10_50) e 9,7 g kg⁻¹ (10_75), valores superior ao 6,8 g kg⁻¹ do controle (C) (Figura 9D). Em relação aos resultados dos teores de Mg e S na planta. Houve diferença significativa (teste de *Tukey*; $p < 0,05$) do Mg sendo que variou de 1,6 g kg⁻¹ o tratamento 2,5_100 à 2,2 g kg⁻¹ do 10_75, enquanto os demais tratamentos não apresentaram diferenças significativas de C (Figura 9E). Também houve diferença significativa (teste de *Tukey*; $p < 0,05$) no teor de S na planta variou de 2,5 g kg⁻¹ em 2,5_100 à 4,4 g kg⁻¹ em 10_75 (Figura 9F). Os resultados das ANOVAs (P, K, Ca, Mg e S) nos dados paramétricos e do teste *Kruskal-Wallis* (N) nos não paramétricos encontram-se no Anexo 13.

Em relação ao N, os resultados estão em conformidade com os de Sogn et al. (2018), Zhang et al. (2020), Horta e Carneiro (2021), Yan et al. (2023), que também observaram a elevação do nitrogênio foliar com o aumento das doses de digerido. De forma semelhante, Buligon et al. (2023), verificaram que a substituição de 50% da adubação por digerido resultou

nos maiores níveis de N nas folhas de milho (4,1%). No presente estudo, resultados semelhantes foram registrados: o tratamento com 10% de lixiviado e 75% de adubação apresentou concentração foliar superior ao tratamento com 2,5% de lixiviado e a mesma adubação. Isso pode ser atribuído à maior quantidade de nitrogênio presente nas frações líquidas do digerido (Tabela 6).

Em relação a estabilidade do fósforo na planta pode ser devido à predominância do fósforo na fração sólida dos digeridos e em relação ao digerido líquido, conforme relatado por Sogn et al. (2018) e Selvaraj et al. (2022). Grigatti et al. (2015), Sogn et al. (2018) e Bach, Essich e Müller (2021) também observaram aumento das reservas de fósforos no solo com a aplicação da fração sólida do digerido. Em contrapartida, Bach et al. (2022) não verificaram diferenças nos teores foliares de P em milho ao compararem o uso de digerido líquido com fontes ocasionais de fósforo, resultado que corrobora os do presente estudo.

Observe-se o aumento dos níveis de potássio na planta com a aplicação de 5,0 e 10,0% do efluente, diminuindo que essas concentrações podem suprir as exigências de potássio da cultura. Por se manter majoritariamente na fração líquida do digerido, o K torna-se prontamente disponível à medida que a matéria orgânica se decompõe e os compostos voláteis são liberados (Sogn et al., 2018; (Selvaraj et al., 2022). Resultados semelhantes foram observados por Bian, Wang e Gong (2023), que relataram elevação de 5% a 10% no teor de K em plantas de aipo (*Apium graveolens*) com a aplicação de digestivo líquido em doses crescentes (90 a 270 t ha⁻¹). Essas descobertas reforçam que o lixiviado digerido após 15 dias de aeração pode atuar como uma fonte eficiente e de rápida disponibilidade de potássio para o tomateiro.

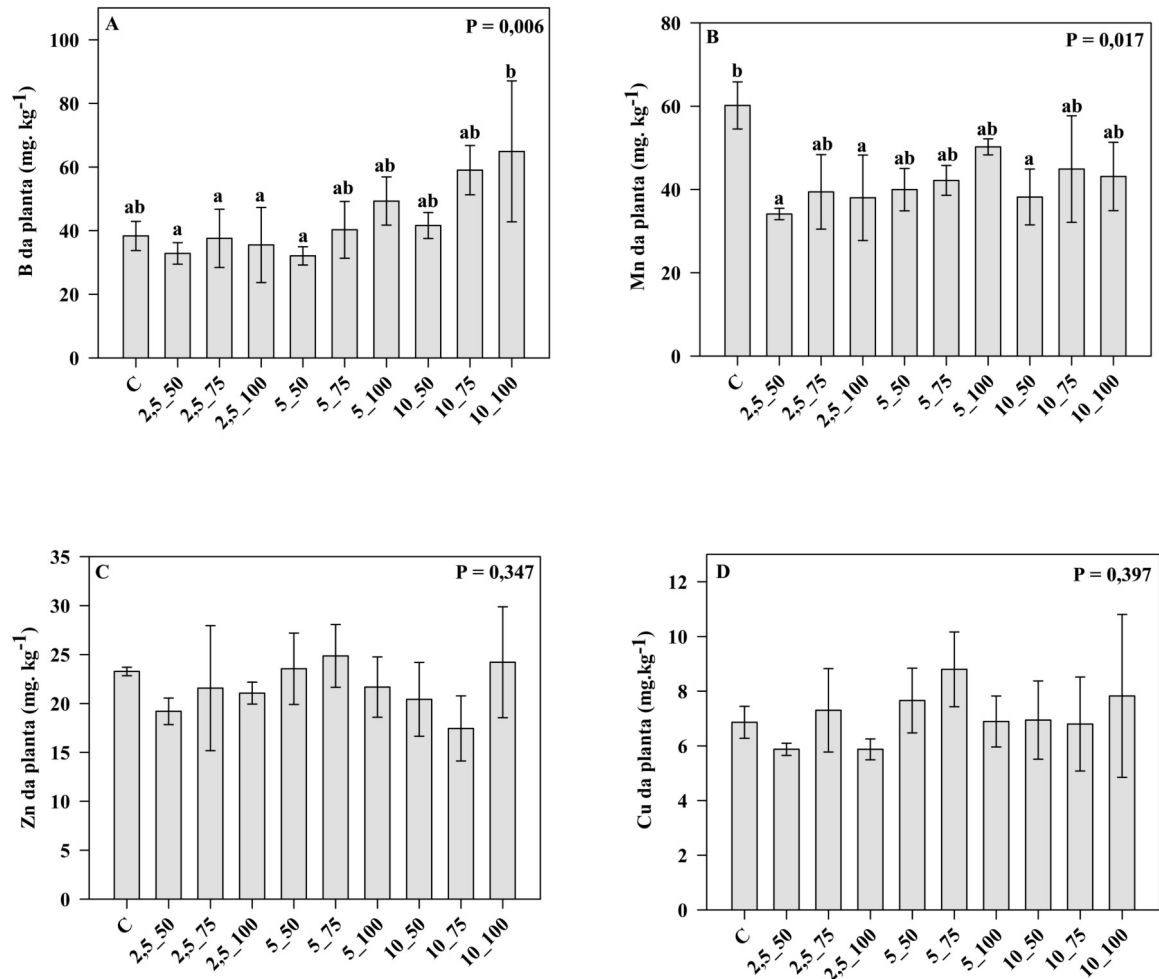
Em relação ao cálcio na planta, resultados diferentes foram observados por Meng et al. (2022), que avaliaram o efeito do digerido misto da digestão anaeróbia na germinação e desenvolvimento do repolho (*Brassica oleracea* var. *capitata*). Esses autores observaram

aumento na concentração de Ca na planta, com um teor máximo de 9 mg kg⁻¹ ao utilizar 10% do digerido. Möller e Müller (2012a), indicam que os digeridos da digestão anaeróbia podem ser fontes de Ca para as plantas, com teores variando entre 1 e 2,3 kg t⁻¹, dependendo da composição da matéria-prima utilizada no processo. Esses achados sugerem que, embora as diluições do lixiviado digerido seguido de 15 dias de aeração não tenham mostrado diferenças estatísticas significativas ($p > 0,05$) nos tratamentos, houve aumento na concentração de Ca nas plantas devido o Ca presente no digerido (Tabela 2).

O magnésio desempenha papel crucial na fotossíntese, atuando como componente central da clorofila, além de ativar enzimas metabólicas e regular o transporte de nutrientes e energia (Cakmak e Yazici, 2010). O S, por sua vez, é indispensável à síntese de aminoácidos (cisteína e metionina), proteínas, enzimas, vitaminas (biotina e tiamina) e compostos secundários, além de participar da formação da clorofila e contribuir para a resistência das plantas a estresses bióticos e abióticos (Narayan et al., 2023). Observou-se a aumento do teor de Mg na planta com o aumento da concentração do digerido. Essa variação está relacionada aos teores de Mg no lixiviado digerido e aerado (Tabela 2). O aumentando da concentração de S com o incremento das diluições de lixiviado digerido e aerado, estando relacionado ao teor de S presente no lixiviado digerido e aerado (Tabela 2). Albuquerque et al., (2012) observaram que as concentrações de Mg e S não diferiram estatisticamente entre os tratamentos ao utilizarem digerido da digestão anaeróbia no cultivo de melancia (*Citrullus lanatus*).

No presente estudo, constatou-se maior absorção de K, Mg e S pelas plantas em relação ao controle, com a elevação das diluições do lixiviado digerido e aerado, e os demais macronutrientes não diferiram nos teste utilizados (ANOVA e *Kruskal-Wallis*) o teor na planta em relação ao controle, o que pode estar associado tanto à composição nutricional do digerido quanto à sua capacidade de estimular a absorção nutricional pela planta.

A Figura 10 apresenta os resultados das análises dos micronutrientes (B, Mn, Zn, Cu, Fe, Mo e Ni) na planta em média e desvio padrão.



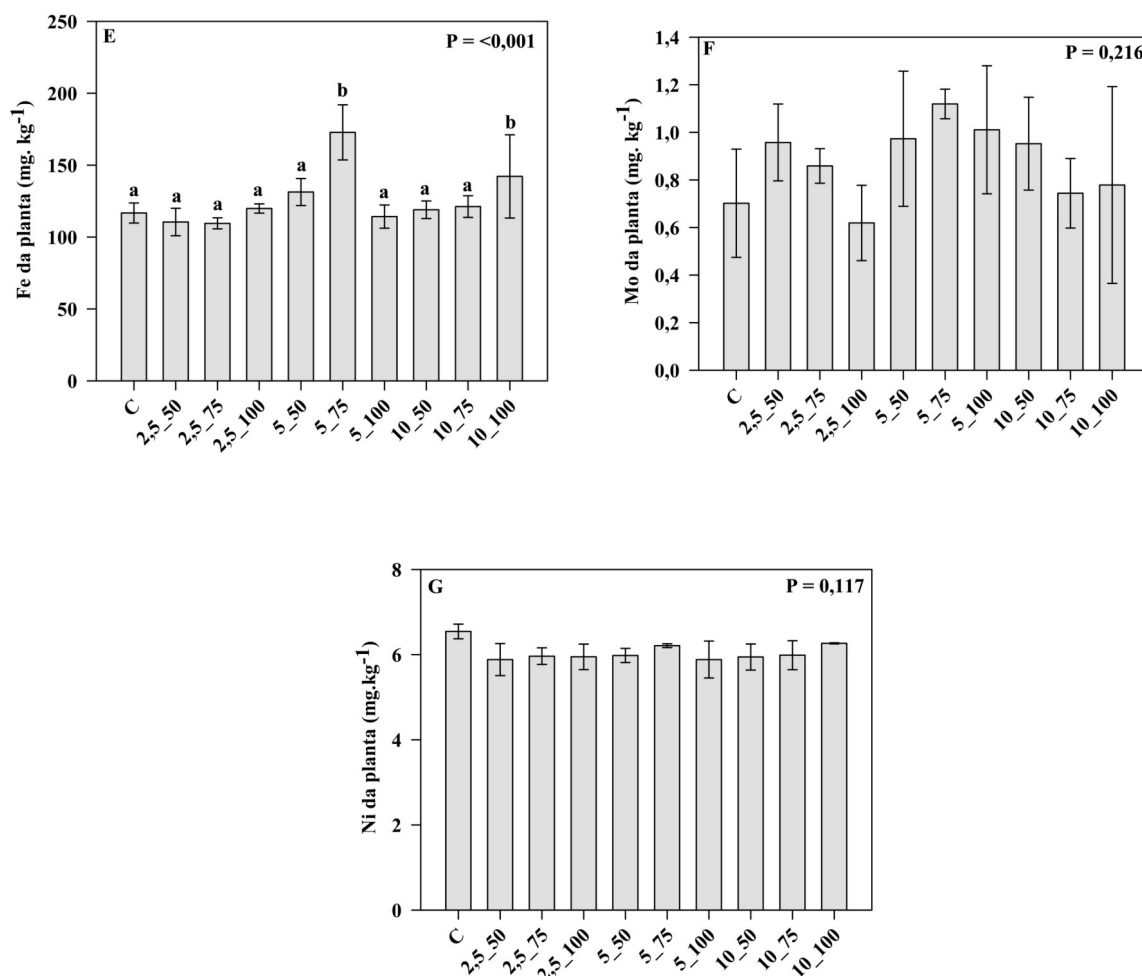


Figura 10. Boro – B (A), manganês – Mn (B), zinco – Zn (C), cobre – Cu (D), ferro – Fe (E), molibdênio – Mo (F) e níquel – Ni (G) em plantas de tomate. Valores dos resultados da aplicação das diluições do lixiviado digerido seguido por 15 dias de aeração, representado por média \pm desvio dos dados paramétricos, seguidas de letras minúsculas distintas indicam diferenças significativas.

Os teores de Zn, Cu, Mo e Ni na planta não apresentaram diferenças significativas (teste de *Tukey*; $p > 0,05$) entre os tratamentos, ao contrário do B, Mn e Fe, que variaram significativamente (teste de *Tukey*; $p < 0,05$). O menor teor de B foi de 32,8 mg kg⁻¹ (2,5_50),

enquanto o maior foi de 64,9 mg kg⁻¹ (10_100). Já os valores de Mn variaram de 34,1 mg kg⁻¹ em (2,5_50) a 60,2 mg kg⁻¹ (C) e o Fe oscilou entre 109,5 mg kg⁻¹ em 2,5_75 à 142,2 mg kg⁻¹ em 10_100. A aplicação do digerido influenciou os teores de B e Fe na planta, provavelmente devido às baixas concentrações desses nutrientes no digerido (Tabela 6). Já a concentração de Mn na planta foi reduzida quando o lixiviado digerido e aerado foi aplicado em conjunto com uma adubação reduzida (50% da recomendação), exceto no tratamento com 2,5% de lixiviado e 100% da recomendação. Os resultados das ANOVAs (B, Mn, Zn, Cu, Fe, Mo e Ni) encontra-se no Anexo 14.

Os micronutrientes, desempenhando funções importantes e específicas. Segundo Hänsch e Mendel (2009), o B atua na formação da parede celular e no transporte de açúcares; o Mn participa da fotossíntese e do metabolismo do N e S; o Zn é crucial para a síntese de auxinas e estabilidade das membranas; o Cu integra enzimas redox na respiração e fotossíntese; o Fe é fundamental no transporte de elétrons e síntese de clorofila; o Mo é necessário para a fixação biológica do N e assimilação de nitrato; e o Ni é essencial para ativar a urease, auxiliar no metabolismo do nitrogênio e melhorar a resistência das plantas a estresses. Entretanto, o excesso desses elementos pode ser tóxico, inibindo a absorção e a função de outros nutrientes, além de causar sintomas fitotóxicos, como clorose, necrose radicular e atrofia foliar.

Digeridos resultantes da digestão anaeróbia de chorume de suíno podem conter altas concentrações de Cu e Zn, cuja composição varia conforme a matéria-prima utilizada (Abdullahi et al., 2008). Schattauer et al. (2011), em estudo realizado na Europa, identificaram a presença de B (0,9 mg kg⁻¹) em digeridos provenientes de resíduos alimentares. Durante a digestão anaeróbia, em média, 21,0% do Mn são retidos (Massé, Croteau e Masse, 2007). Assim como o B, o Mn foi encontrado em baixas concentrações (6 mg kg⁻¹) por Schattauer et al. (2011), resultado semelhante ao do presente estudo, que registrou 3,6 mg L⁻¹ de Mn no lixiviado

digerido e aerado (Tabela 1). Além disso, perdas significativas de Mn, de até 32%, foram observadas por Marcato et al. (2008) durante a digestão anaeróbia de resíduos alimentares.

Diferindo do presente trabalho Tang et al. (2020) demonstraram aumentos de 41% e 35% nos teores de Zn e Cu, respectivamente, em plantas de trigo cultivadas por cinco anos com aplicação de digerido de suíno, em comparação ao controle. Nesse estudo, as concentrações de Zn e Cu nos digeridos eram de 12,43 mg L⁻¹ e 3,1 mg L⁻¹, respectivamente bem superior as encontradas Zn 0,16 e Cu 0,78 mg L⁻¹ em 100% do digerido. Esses achados corroboram os resultados do presente estudo, sugerindo que a baixa disponibilidade de Zn e Cu nas diluições do lixiviado digerido e aerado de resíduos alimentares (Tabela 1) pode ter contribuído para a ausência de diferenças significativas entre os tratamentos em relação a esses micronutrientes (Figura 10). Resultados semelhantes foram observados por Albuquerque et al. (2012), que não identificaram diferenças estatisticamente significativas no aumento de micronutrientes em melancias tratadas com digeridos da digestão anaeróbia. Segundo o Ni foi encontrado em digeridos de restos alimentares, subprodutos animais e resíduos industriais, com concentrações variando 7,2 a 15 mg kg⁻¹, indicando que a matéria-prima influencia a composição de micronutrientes do digerido.

A Figura 11 apresenta os resultados da quantidade e peso total dos frutos produzidos, comprimento, diâmetro e peso do fruto, em média e desvio padrão.

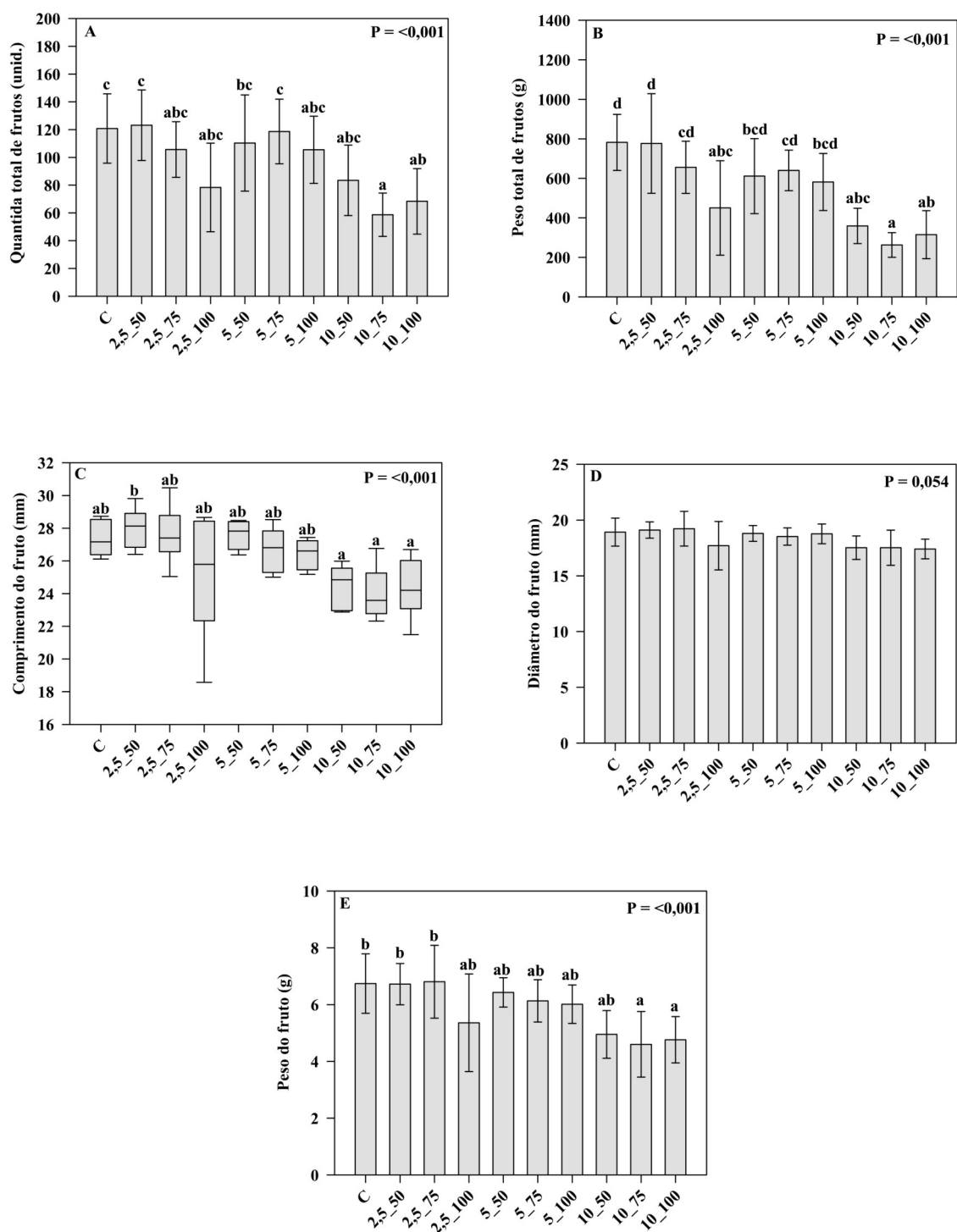


Figura 11. Quantidade (A) e peso total (B) dos frutos por planta, comprimento (C), diâmetro (D) e peso (E) do fruto. Os valores representados por média \pm desvio para os dados paramétricos e mediana aos dados não paramétricos, seguidas de letras minúsculas distintas que indicam

diferenças significativas, dos tratamentos com as diferentes diluições do lixiviado digerido seguido por 15 dias de aeração.

A quantidade total de frutos por planta apresentou diferença significativa (teste de *Tukey*; $p < 0,01$) entre os tratamentos (C, 2,5_50 e 5_75) e o tratamento 10_75. O tratamento 2,5_50 (2,5% de digerido e 50% da recomendação da adubação) produziu 123 frutos, sendo estatisticamente semelhante ao controle (C), que obteve 120 frutos. Os tratamentos 5_75 e 5_100 não diferiram do controle. No entanto, os tratamentos 10_75 e 10_100 apresentaram menor número de frutos, com 59 e 69 unidades, respectivamente (Figura 11A). O peso total de frutos por planta também apresentou diferença significativa (teste de *Tukey*; $p < 0,01$) entre os tratamentos (C, 2,5_50, 2,5_75 e 5_75) e 10_75 (Figura 11B). O tratamento controle (C) produziu 782,1 g de frutos, enquanto o tratamento 2,5_50 obteve 776,6 g, sem diferença estatística entre ambos. Dessa forma, a substituição de 100% do fertilizante sintético por 2,5% de digerido combinado com 50% da recomendação de adubação é viável. Os tratamentos 5_50, 5_75 e 5_100 apresentaram menor peso total de frutos, mas não diferiram estatisticamente do controle. Por outro lado, os tratamentos 10_50 (359,0 g), 10_75 (262,7 g) e 10_100 (314,7 g) apresentaram os menores valores de peso total. Em relação às variáveis morfológicas, o comprimento do fruto apresentou diferença significativa (teste de *Dunn's*; $p < 0,01$) entre as medianas dos tratamentos 2,5_50 e 10_50, 10_75 e 10_100. O menor comprimento (23,5 mm) foi observado no tratamento 10_75, enquanto o maior (28,1 mm) ocorreu no tratamento 2,5_50 (Figura 11C). De acordo com a classificação proposta por Fernandes, Corá e Braz (2007) (Anexo 9), os frutos menores foram classificados como pequenos e os maiores como médios. O tratamento controle (27,1 mm) não diferiu estatisticamente dos tratamentos 2,5_50 (28,1 mm), 2,5_75 (27,3 mm), 2,5_100 (25,7 mm), 5_50 (27,8 mm) e 5_75 (26,8 mm),

indicando que a substituição de 100% da recomendação de fertilizante sintético por 2,5% ou 5% de digerido com 50% ou 75% da recomendação não altera o comprimento do fruto. Por outro lado, os tratamentos com 10% de digerido (10_50, 10_75 e 10_100) reduziram significativamente o comprimento dos frutos, o que pode estar relacionado ao desbalanço nutricional, à elevada CE e ao teor de amônia do > digerido (Tabela 1 e 2). O diâmetro do fruto não variou significativamente (teste de *Tukey*; $p > 0,05$) entre os tratamentos, oscilando entre 17,4 mm (10_100) e 19,2 mm (2,5_50) (Figura 11D). O resultado das ANOVAs para quantidade total (A), peso total (B), diâmetro (D) e peso do fruto (E) para os dados paramétricos e *Kruskal-Wallis* comprimento do fruto (C) dado não paramétrico se encontra no Anexo 15.

Hooton, Ni e Wang (2019) observaram resultados semelhantes ao aplicarem digeridos de resíduos alimentares em doses de 0 a 100% no cultivo de tomate. Nesse estudo, a concentração de 5% resultou no maior número de frutos, enquanto doses acima de 25% reduziram a produção. De forma semelhante, no presente estudo, o tratamento 2,5_50, que utilizou a menor concentração (2,5%), obteve a maior quantidade de frutos. Esses resultados indicam que doses menores de digerido (2,5%) combinadas com 50% da recomendação de fertilizante sintético podem substituir a adubação convencional sem reduzir a produção. Esse efeito pode estar relacionado à capacidade bioestimulante do lixiviado a baixas concentrações na produção do tomateiro. Entretanto, a concentração de 10% reduziu a quantidade de frutos por planta. Esse efeito pode estar associado à elevada condutividade elétrica ($CE > 4,0 \text{ mS cm}^{-1}$) e ao desbalanço nutricional causado pelo aumento na concentração de amônia Tabela 1. Esses resultados sugerem que diluições de 2,5% ou 5% do digerido (lixiviado digerido e aerado), combinadas com 50% ou 75% da recomendação de adubação, podem substituir 100% do fertilizante sintético. No entanto, assim como na quantidade de frutos, a diluição de 10% reduziu significativamente o peso total dos frutos indicando possível toxicidade do digerido

seguido por 15 dias de aeração.

Assim, a substituição de 100% do fertilizante sintético por 2,5% ou 5% do digerido não interfere no diâmetro dos frutos quando combinado com 50% ou 75% da recomendação. Embora os tratamentos com 10% de digerido não tenham apresentado diferença estatística. O peso médio dos frutos variou significativamente entre os tratamentos. O controle (C) apresentou média de 6,7 g, enquanto os tratamentos 2,5_50 e 2,5_75 registraram 6,7 g e 6,8 g, respectivamente. Esses valores diferiram estatisticamente (teste de *Tukey*; $p < 0,01$) dos tratamentos 10_75 (4,6 g) e 10_100 (4,7 g) (Figura 11E). Os pesos médios variaram entre 4,6 g (10_75) e 6,8 g (2,5_50), sendo classificados como pequenos, conforme classificação de Fernandes, Corá e Braz (2007) (Anexo 9). Resultados semelhantes foram reportados por Ferdous et al. (2018), que observaram maior produção de frutos de tomate ao combinarem a menor dose de 3 t ha⁻¹ de digerido da digestão anaeróbia de resíduos de avicultura com fertilizante sintético. De modo semelhante, Yu et al., (2006) verificaram um aumento de 27,69% na produção e na qualidade dos frutos de jujuba (*Ziziphus jujuba*) ao utilizarem digeridos provenientes da digestão anaeróbia de resíduos da criação animal, em comparação ao controle (fertilizante sintético). Wenke, Lianfeng e Qichang (2009), ao analisarem a aplicação de diferentes diluições de digerido na produção de alface (*Lactuca sativa* L.) em sistema hidropônico, constataram maior peso dos brotos e maior número de folhas expandidas nas plantas tratadas com a menor concentração (1:5), em comparação às diluições mais concentradas (1:4) e ao controle (fertilizante sintético). Albuquerque et al. (2012) também relataram aumento na produção agrícola ao aplicarem 65 m³ ha⁻¹ de digerido proveniente de uma planta industrial que processa resíduos de suínos, matadouros e biodiesel no cultivo de melancia (*Citrullus lanatus*), resultando em um incremento médio de 12% no peso total das frutas em relação ao controle, enquanto o peso por fruto aumentou 17%. Montemurro et al.

(2010) também observaram maior rendimento na produção de alface, com um aumento de 52,9% ao utilizarem digerido proveniente de águas residuais da indústria vinícola, em comparação ao controle, aplicando doses equivalentes a 140 kg de N ha⁻¹. Por fim, Pivato et al. (2016) demonstraram que o digerido da digestão anaeróbia teve efeito positivo no crescimento de plantas de agrião (*Nasturtium officinale* R.) quando aplicado em baixas concentrações (inferiores a 20%), mas causou efeitos negativos em concentrações elevadas (superiores a 20% p/p na base de matéria seca).

Os resultados deste estudo indicam que o peso total, a quantidade total de frutos, bem como o comprimento, o diâmetro e o peso individual dos frutos apresentaram incremento no tratamento 2,5_50 (2,5% do lixiviado digerido e aerado e 50% da adubação recomendada) e redução nos tratamentos 10_50, 10_75 e 10_100 (10% do lixiviado digerido e aerado). Esse efeito pode estar associado a substâncias bioestimulantes que favorecem o desenvolvimento do tomateiro, assim como ao desbalanceamento nutricional e à possível toxicidade relacionada ao lixiviado digerido e aerado (Tabela 1 e 2). Estudos prévios demonstram que o digerido contém fitormônios, como giberelinas, ácido indolacético e moléculas com atividade semelhante à auxina, além de compostos bioativos dissolvidos na matéria orgânica, os quais apresentam potencial para estimular o crescimento vegetal e aumentar a tolerância a estresses bióticos e abióticos (Liu, Yang e Du, 2009; Scaglia, Pognani e Adani, 2017). Contudo, a aplicação de doses superiores a 10% de lixiviado digerido e aerado, associadas a 100% da adubação recomendada, pode resultar no acúmulo excessivo de sais, na toxicidade por amônio (NH₄⁺) e em desequilíbrios nutricionais, comprometendo o crescimento do tomateiro (Abdullahi et al., 2008; Salminen e Rintala, 2002; Möller, Schulz e Müller, 2010).

14 CONCLUSÃO

A aeração do digerido proveniente da digestão anaeróbia do lixiviado da compostagem por 15 dias mostrou-se uma estratégia promissora, promovendo reduções na DQO, DBO₅ e nitrogênio amoniacal, além da eliminação completa de coliformes termotolerantes. O processo também levou a um incremento no pH, embora tenha aumentado a condutividade elétrica. No entanto, a remoção de fósforo total foi limitada, e os teores finais de DBO₅, NH₄⁺, fósforo total e sólidos dissolvidos totais não atenderam integralmente aos critérios estabelecidos pelas Resoluções CONAMA nº 430/2011 para lançamento em corpos receptores.

Em relação ao teste com planta das diferentes diluições do digerido seguido por 15 dias de aeração. Os tratamentos não diferiram quanto à eficiência fotossintética, nem para a maioria dos nutrientes na planta, exceto pelo Mn, que apresentou redução com 50% da recomendação e nas diluições de 2,5 e 10% do digerido, e pelo Fe, que aumentou nas recomendações de 75 e 100% e nas diluições de 5 e 10%, em comparação ao controle. A aplicação de 2,5% do digerido aerado, combinada com 50% da adubação sintética recomendada, manteve a produtividade e as características dos frutos em níveis equivalentes a 100% da adubação sintética isso reforça a função estimulante do digerido a baixas concentrações. No entanto, a aplicação de 10% do digerido aerado comprometeu o rendimento, possivelmente devido à elevada condutividade elétrica e ao acúmulo de amônio presentes no digerido.

A aeração por 15 dias do lixiviado de compostagem, após o tratamento anaeróbio, não foi suficiente para que ele atendesse aos parâmetros exigidos para lançamento em corpos receptores, conforme estabelecido pela Resolução CONAMA nº 430/2011, dentro das condições experimentais estudadas. Dessa forma, refutamos a hipótese de que a combinação do tratamento anaeróbio seguido por 15 dias de aeração seja suficiente para conferir ao lixiviado

características adequadas para seu descarte em corpos receptores.

Por outro lado, a hipótese de que diluições do lixiviado digerido e aerado por 15 dias pode ser utilizado como biofertilizante ou estimulante de plantas, substituindo parcialmente fertilizantes sintéticos, foi confirmada.

Diante disso, podemos afirmar que, além da eficiência do tratamento ambiental, há viabilidade na reutilização do digerido aerado como biofertilizante ou estimulante. Sua aplicação via irrigação localizada demonstrou potencial para substituir parcialmente fertilizantes sintéticos, sem comprometer a eficiência fotossintética, a nutrição das plantas ou a produtividade das culturas. Esses resultados reforçam o papel do digerido tratado como bioinsumo agrícola promissor, promovendo a valorização de resíduos orgânicos e contribuindo para a mitigação dos impactos ambientais na produção agrícola.

15 REFERÊNCIAS

- ABDULLAHI, Y. A.; AKUNNA, J. C.; WHITE, N. A.; HALLETT, P. D.; WHEATLEY, R. Investigating the effects of anaerobic and aerobic post-treatment on quality and stability of organic fraction of municipal solid waste as soil amendment. **Bioresource technology**, v. 99, n. 18, p. 8631–8636, 2008.
- ABUBAKER, J.; CEDERLUND, H.; ARTHURSON, V.; PELL, M. Bacterial community structure and microbial activity in different soils amended with biogas residues and cattle slurry. **Applied Soil Ecology**, v. 72, p. 171–180, 2013.
- AGROLINK. **Tomate tipo Grape: Alta tecnologia leva vantagens à produção**. Disponível em: <https://www.agrolink.com.br/noticias/tomate-tipo-grape--alta-tecnologia-leva-antagens-a-producao_454629.html?utm_source=chatgpt.com>. Acesso em: 1 mar. 2025.
- ALBURQUERQUE, J. A.; LA FUENTE, C. DE; CAMPOY, M.; CARRASCO, L.; NÁJERA, I.; BAIXAULI, C.; CARAVACA, F.; ROLDÁN, A.; CEGARRA, J.; BERNAL, M. P. Agricultural use of digestate for horticultural crop production and improvement of soil properties. **European Journal of Agronomy**, v. 43, p. 119–128, 2012.
- ALVARENGA, M. A. R. Tomate: produção em campo, casa de vegetação e hidroponia. rev. e ampl. **Lavras: UFLA**, 2022.
- APHA, A. P. H. A. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. [s.l.] American public health association Washington, DC, 2012. v. 10
- ASSOCIATION, I. S. W. Global waste management outlook 2024: beyond an age of waste, turning rubbish into a resource. 2024.
- AWASTHI, S.; CHAUHAN, R.; SRIVASTAVA, S. The importance of beneficial and essential trace and ultratrace elements in plant nutrition, growth, and stress tolerance. *In: Plant nutrition and food security in the era of climate change*. [s.l.] Elsevier, 2022. p. 27–46.
- BACH, I.-M.; ESSICH, L.; MÜLLER, T. Efficiency of recycled biogas digestates as phosphorus fertilizers for maize. **Agriculture**, v. 11, n. 6, p. 553, 2021.

BACH, I. M.; ESSICH, L.; BAUERLE, A.; MÜLLER, T. Efficiency of Phosphorus Fertilizers Derived from Recycled Biogas Digestate as Applied to Maize and Ryegrass in Soils with Different pH. **Agriculture (Switzerland)**, v. 12, n. 3, 2022.

BADJI, A.; BENSEDDIK, A.; BENSABA, H.; BOUKHELIFA, A.; HASRANE, I. Design, technology, and management of greenhouse: A review. **Journal of Cleaner Production**, v. 373, p. 133753, 2022.

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, jul. 2019.

BAŞTABAK, B.; KOÇAR, G. A review of the biogas digestate in agricultural framework. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 22, n. 5, p. 1318–1327, 2020.

BATISTA, R. M.; ARAÚJO, H. F. DE; SILVA, L. F. DA; NUNES, E. F.; FRARE, J. C. V. PRODUÇÃO DE TOMATE CEREJA FERTIRRIGADO SOB DIFERENTES TIPOS DE SUBSTRATOS ORGÂNICOS NO MUNICÍPIO DE BREVES, ILHA DO MARAJÓ–PA. **ARACÊ**, v. 6, n. 4, p. 14332–14344, 2024.

BRASIL. **Instrução Normativa SDA Nº 27, de 05 de junho de 2006**. Brasília, DF. Diário Oficial da União, Seção 1, p. 15, col. 3, 2006. Disponível em: <<https://pesquisa.in.gov.br/imprensa/jsp/visualiza/index.jsp?jornal=1&pagina=15&data=09/06/2006>>

BREMNER, J. M. 1965. Total nitrogen. **Methods of Soil Analysis. Chemical and Microbiological Properties**. *Agronomy*, n. 9 Part 2, p. 1149–1178, 1965.

BUTCHER, K.; WICK, A. F.; DESUTTER, T.; CHATTERJEE, A.; HARMON, J. Soil salinity: A threat to global food security. **Agronomy Journal**, v. 108, n. 6, p. 2189 – 2200, 2016.

CAKMAK, I.; YAZICI, A. M. Magnesium: a forgotten element in crop production. **Better crops**, v. 94, n. 2, p. 23–25, 2010.

CALABRÒ, P. S.; PANGALLO, D.; ZEMA, D. A. Wastewater treatment in lagoons: A systematic review and a meta-analysis. **Journal of Environmental Management**, v. 359, p. 120974, 2024.

CEASA-DF, C. DE A. DO D. F. **Guia de frutas e hortaliças – Tomate**. Brasília, DF: [s.n.].

Disponível em: <<https://www.ceasa.df.gov.br/wp-content/uploads/2022/03/Guia-de-frutas-e-hortalicas-tomate-revisado-ascom.pdf>>. Acesso em: 1 mar. 2025.

CLAESSEN, M. E. C.; BARRETO, W. DE O.; PAULA, J. L. DE; DUARTE, M. N. **Manual de Métodos de Análise de Solo**. [s.l: s.n.].

COMPANY, M. S. **2024 Post Season Global Tomato Crop Update**.

Resolução Nº 430, de 13 de maio de 2011. Brasília, DF. Diário Oficial da União, Seção 1, p 89, col.2, 2011. Disponível em:
<<https://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/legislacao/CONAMA/RE0430-130511.PDF>>

CONSTANTINO, L. V.; ROSSETTO, L. M.; BENASSI, M. T.; OLIVEIRA, C.; ZEFFA, D. M.; KOLTUN, A.; RESENDE, J. T. V.; GONÇALVES, L. S. A. Physico-biochemical characterization of mini-tomatoes and internal preference mapping based on consumer acceptance. **Scientia Horticulturae**, v. 282, p. 110034, 2021.

DISTRITO FEDERAL. **Lei Nº 6.518, de 12 de março de 2020**. Brasília – DF. Diário Oficial do DF, Seção 1, p. 1, 2020. Disponível em: <https://www.dodf.df.gov.br/index/visualizar-arquivo/?pasta=2020/04_Abril/DODF_072_16-04-2020&arquivo=DODF_072_16-04-2020_INTEGRA.pdf>

Lei Nº 7.397, de 10 de janeiro de 2024. Brasília - DF, 2024. Disponível em: <<https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=454700#:~:text=Altera a Lei nº 5.418,Distrito Federal por processos biológicos".&text=Art.,-2º A Lei>>

EISELE, T. G.; CONSTANTINO, L. V.; GIACOMIN, R. M.; ZEFFA, D. M.; SUZUKI, C. H. J.; GONÇALVES, L. S. A. Genotyping and phenotyping of grape tomato hybrids aiming at possible genitors for breeding program. **Horticultura Brasileira**, v. 40, n. 4, p. 352–359, 2022.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. Brasília. Embrapa., 2017.

FAO, F. B. S. F. A. A. O. O. T. U. N. **Food and Agriculture Organization of the United Nations Statistical Databases (FAOSTAT)**. Disponível em:
<<https://www.fao.org/faostat/en/#data/QCL/visualize>>.

FERDOUS, Z.; ULLAH, H.; DATTA, A.; ANWAR, M.; ALI, A. Yield and profitability of tomato as influenced by integrated application of synthetic fertilizer and biogas slurry. **International Journal of Vegetable Science**, v. 24, n. 5, p. 445–455, 2018.

FERNANDES, C.; CORÁ, J. E.; BRAZ, L. T. Classificação de tomate-cereja em função do tamanho e peso dos frutos. **Horticultura Brasileira**, v. 25, p. 275–278, 2007.

GENUCHTEN, M. T. VAN. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. **Soil science society of America journal**, v. 44, n. 5, p. 892–898, 1980.

GENUCHTEN, M. T. VAN VAN; LEIJ, F. J.; YATES, S. R. The RETC code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils. 1991.

GOLOVKO, O.; AHRENS, L.; SCHELIN, J.; SÖRENGÅRD, M.; BERGSTRAND, K.-J.; ASP, H.; HULTBERG, M.; WIBERG, K. Organic micropollutants, heavy metals and pathogens in anaerobic digestate based on food waste. **Journal of Environmental Management**, v. 313, p. 114997, 2022.

GRIGATTI, M.; BOANINI, E.; CAVANI, L.; CIAVATTA, C.; MARZADORI, C. Phosphorus in digestate-based compost: chemical speciation and plant-availability. **Waste and Biomass Valorization**, v. 6, p. 481–493, 2015.

HANIF, A.; LOETSCHER, L.; SHARVELLE, S. Evaluation of a leach bed reactor for the anaerobic digestion of drylot collected cattle manure. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, n. 5, p. 106080, 2021.

HÄNSCH, R.; MENDEL, R. R. Physiological functions of mineral micronutrients (Cu, Zn, Mn, Fe, Ni, Mo, B, Cl). **Current opinion in plant biology**, v. 12, n. 3, p. 259–266, 2009.

HIDAKA, T.; NAKAMURA, M.; ORITATE, F.; NISHIMURA, F. Utilization of high solid waste activated sludge from small facilities by anaerobic digestion and application as fertilizer. **Water Science and Technology**, v. 80, n. 12, p. 2320–2327, 2019.

HIGASHIDE, T. Review of Dry Matter Production and Growth Modelling to Improve the Yield of Greenhouse Tomatoes. **Horticulture Journal**, v. 91, n. 3, p. 247–266, 2022.

HOAGLAND, D. R.; ARNON, D. I. The water-culture method for growing plants without soil. **Circular. California agricultural experiment station**, v. 347, n. 2nd edit, 1950.

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.

HORTA, C.; CARNEIRO, J. P. Use of digestate as organic amendment and source of nitrogen to vegetable crops. **Applied Sciences**, v. 12, n. 1, p. 248, 2021.

IBGE, I. B. D. G. E. E. **Produção Agropecuária - Tomate**. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/explica/producao-agropecuaria/tomate/br.>>. Acesso em: 1 mar. 2025.

IBRAHIMOVA, U.; ZIVCAK, M.; GASPAROVIC, K.; RASTOGI, A.; ALLAKHVERDIEV, S. I.; YANG, X.; BRESTIC, M. Electron and proton transport in wheat exposed to salt stress: is the increase of the thylakoid membrane proton conductivity responsible for decreasing the photosynthetic activity in sensitive genotypes? **Photosynthesis research**, v. 150, n. 1, p. 195–211, 2021.

INACIO, C. D.; MORAES, A. D. DE; CAMPOS, D. V. B. DE; VENEU, D. M.; RECH, I.; LEAL, M. A. D. Struvite Precipitation in Composting Leachate for Use as Fertilizer. **REVISTA VIRTUAL DE QUIMICA**, 2022.

INSIGHTS, G. M. **Tomato Processing Market**. Disponível em: <[>](https://www.gminsights.com/industry-analysis/tomato-processing-market). Acesso em: 1 mar. 2025.

IPEDF, I. DE P. E E. DO D. F. **DISTRITO FEDERAL RESULTADOS GERAIS: MORADORES E DOMICÍLIOS**. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <[>](https://pdad.ipe.df.gov.br/files/reports/Relatório_DF-GERAL-200225.pdf).

ISWA, I. S. W. A. **Perspectivas globais de gestão de resíduos 2024**. Disponível em: <https://www.unep.org/resources/global-waste-management-outlook-2024?utm_source=iswa&utm_medium=website&utm_campaign=GWMO2024>. Acesso em: 8 ago. 2024.

KADRI, S. U. T.; TAVANAPPANAVAR, A. N.; NAGESH BABU, R.; BILAL, M.; SINGH, B.; GUPTA, S. K.; BHARAGAVA, R. N.; GOVARTHANAN, M.; SAVANUR, M. A.; MULLA, S. I. Overview of Waste Stabilization Ponds in Developing Countries. *In: Cost-efficient Wastewater Treatment Technologies: Natural Systems*. [s.l.] Springer, 2021. p. 153–175.

KAISER, E.; KROMDIJK, J.; HARBINSON, J.; HEUVELINK, E.; MARCELIS, L. F. M. Photosynthetic induction and its diffusional, carboxylation and electron transport processes as affected by CO₂ partial pressure, temperature, air humidity and blue irradiance. **Annals of Botany**, v. 119, n. 1, p. 191–205, 2017.

KARAS, E. Effects of emitter spacing and irrigation rate on the yield, quality and energy requirements of drip-irrigated tomatoes (*Solanum lycopersicum* L.). **Applied Ecology and Environmental Research**, v. 18, n. 1, p. 1847–1862, 2020.

KHALIDA, A.; ARUMUGAM, V.; ABDULLAH, L. C.; MANAF, L. A.; ISMAIL, M. H. Dehydrated Food Waste for Composting: An Overview. **Pertanika Journal of Science and Technology**, v. 30, n. 4, p. 2933–2960, 2022.

KHAN, T. M.; KHALID, A.; HABIB, U.; RAMAY, M. I.; ALI, U.; SAMAD, N. Aerobic treatment for recycling kitchen wastewater. **International Journal of Agriculture Applied Science**, v. 3, n. 1, 2011.

KIST, B. B.; SANTOS, C. E. DOS; CARVALHO, C. DE; BELING, R. R. Anuário Brasileiro de Horti e Fruti 2019. **Editora Gazeta Santa Cruz**, p. 96, 2019.

LI, Y.; PAN, X.; XU, X.; WU, Y.; ZHUANG, J.; ZHANG, X.; ZHANG, H.; LEI, B.; HU, C.; LIU, Y. Carbon dots as light converter for plant photosynthesis: Augmenting light coverage and quantum yield effect. **Journal of Hazardous Materials**, v. 410, p. 124534, 2021.

LIN, L.; XU, F.; GE, X.; LI, Y. Improving the sustainability of organic waste management practices in the food-energy-water nexus: A comparative review of anaerobic digestion and composting. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 89, p. 151–167, 2018.

LIU, W. K.; YANG, Q.-C.; DU, L. Soilless cultivation for high-quality vegetables with biogas manure in China: Feasibility and benefit analysis. **Renewable Agriculture and Food Systems**, v. 24, n. 4, p. 300–307, 2009.

MAHAPATRA, S.; SAMAL, K.; DASH, R. R. Waste Stabilization Pond (WSP) for wastewater treatment: A review on factors, modelling and cost analysis. **Journal of Environmental Management**, v. 308, p. 114668, 2022.

MAHATHANINWONG, N.; WANDEE, S.; TOTWAREE, N.; ROMYEN, P. Aerobic Composting and Vermicomposting of Durian Shell and Citrus Peel Wastes . **BioResources**, v. 17, n. 1, p. 1144–1160, jan. 2022.

MALAVOLTA, E. Elementos de nutrição mineral de plantas. 1980.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. DE. Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações. 1997.

MANZOOR, R. *et al.* Diagnosis and Recommendation Integrated System Assessment of the Nutrients Limiting and Nutritional Status of Tomato. **Phyton-International Journal of Experimental Botany**, v. 91, n. 12, p. 2759–2774, 2022.

MAPA, M. DA A. P. E A. **Manual de Métodos Analíticos Oficiais para Fertilizantes e Corretivos**. Brasília - DF: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Defesa Agropecuária., 2017. Disponível em:
<https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/insumos-agropecuarios/insumos-agricolas/fertilizantes/legislacao/manual-de-metodos_2017_isbn-978-85-7991-109-5.pdf>.

MARCATO, C. E.; PINELLI, E.; POUECH, P.; WINTERTON, P.; GUIRESSE, M. Particle size and metal distributions in anaerobically digested pig slurry. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 7, p. 2340–2348, 2008.

MASSA, D.; PRISA, D.; MONTONERI, E.; BATTAGLINI, D.; GINEPRO, M.; NEGRE, M.; BURCHI, G. Application of municipal biowaste derived products in Hibiscus cultivation: Effect on leaf gaseous exchange activity, and plant biomass accumulation and quality. **SCIENTIA HORTICULTURAE**, v. 205, p. 59–69, 2016.

MASSÉ, D. I.; CROTEAU, F.; MASSE, L. The fate of crop nutrients during digestion of swine manure in psychrophilic anaerobic sequencing batch reactors. **Bioresource technology**, v. 98, n. 15, p. 2819–2823, 2007.

MAYER, M. C.; ANDRADE BARBOSA, R. DE; LIRA, E. C. DE; SILVA LOPES, W. DA; CAVALCANTI, M. T.; ARAÚJO, J. S. Sistema de lagoas de estabilização como uma alternativa de oferta de água para produções agrícolas em regiões semiáridas. **REVINSA-Revista do Instituto Nacional do Semiárido**, v. 1, n. 2, p. 22–29, 2022.

MEEGODA, JAY N.; LI, B.; PATEL, K.; WANG, L. B. A review of the processes, parameters, and optimization of anaerobic digestion. **International journal of environmental research and public health**, v. 15, n. 10, p. 2224, 2018.

MEEGODA, JAY N.; LI, B.; PATEL, K.; WANG, L. B. A review of the processes, parameters, and optimization of anaerobic digestion. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 15, n. 10, 2018.

MEENA, A. L.; KARWAL, M.; DUTTA, D.; MISHRA, R. P. Composting: phases and factors responsible for efficient and improved composting. **Agriculture and Food: e-Newsletter**, v. 1, p. 85–90, 2021.

MENG, X.; ZENG, B.; WANG, P.; LI, J.; CUI, R.; REN, L. Food waste anaerobic biogas slurry as fertilizer: potential salinization on different soil layer and effect on rhizobacteria community. **Waste Management**, v. 144, p. 490–501, 2022.

MIN, Y. Y.; TOYOTA, K.; SATO, E.; TAKADA, A. Effects of Anaerobically Digested Slurry on *Meloidogyne incognita* and *Pratylenchus penetrans* in Tomato and Radish Production. **Applied and Environmental Soil Science**, v. 2011, p. 1–6, 2011.

MISHRA, R. K. The effect of eutrophication on drinking water. **British Journal of Multidisciplinary and Advanced Studies**, v. 4, n. 1, p. 7–20, 2023.

MÖLLER, K. *et al.* Chapter Four - Improved Phosphorus Recycling in Organic Farming: Navigating Between Constraints. *In*: SPARKS, D. L. B. T.-A. IN A. (Ed.). . [s.l.] Academic Press, 2018. v. 147p. 159–237.

MÖLLER, K.; MÜLLER, T. Effects of anaerobic digestion on digestate nutrient availability and crop growth: A review. **Engineering in life sciences**, v. 12, n. 3, p. 242–257, 2012.

MÖLLER, K.; SCHULZ, R.; MÜLLER, T. Substrate inputs, nutrient flows and nitrogen loss of two centralized biogas plants in southern Germany. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 87, p. 307–325, 2010.

MONTEMURRO, F.; FERRI, D.; TITTARELLI, F.; CANALI, S.; VITTI, C. Anaerobic digestate and on-farm compost application: Effects on lettuce (*Lactuca sativa* L.) crop production and soil properties. **Compost science & utilization**, v. 18, n. 3, p. 184–193, 2010.

MOUSAVI, S. M.; RAIESI, T. Essentiality of boron in higher plants. *In*: **Boron in plants and agriculture**. [s.l.] Elsevier, 2022. p. 1–28.

MUALEM, Y. A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. **Water resources research**, v. 12, n. 3, p. 513–522, 1976.

NAHAR, K.; RHAMAN, M. S.; PARVIN, K.; BARDHAN, K.; MARQUES, D. N.; GARCÍA-CAPARRÓS, P.; HASANUZZAMAN, M. Arsenic-induced oxidative stress and antioxidant defense in plants. **Stresses**, v. 2, n. 2, p. 179–209, 2022.

NARAYAN, O. P.; KUMAR, P.; YADAV, B.; DUA, M.; JOHRI, A. K. Sulfur nutrition and its role in plant growth and development. **Plant Signaling & Behavior**, v. 18, n. 1, p. 2030082, 2023.

NÁTHIA-NEVES, G.; BERNI, M.; DRAGONE, G.; MUSSATTO, S. I.; FORSTER-CARNEIRO, T. Anaerobic digestion process: technological aspects and recent developments. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 15, n. 9, p. 2033–2046, 2018.

NAWROCKI, W. J.; BAILLEUL, B.; PICOT, D.; CARDOL, P.; RAPPAPORT, F.; WOLLMAN, F.-A.; JOLIOT, P. The mechanism of cyclic electron flow. **Biochimica et Biophysica Acta (BBA)-Bioenergetics**, v. 1860, n. 5, p. 433–438, 2019.

NEGÓCIOS., R. C. &. **Tomate Grape: Alta tecnologia leva vantagens à produção.** Disponível em: <<https://revistacampoenegocios.com.br/tomate-grape-alta-tecnologia-leva-vantagens-a-producao/>>. Acesso em: 1 mar. 2025.

NORDAHL, S. L.; PREBLE, C. V; KIRCHSTETTER, T. W.; SCOWN, C. D. Greenhouse Gas and Air Pollutant Emissions from Composting. **ENVIRONMENTAL SCIENCE & TECHNOLOGY**, 2023.

NOTÍCIAS AGRÍCOLAS. **Ciclo rápido de cultivo eleva produtividade do tomate grape Rosso nas regiões produtoras.** Disponível em: <<https://www.noticiasagricolas.com.br/noticias/hortifruti/326387-ciclo-rapido-de-cultivo-eleva-produtividade-do-tomate-grape-rosso-nas-regioes-produtoras.html>>. Acesso em: 1 mar. 2025.

NOZHEVNIKOVA, A. N.; MIRONOV, V. V; BOTCHKOVA, E. A.; LITTI, Y. V; RUSSKOVA, Y. I. Composition of a Microbial Community at Different Stages of Composting and the Prospects for Compost Production from Municipal Organic Waste (Review). **APPLIED BIOCHEMISTRY AND MICROBIOLOGY**, v. 55, n. 3, p. 199–208, 2019.

OLISA, E.; SAPARI, N.; MALAKAHMAD, A.; EZECHI, E. H.; RIAHI, A.; SALIHI, I. U.; ORJI, K. U. Evaluation of leachate characteristics from different leachate ponds in a semi-aerobic landfill. **International Journal of Engineering Research in Africa**, v. 22, p. 68–82, 2016.

OMAR, A.; ALMOMANI, F.; QIBLAWEY, H.; RASOOL, K. Advances in Nitrogen-Rich Wastewater Treatment: A Comprehensive Review of Modern Technologies. **Sustainability**, v. 16, n. 5, p. 2112, 2024.

OMIDINIA-ANARKOLI, T.; SHAYANNEJAD, M. Improving the quality of stabilization pond effluents using hybrid constructed wetlands. **Science of The Total Environment**, v. 801, p. 149615, 2021.

PAULO ESPÍNDOLA TRANI; KARIYA, E. A.; HANAI, S. M.; ANBO, R. H.; BASSETTO JÚNIOR, O. B.; PURQUERIO, L. F. V.; TRANI, A. L. **CALAGEM E ADUBAÇÃO DO TOMATE DE MESA** Campinas: Instituto Agrônomo Série Tecnologia Apta. Boletim Técnico IAC, 215, , 2015. Disponível em:

<file:///C:/Users/FREDERICO/OneDrive/tese/condução da cultura/3a018b16-c3ec-40e1-a552-216613e7b02d.pdf>

PELAYO LIND, O.; HULTBERG, M.; BERGSTRAND, K. J.; LARSSON-JÖNSSON, H.; CASPERSEN, S.; ASP, H. Biogas Digestate in Vegetable Hydroponic Production: pH Dynamics and pH Management by Controlled Nitrification. **Waste and Biomass Valorization**, v. 12, n. 1, p. 123–133, 2021.

PIVATO, A.; VANIN, S.; RAGA, R.; LAVAGNOLO, M. C.; BARAUSSE, A.; RIEPLE, A.; LAURENT, A.; COSSU, R. Use of digestate from a decentralized on-farm biogas plant as fertilizer in soils: An ecotoxicological study for future indicators in risk and life cycle assessment. **Waste Management**, v. 49, p. 378–389, 2016.

POMONI, D. I.; KOUKOU, M. K. A Review of Hydroponics and Conventional Agriculture Based on Energy and Water Consumption, Environmental Impact, and Land Use. **Handbooks of Sociology and Social Research**, p. 425–438, 2021.

RAZA, T.; KHAN, M. Y.; NADEEM, S. M.; IMRAN, S.; QURESHI, K. N.; MUSHTAQ, M. N.; SOHAIB, M.; SCHMALENBERGER, A.; EASH, N. S. Biological management of selected weeds of wheat through co-application of allelopathic rhizobacteria and sorghum extract. **BIOLOGICAL CONTROL**, v. 164, 2021.

RESENDE, M. L. V.; SALGADO, S. M. L.; CHAVES, Z. M. Espécies ativas de oxigênio na resposta de defesa de plantas a patógenos. **Fitopatologia brasileira**, v. 28, p. 123–130, 2003.

RIVA, C.; ORZI, V.; CAROZZI, M.; ACUTIS, M.; BOCCASILE, G.; LONATI, S.; TAMBONE, F.; D'IMPORZANO, G.; ADANI, F. Short-term experiments in using digestate products as substitutes for mineral (N) fertilizer: Agronomic performance, odours, and ammonia emission impacts. **Science of the Total Environment**, v. 547, p. 206–214, 2016.

SALMINEN, E.; RINTALA, J. Anaerobic digestion of organic solid poultry slaughterhouse waste—a review. **Bioresource technology**, v. 83, n. 1, p. 13–26, 2002.

SANA, A.; MAHMOOD, A.; IBRAHIM, M. Recovery of resources and circular economy from biomass-derived waste through aerobic and anaerobic digestion-based technique. *In: Nanomaterials in Biomass Conversion*. [s.l.] Elsevier, 2024. p. 411–463.

SCAGLIA, B.; POGNANI, M.; ADANI, F. The anaerobic digestion process capability to produce biostimulant: the case study of the dissolved organic matter (DOM) vs. auxin-like property. **Science of the Total Environment**, v. 589, p. 36–45, 2017.

SCHATTAUER, A.; ABDOUN, E.; WEILAND, P.; PLÖCHL, M.; HEIERMANN, M. Abundance of trace elements in demonstration biogas plants. **Biosystems engineering**, v. 108, n. 1, p. 57–65, 2011.

SELVARAJ, P. S.; PERIASAMY, K.; SUGANYA, K.; RAMADASS, K.; MUTHUSAMY, S.; RAMESH, P.; BUSH, R.; VINCENT, S. G. T.; PALANISAMI, T. Novel resources recovery from anaerobic digestates: Current trends and future perspectives. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 52, n. 11, p. 1915–1999, 2022.

SHIRAHIGE, F. H.; MELO, A. M. T. DE; PURQUERIO, L. F. V; CARVALHO, C. R. L.; MELO, P. C. T. DE. Produtividade e qualidade de tomates Santa Cruz e Italiano em função do raleio de frutos. **Horticultura Brasileira**, v. 28, p. 292–298, 2010.

SHUKLA, P. S.; NIVETHA, N.; NORI, S. S.; BOSE, D.; KUMAR, S.; KHANDELWAL, S.; CRITCHLEY, A.; SURYANARAYAN, S. Understanding the mode of action of AgroGain®, a biostimulant derived from the red seaweed *Kappaphycus alvarezii* in the stimulation of cotyledon expansion and growth of *Cucumis sativa* (cucumber). **Frontiers in Plant Science**, v. 14, p. 1136563, 2023.

SHUKLA, P. S.; NIVETHA, N.; NORI, S. S.; KUMAR, S.; CRITCHLEY, A. T.; SURYANARAYAN, S. A biostimulant prepared from red seaweed *Kappaphycus alvarezii* induces flowering and improves the growth of *Pisum sativum* grown under optimum and nitrogen-limited conditions. **Frontiers in Plant Science**, v. 14, p. 1265432, 2024.

SIGMAPLOT. **Scientific Graphing Software: versão 11.0** San Jose - Califórnia - EUA San Rafael: Hearne Scientific Software, , 2007.

SILES-CASTELLANO, ANA B.; LÓPEZ, M. J.; LÓPEZ-GONZÁLEZ, J. A.; SUÁREZ-ESTRELLA, F.; JURADO, M. M.; ESTRELLA-GONZÁLEZ, M. J.; MORENO, J. Comparative analysis of phytotoxicity and compost quality in industrial composting facilities processing different organic wastes. **Journal of Cleaner Production**, v. 252, 2020.

SILES-CASTELLANO, ANA B; LÓPEZ, M. J.; LÓPEZ-GONZÁLEZ, J. A.; SUÁREZ-ESTRELLA, F.; JURADO, M. M.; ESTRELLA-GONZÁLEZ, M. J.; MORENO, J. Comparative analysis of phytotoxicity and compost quality in industrial composting facilities processing different organic wastes. **Journal of cleaner production**, v. 252, p. 119820, 2020.

SILVA, F. P. DA; ARGENTA, T. S.; PAULA, A. M. DE; AMORIM, A. K. B.; BUSATO, J. G. Treatment of Leachate Obtained in Leiras de Compostagem de Remos de Alimentos (Composting of Food Remains) by Anaerobic Biodigestion Followed by Oxygenation: a Case Study in the Federal District. **Revista de Gestão Social e Ambiental**, v. 18, n. 11 SE-, p. e09670, 7 nov. 2024.

ŠIMON, T.; KUNZOVÁ, E.; FRIEDLOVÁ, M. The effect of digestate, cattle slurry and mineral fertilization on the winter wheat yield and soil quality parameters. 2015.

SLU, S. DE L. U. **Construindo um Novo Modelo de Gestão dos Resíduos Sólidos do Distrito Federal, Relatório de Atividades SLU, 2023** Governo do Distrito Federal: Brasília, Brasil, 2024.

SMITH, J. L.; DORAN, J. W. Measurement and use of pH and electrical conductivity for soil quality analysis. **Methods for assessing soil quality**, v. 49, p. 169–185, 1997.

SOGN, T. A.; DRAGICEVIC, I.; LINJORDET, R.; KROGSTAD, T.; EIJSINK, V. G. H.; EICH-GREATOREX, S. Recycling of biogas digestates in plant production: NPK fertilizer value and risk of leaching. **International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture**, v. 7, n. 1, p. 49–58, 2018.

SOUSSI, M.; CHAIBI, M. T.; BUCHHOLZ, M.; SAGHROUNI, Z. Comprehensive review on climate control and cooling systems in greenhouses under hot and arid conditions. **Agronomy**, v. 12, n. 3, p. 626, 2022.

SWOCZYNA, T.; KALAJI, H. M.; BUSSOTTI, F.; MOJSKI, J.; POLLASTRINI, M. Environmental stress-what can we learn from chlorophyll a fluorescence analysis in woody plants? A review. **Frontiers in Plant Science**, v. 13, p. 1048582, 2022.

TAIZ, L.; ZEIGER, E.; MØLLER, I. M.; MURPHY, A. **Fisiologia e desenvolvimento vegetal**. [s.l.] Artmed Editora, 2017.

TAKAHASHI, S.; BADGER, M. R. Photoprotection in plants: a new light on photosystem II damage. **Trends in plant science**, v. 16, n. 1, p. 53–60, 2011.

TANG, Y.; WANG, L.; CARSWELL, A.; MISSELBROOK, T.; SHEN, J.; HAN, J. Fate and transfer of heavy metals following repeated biogas slurry application in a rice-wheat crop rotation. **Journal of Environmental Management**, v. 270, p. 110938, 2020.

TSEGAYE, D.; LETA, S. Evaluation of biogas production and pollutant removal efficiency of

two-phase anaerobic digestion treating slaughterhouse effluent. **Biofuels**, v. 14, n. 9, p. 873–881, 2023.

TSHIKALANGE, B.; OLOLADE, O.; JONAS, C.; BELLO, Z. A. Effectiveness of cattle dung biogas digestate on spinach growth and nutrient uptake. **Heliyon**, v. 8, n. 3, p. e09195, 2022.

TZANAKAKIS, V. A.; PARANYCHIANAKIS, N. V.; LONDRA, P. A.; ANGELAKIS, A. N. Effluent application to the land: Changes in soil properties and treatment potential. **Ecological Engineering**, v. 37, n. 11, p. 1757–1764, 2011.

VALENTE, G. DE F. S.; MENDONCA, R. C. S.; PEREIRA, J. A. M. The efficiency of electrocoagulation using aluminum electrodes in treating wastewater from a dairy industry. **Ciência Rural**, v. 45, p. 1713–1719, 2015.

VIOL, M. A.; ASSUNÇÃO CARVALHO, J. DE; CASTRO LIMA, E. M. DE; MATTOS, R. W.; REZENDE, F. C.; RODRIGUES, J. L. M. Déficit hídrico e produção do tomate cultivado em ambiente protegido. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada-RBAI**, v. 11, n. 1, p. 1244–1253, 2017.

WENKE, L.; LIANFENG, D.; QICHANG, Y. Biogas slurry added amino acids decreased nitrate concentrations of lettuce in sand culture. **Acta Agriculturae Scandinavica Section B–Soil and Plant Science**, v. 59, n. 3, p. 260–264, 2009.

WIJERATHNA, P.; IDROOS, F. S.; MANAGE, P. M. A review of the green approach to the treatment of solid waste leachate. **International Journal of Environment and Waste Management**, v. 35, n. 2, p. 198–220, 2024.

WU, D.; TU, M. L.; WANG, Z. Y.; WU, C.; YU, C. P.; BATTINO, M.; EL-SEEDI, H. R.; DU, M. Biological and conventional food processing modifications on food proteins: Structure, functionality, and bioactivity. **BIOTECHNOLOGY ADVANCES**, v. 40, 2020.

WU, X.; SHU, S.; WANG, Y.; YUAN, R.; GUO, S. Exogenous putrescine alleviates photoinhibition caused by salt stress through cooperation with cyclic electron flow in cucumber. **Photosynthesis research**, v. 141, p. 303–314, 2019.

YAMORI, W.; SHIKANAI, T.; MAKINO, A. Photosystem I cyclic electron flow via chloroplast NADH dehydrogenase-like complex performs a physiological role for photosynthesis at low light. **Scientific reports**, v. 5, n. 1, p. 13908, 2015.

YAMORI, W.; TAKAHASHI, S.; MAKINO, A.; PRICE, G. D.; BADGER, M. R.;

CAEMMERER, S. VON. The roles of ATP synthase and the cytochrome b 6/f complexes in limiting chloroplast electron transport and determining photosynthetic capacity. **Plant Physiology**, v. 155, n. 2, p. 956–962, 2011.

YAN, M.; TIAN, H.; SONG, S.; TAN, H. T. W.; LEE, J. T. E.; ZHANG, J.; SHARMA, P.; TIONG, Y. W.; TONG, Y. W. Effects of digestate-encapsulated biochar on plant growth, soil microbiome and nitrogen leaching. **Journal of Environmental Management**, v. 334, n. December 2022, p. 117481, 2023.

YANG, D. F.; XU, G. B.; DUAN, Y. Effect of Particle Size on Mechanical Property of Bio-Treated Sand Foundation. **APPLIED SCIENCES-BASEL**, v. 10, n. 22, 2020.

YU, F.; GUAN, X.; ZHAO, Z.; ZHANG, M.; GUO, P.; PAN, J.; LI, S. Application of biogas fermentation residue in Ziziphus jujuba cultivation. **Ying yong sheng tai xue bao= The journal of applied ecology**, v. 17, n. 2, p. 345–347, 2006.

ZHANG, C.; ZHANG, W.; YAN, H.; NI, Y.; AKHLAQ, M.; ZHOU, J.; XUE, R. Effect of micro-spray on plant growth and chlorophyll fluorescence parameter of tomato under high temperature condition in a greenhouse. **Scientia Horticulturae**, v. 306, p. 111441, 2022.

ZHANG, M.; WANG, Z.; ZHANG, X.; QIAN, X.; SHEN, G. Biogas and quality fertilizer production from dry anaerobic digestion of rice straw with nitrogen addition. **Bioresource Technology Reports**, v. 11, p. 100509, 2020.

ZHANG, S.; ZOU, B.; CAO, P.; SU, X.; XIE, F.; PAN, X.; LI, M. Structural insights into photosynthetic cyclic electron transport. **Molecular Plant**, v. 16, n. 1, p. 187–205, 2023.

16 ANEXOS II

Anexo 5. Concentração dos nutrientes na solução nutritiva para cultivo hidropônico.

Nutrientes	N	P	K	Ca	Mg	S	
Concentração				mg L ⁻¹			
100%	210,1	31,0	234,6	200,4	48,6	64,2	
Nutrientes	B	Cu	Cl	Fe	Mn	Mo	Zn
Concentração				µg L ⁻¹			
100%	500	20	648	5.022	502	11	50

Fonte: Adaptado de HOAGLAND e ARNON (1950).

Anexo 6. Resultado da análise de solo local.

Parâmetro	S
pH	5,0
Fósforo – P (mg/dm ³)	1,4
Cálcio – Ca (cmol _c /dm ³)	0,8
Magnésio – Mg (cmol _c /dm ³)	0,2
Potássio – K (cmol _c /dm ³)	0,04
Sódio – Na (cmol _c /dm ³)	0,03
Alumínio – Al (cmol _c /dm ³)	0,5
Acidez (H + Al) (cmol _c /dm ³)	3,4
Soma das bases (cmol _c /dm ³)	1,1
Capacidade de Troca de Cátions – CTC ou T (cmol _c /dm ³)	4,5
Saturação por Bases – V (%)	24,0
Saturação por Alumínio (%)	32,0
Saturação com Sódio – ISNa (%)	3,0
Carbono Orgânico – C (g kg ⁻¹)	8,4
Matéria Orgânica – MO (g kg ⁻¹)	14,4
Boro disponível – B (mg dm ³)	0,03
Cobre disponível – Cu (mg dm ³)	0,3
Ferro disponível – Fe (mg dm ³)	24,6
Manganês disponível – Mn (mg dm ³)	2,5
Zinco disponível – Zn (mg dm ³)	0,8
Enxofre disponível – S (mg dm ³)	2,6

S = solo local; pH em H₂O; Fósforo extraído com Mehlich-1; Capacidade de Troca de Cátions a pH 7.

Anexo 7. Resultado da análise do composto utilizado.

Parâmetros	Base úmida	Base natural
Cálcio – Ca (%)	7,3	9,45
Carbono Orgânico – C (%)	-	54,18
Fósforo total – PT (%)	1,6	1,9
Magnésio – Mg (%)	1,0	1,4
Nitrogênio Total – NT (%)	5,0	5,6
Potássio – K (%)	1,1	1,15
Boro – B (mg kg ⁻¹)	29,9	30,14
Cobre – Cu (mg kg ⁻¹)	39,8	40,2
Ferro – Fe (mg kg ⁻¹)	112,06	115,06
Manganês – Mn (mg kg ⁻¹)	31,5	32,72
Zinco – Zn (mg kg ⁻¹)	26,5	27,51
pH	-	7,97
Umidade (%)	22,0	-

C = composto; Densidade de 0,6 g cm⁻³.



Anexo 8. Imagens do preparo, montagem e condução do experimento com plantas de tomate (*Solanum lycopersicum* L., híbrido tipo *grape*, cv. Dolcetto – Isla®) em casa de vegetação, utilizando diluições do lixiviado digerido e submetido à 15 dias de aeração, aplicadas via irrigação por gotejamento.

Anexo 9. Classificação de tomate-cereja em classes e calibres.

Classes	Maior diâmetro (mm)	Peso do fruto (g)
gigante	> 35	> 20
grande	> 30 e ≤ 35	> 15 e ≤ 20
médio	> 25 e ≤ 30	> 10 e ≤ 15
pequeno	> 20 e ≤ 25	> 5 e ≤ 10

Fonte: Adaptado de FERNANDES; CORÁ; BRAZ (2007).

Anexo 10. Resultados ANOVAs pH (A) e CE (B) de dados paramétricos.

Dependent Variable: MPH

Normality Test (Shapiro-Wilk): Passed (P = 0,669)

Equal Variance Test (Brown-Forsythe): Passed (P = 0,740)

Group Name	N	Missing	Mean	Std Dev	SEM
CLT	3	0	5,607	0,115	0,0666
B1	3	0	6,548	0,280	0,162
B2	3	0	6,340	0,301	0,174
B3	3	0	6,195	0,355	0,205
C1	3	0	6,833	0,338	0,195
C2	3	0	6,830	0,473	0,273
C3	3	0	6,638	0,579	0,334
D1	3	0	7,435	0,308	0,178
D2	3	0	7,030	0,453	0,261
D3	3	0	6,662	0,526	0,304

Source of Variation	DF	SS	MS	F	P
Between Groups	9	6,643	0,738	4,737	0,002
Residual	20	3,116	0,156		
Total	29	9,759			

A

Dependent Variable: MCE

Normality Test (Shapiro-Wilk): Passed (P = 0,393)

Equal Variance Test (Brown-Forsythe): Passed (P = 0,622)

Group Name	N	Missing	Mean	Std Dev	SEM
CLT	3	0	3,373	0,420	0,242
B1	3	0	2,845	0,693	0,400
B2	3	0	3,415	1,027	0,593
B3	3	0	5,650	2,234	1,290
C1	3	0	3,585	1,679	0,969
C2	3	0	4,636	1,665	0,961
C3	3	0	6,879	1,265	0,730
D1	3	0	5,093	0,414	0,239
D2	3	0	6,192	1,416	0,817
D3	3	0	7,342	2,985	1,724

Source of Variation	DF	SS	MS	F	P
Between Groups	9	68,122	7,569	3,030	0,019
Residual	20	49,955	2,498		
Total	29	118,077			

B

Anexo 11. Resultados ANOVAs ϕ II (A), ϕ NO (C) e LEF (D) dos dados paramétricos e *Kruskal-Wallis* ϕ NPQ (B) dado não paramétricos.

Dependent Variable: Phi21

Normality Test (Shapiro-Wilk): Passed (P = 0,378)

Equal Variance Test (Brown-Forsythe): Passed (P = 0,536)

Group Name	N	Missing	Mean	Std Dev	SEM
CLT	6	0	0,390	0,0579	0,0236
B1	6	0	0,428	0,0752	0,0307
B2	6	0	0,385	0,0616	0,0251
B3	6	0	0,405	0,139	0,0569
C1	6	0	0,390	0,108	0,0443
C2	6	0	0,402	0,132	0,0538
C3	6	0	0,435	0,0450	0,0184
D1	6	0	0,397	0,0938	0,0383
D2	6	0	0,371	0,0967	0,0395
D3	6	0	0,388	0,0590	0,0241

Source of Variation	DF	SS	MS	F	P
Between Groups	9	0,0205	0,00228	0,269	0,980
Residual	50	0,425	0,00850		
Total	59	0,445			

A

Dependent Variable: PhiNO1

Normality Test (Shapiro-Wilk): Passed (P = 0,193)

Equal Variance Test (Brown-Forsythe): Passed (P = 0,925)

Group Name	N	Missing	Mean	Std Dev	SEM
C	6	0	0,377	0,0998	0,0407
2,5_50	6	0	0,367	0,0553	0,0226
2,5_75	6	0	0,390	0,0626	0,0256
2,5_100	6	0	0,280	0,106	0,0433
5_50	6	0	0,414	0,0902	0,0368
5_75	6	0	0,438	0,113	0,0462
5_100	6	0	0,379	0,0490	0,0200
10_50	6	0	0,393	0,0725	0,0296
10_75	6	0	0,433	0,0936	0,0382
10_100	6	0	0,376	0,0512	0,0209

Source of Variation	DF	SS	MS	F	P
Between Groups	9	0,106	0,0118	1,728	0,107
Residual	50	0,341	0,00682		
Total	59	0,447			

C

Dependent Variable: PhiNPQ1

Normality Test (Shapiro-Wilk): Failed (P < 0,050)

Test execution ended by user request, ANOVA on Ranks begun

Kruskal-Wallis One Way Analysis of Variance on Ranks

Data source: Data 1 in PHOTOSYNQ.JNB

Group	N	Missing	Median	25%	75%
C	6	0	0,242	0,153	0,307
2,5_50	6	0	0,213	0,169	0,236
2,5_75	6	0	0,220	0,203	0,248
2,5_100	6	0	0,240	0,204	0,401
5_50	6	0	0,165	0,128	0,266
5_75	6	0	0,164	0,144	0,179
5_100	6	0	0,172	0,150	0,232
10_50	6	0	0,205	0,171	0,257
10_75	6	0	0,174	0,163	0,233
10_100	6	0	0,208	0,175	0,274

H = 12,213 with 9 degrees of freedom. (P = 0,202)

B

Dependent Variable: LEF1

Normality Test (Shapiro-Wilk): Passed (P = 0,319)

Equal Variance Test (Brown-Forsythe): Passed (P = 0,472)

Group Name	N	Missing	Mean	Std Dev	SEM
C	6	0	140,418	50,986	20,815
2,5_50	6	0	151,867	31,327	12,789
2,5_75	6	0	154,678	56,711	23,152
2,5_100	6	0	122,347	75,805	30,947
5_50	6	0	102,880	28,056	11,454
5_75	6	0	85,710	19,504	7,962
5_100	6	0	115,107	35,120	14,338
10_50	6	0	131,857	49,106	20,047
10_75	6	0	115,027	28,717	11,724
10_100	6	0	132,353	27,496	11,225

Source of Variation	DF	SS	MS	F	P
Between Groups	9	25069,875	2785,542	1,471	0,185
Residual	50	94683,016	1893,660		
Total	59	119752,890			

D

Anexo 12. Resultados ANOVAs gH⁺ (A), vH⁺ (B) dados paramétricos e *Kruskal-Wallis* ECS (C), SPAD (D) não paramétricos.

Dependent Variable: GH+1

Normality Test (Shapiro-Wilk): Passed (P = 0,055)

Equal Variance Test (Brown-Forsythe): Passed (P = 0,274)

Group Name	N	Missing	Mean	Std Dev	SEM
C	6	0	143,639	55,163	22,520
2,5_50	6	0	171,623	18,726	7,645
2,5_75	6	0	139,413	29,217	11,928
2,5_100	6	0	177,240	69,069	28,197
5_50	6	0	144,147	60,185	24,571
5_75	6	0	140,368	48,118	19,644
5_100	6	0	163,779	23,681	9,668
10_50	6	0	173,223	47,255	19,292
10_75	6	0	200,115	102,630	41,899
10_100	6	0	167,906	60,708	24,784

Source of Variation	DF	SS	MS	F	P
Between Groups	9	21452,569	2383,619	0,746	0,666
Residual	50	159837,330	3196,747		
Total	59	181289,898			

A

Dependent Variable: ECSt Maul

Normality Test (Shapiro-Wilk): Failed (P < 0,050)

Test execution ended by user request, ANOVA on Ranks begun

Kruskal-Wallis One Way Analysis of Variance on Ranks

Data source: Data 1 in PHOTOSYNQ.JNB

Group	N	Missing	Median	25%	75%
C	6	0	0,00109	0,000788	0,00123
2,5_50	6	0	0,00101	0,000650	0,00168
2,5_75	6	0	0,00117	0,000840	0,00148
2,5_100	6	0	0,000780	0,000520	0,00141
5_50	6	0	0,000850	0,000593	0,00191
5_75	6	0	0,000610	0,000563	0,000800
5_100	6	0	0,000755	0,000580	0,00147
10_50	6	0	0,000775	0,000528	0,000895
10_75	6	0	0,000735	0,000543	0,000998
10_100	6	0	0,000690	0,000610	0,00100

H = 10,853 with 9 degrees of freedom. (P = 0,286)

C

Dependent Variable: VH+1

Normality Test (Shapiro-Wilk): Passed (P = 0,662)

Equal Variance Test (Brown-Forsythe): Passed (P = 0,913)

Group Name	N	Missing	Mean	Std Dev	SEM
C	6	0	0,138	0,0394	0,0161
2,5_50	6	0	0,158	0,0311	0,0127
2,5_75	6	0	0,160	0,0348	0,0142
2,5_100	6	0	0,141	0,0390	0,0159
5_50	6	0	0,122	0,0210	0,00856
5_75	6	0	0,0897	0,0234	0,00956
5_100	6	0	0,117	0,0399	0,0163
10_50	6	0	0,127	0,0445	0,0182
10_75	6	0	0,130	0,0247	0,0101
10_100	6	0	0,123	0,0203	0,00829

Source of Variation	DF	SS	MS	F	P
Between Groups	9	0,0224	0,00249	2,300	0,030
Residual	50	0,0542	0,00108		
Total	59	0,0766			

B

Dependent Variable: SPAD1

Normality Test (Shapiro-Wilk): Failed (P < 0,050)

Test execution ended by user request, ANOVA on Ranks begun

Kruskal-Wallis One Way Analysis of Variance on Ranks

Data source: Data 1 in PHOTOSYNQ.JNB

Group	N	Missing	Median	25%	75%
C	6	0	63,073	60,268	64,278
2,5_50	6	0	68,017	65,357	69,938
2,5_75	6	0	63,541	61,709	64,757
2,5_100	6	0	68,850	60,490	72,941
5_50	6	0	63,261	61,095	65,257
5_75	6	0	70,352	57,416	72,368
5_100	6	0	62,864	58,409	69,506
10_50	6	0	67,211	61,254	68,524
10_75	6	0	67,556	62,516	72,631
10_100	6	0	63,207	60,949	64,831

H = 9,668 with 9 degrees of freedom. (P = 0,378)

D

Anexo 13. Resultados Kruskal-Wallis N (A) dados não paramétricos e ANOVAs P (B), K (C), Ca (D), Mg (E) e S (F) dados paramétricos.

Dependent Variable: % de N

Normality Test (Shapiro-Wilk): Failed (P < 0,050)

Test execution ended by user request, ANOVA on Ranks begun

Kruskal-Wallis One Way Analysis of Variance on Ranks

Data source: Data 1 in analise foliar nutrientes.JNB

Group	N	Missing	Median	25%	75%
C	3	0	2,593	2,558	2,788
2,5_50	3	0	2,371	2,300	2,670
2,5_75	3	0	2,545	2,452	2,597
2,5_100	3	0	3,070	2,383	3,757
5_50	3	0	3,194	2,986	3,365
5_75	3	0	3,282	2,963	3,624
5_100	3	0	3,449	3,367	3,661
10_50	3	0	3,111	2,957	3,393
10_75	3	0	3,684	3,644	3,847
10_100	3	0	3,364	2,619	4,039

H = 19,262 with 9 degrees of freedom. (P = 0,023)

A

Dependent Variable: K (mg/kg)

Normality Test (Shapiro-Wilk): Passed (P = 0,600)

Equal Variance Test (Brown-Forsythe): Passed (P = 0,753)

Group Name	N	Missing	Mean	Std Dev	SEM
C	3	0	15718,996	490,140	282,982
2,5_50	3	0	16085,851	144,862	83,636
2,5_75	3	0	15284,079	526,777	304,135
2,5_100	3	0	14409,312	1708,477	986,390
5_50	3	0	18113,339	1103,884	637,328
5_75	3	0	17866,665	1051,893	607,311
5_100	3	0	18712,994	1519,194	877,107
10_50	3	0	18722,970	2394,677	1382,567
10_75	3	0	18520,429	1437,129	829,727
10_100	3	0	19282,234	797,288	460,315

Source of Variation	DF	SS	MS	F	P
Between Groups	9	80425359,651	8936151,072	5,407	<0,001
Residual	20	33052170,488	1652608,524		
Total	29	113477530,139			

C

Dependent Variable: Mg (mg/kg)

Normality Test (Shapiro-Wilk): Passed (P = 0,443)

Equal Variance Test (Brown-Forsythe): Passed (P = 0,822)

Group Name	N	Missing	Mean	Std Dev	SEM
C	3	0	1887,526	92,947	53,663
2,5_50	3	0	1894,935	162,776	93,979
2,5_75	3	0	1753,881	137,558	79,419
2,5_100	3	0	1637,252	219,620	126,798
5_50	3	0	2069,320	80,695	46,589
5_75	3	0	2131,029	167,347	96,618
5_100	3	0	2029,767	206,623	119,294
10_50	3	0	2158,604	90,008	51,966
10_75	3	0	2183,609	340,346	196,499
10_100	3	0	2077,632	255,014	147,232

Source of Variation	DF	SS	MS	F	P
Between Groups	9	901471,206	100163,467	2,718	0,030
Residual	20	736938,033	36846,902		
Total	29	1638409,238			

E

Dependent Variable: P (mg/kg)

Normality Test (Shapiro-Wilk): Passed (P = 0,347)

Equal Variance Test (Brown-Forsythe): Passed (P = 0,933)

Group Name	N	Missing	Mean	Std Dev	SEM
C	3	0	4345,013	262,023	151,279
2,5_50	3	0	3815,945	117,531	67,857
2,5_75	3	0	3678,168	383,289	221,292
2,5_100	3	0	3745,664	352,457	203,491
5_50	3	0	4142,775	325,032	187,657
5_75	3	0	4652,399	241,865	139,641
5_100	3	0	3942,428	278,841	160,989
10_50	3	0	3530,371	644,923	372,347
10_75	3	0	3673,479	584,868	337,674
10_100	3	0	3605,789	541,048	312,374

Source of Variation	DF	SS	MS	F	P
Between Groups	9	3533186,106	392576,234	2,385	0,051
Residual	20	3292464,934	164623,247		
Total	29	6825651,039			

B

Dependent Variable: Ca (mg/kg)

Normality Test (Shapiro-Wilk): Passed (P = 0,096)

Equal Variance Test (Brown-Forsythe): Passed (P = 0,820)

Group Name	N	Missing	Mean	Std Dev	SEM
C	3	0	6809,255	946,624	546,533
2,5_50	3	0	7697,859	811,596	468,575
2,5_75	3	0	7017,825	1264,801	730,233
2,5_100	3	0	5549,782	2277,861	1315,123
5_50	3	0	8407,516	1691,972	976,861
5_75	3	0	8092,396	331,435	191,354
5_100	3	0	8478,079	1178,111	680,182
10_50	3	0	9504,041	3166,301	1828,065
10_75	3	0	9689,362	3101,899	1790,882
10_100	3	0	7548,739	1388,770	801,887

Source of Variation	DF	SS	MS	F	P
Between Groups	9	42165131,812	4685014,646	1,367	0,267
Residual	20	68559276,308	3427963,815		
Total	29	110724408,120			

D

Dependent Variable: S (mg/kg)

Normality Test (Shapiro-Wilk): Passed (P = 0,384)

Equal Variance Test (Brown-Forsythe): Passed (P = 0,768)

Group Name	N	Missing	Mean	Std Dev	SEM
C	3	0	3277,897	353,844	204,292
2,5_50	3	0	2840,959	18,387	10,616
2,5_75	3	0	3018,337	250,778	144,787
2,5_100	3	0	2581,228	531,313	306,754
5_50	3	0	3759,335	698,198	403,105
5_75	3	0	3935,277	176,552	101,932
5_100	3	0	4119,456	763,882	441,028
10_50	3	0	4367,799	565,799	326,664
10_75	3	0	4430,540	1247,214	720,079
10_100	3	0	3888,724	378,220	218,366

Source of Variation	DF	SS	MS	F	P
Between Groups	9	11464825,820	1273869,536	3,547	0,009
Residual	20	7183229,466	359161,473		
Total	29	18648055,286			

F

Anexo 14. Resultados das ANOVAs B (A), Mn (B), Zn (C), Cu (D), Fe (E), Mo (F) e Ni (G) dos dados paramétricos.

Dependent Variable: B (mg/kg)

Normality Test (Shapiro-Wilk): Passed (P = 0,122)

Equal Variance Test (Brown-Forsythe): Passed (P = 0,804)

Group Name	N	Missing	Mean	Std Dev	SEM
C	3	0	38,337	4,575	2,641
2,5_50	3	0	32,826	3,379	1,951
2,5_75	3	0	37,579	9,185	5,303
2,5_100	3	0	35,503	11,800	6,813
5_50	3	0	32,054	2,868	1,656
5_75	3	0	40,265	8,933	5,158
5_100	3	0	49,297	7,594	4,384
10_50	3	0	41,615	4,102	2,368
10_75	3	0	59,042	7,751	4,475
10_100	3	0	64,916	22,157	12,792

Source of Variation	DF	SS	MS	F	P
Between Groups	9	3351,425	372,381	3,841	0,006
Residual	20	1938,917	96,946		
Total	29	5290,342			

A

Dependent Variable: Zn (mg/kg)

Normality Test (Shapiro-Wilk): Passed (P = 0,259)

Equal Variance Test (Brown-Forsythe): Passed (P = 0,866)

Group Name	N	Missing	Mean	Std Dev	SEM
C	3	0	23,273	0,437	0,253
2,5_50	3	0	19,200	1,356	0,783
2,5_75	3	0	21,569	6,395	3,692
2,5_100	3	0	21,062	1,123	0,648
5_50	3	0	23,550	3,648	2,106
5_75	3	0	24,865	3,210	1,853
5_100	3	0	21,678	3,083	1,780
10_50	3	0	20,419	3,774	2,179
10_75	3	0	17,451	3,327	1,921
10_100	3	0	24,212	5,667	3,272

Source of Variation	DF	SS	MS	F	P
Between Groups	9	145,758	16,195	1,202	0,347
Residual	20	269,449	13,472		
Total	29	415,208			

C

Dependent Variable: Mn (mg/kg)

Normality Test (Shapiro-Wilk): Passed (P = 0,694)

Equal Variance Test (Brown-Forsythe): Passed (P = 0,351)

Group Name	N	Missing	Mean	Std Dev	SEM
C	3	0	60,181	5,659	3,267
2,5_50	3	0	34,114	1,373	0,793
2,5_75	3	0	39,430	8,959	5,173
2,5_100	3	0	38,013	10,269	5,929
5_50	3	0	39,963	5,078	2,932
5_75	3	0	42,190	3,592	2,074
5_100	3	0	50,244	1,924	1,111
10_50	3	0	38,199	6,711	3,875
10_75	3	0	44,903	12,817	7,400
10_100	3	0	43,141	8,204	4,736

Source of Variation	DF	SS	MS	F	P
Between Groups	9	1502,417	166,935	3,099	0,017
Residual	20	1077,241	53,862		
Total	29	2579,658			

B

Dependent Variable: Cu(mg/kg)

Normality Test (Shapiro-Wilk): Passed (P = 0,440)

Equal Variance Test (Brown-Forsythe): Passed (P = 0,597)

Group Name	N	Missing	Mean	Std Dev	SEM
C	3	0	6,861	0,584	0,337
2,5_50	3	0	5,876	0,223	0,129
2,5_75	3	0	7,301	1,527	0,882
2,5_100	3	0	5,873	0,381	0,220
5_50	3	0	7,657	1,183	0,683
5_75	3	0	8,799	1,365	0,788
5_100	3	0	6,893	0,931	0,538
10_50	3	0	6,945	1,430	0,825
10_75	3	0	6,799	1,721	0,993
10_100	3	0	7,827	2,978	1,719

Source of Variation	DF	SS	MS	F	P
Between Groups	9	20,945	2,327	1,115	0,397
Residual	20	41,742	2,087		
Total	29	62,687			

D

Dependent Variable: Fe (mg/kg)

Normality Test (Shapiro-Wilk): Passed (P = 0,117)

Equal Variance Test (Brown-Forsythe): Passed (P = 0,230)

Group Name	N	Missing	Mean	Std Dev	SEM
C	3	0	116,722	6,983	4,032
2,5_50	3	0	110,477	9,537	5,506
2,5_75	3	0	109,529	3,876	2,238
2,5_100	3	0	119,863	3,205	1,850
5_50	3	0	131,368	9,395	5,424
5_75	3	0	172,805	19,160	11,062
5_100	3	0	114,239	8,091	4,671
10_50	3	0	119,031	6,130	3,539
10_75	3	0	121,202	7,544	4,356
10_100	3	0	142,214	28,926	16,700

Source of Variation	DF	SS	MS	F	P
Between Groups	9	9983,034	1109,226	6,860	<0,001
Residual	20	3234,058	161,703		
Total	29	13217,091			

E

Dependent Variable: Mo (mg/kg)

Normality Test (Shapiro-Wilk): Passed (P = 0,594)

Equal Variance Test (Brown-Forsythe): Passed (P = 0,901)

Group Name	N	Missing	Mean	Std Dev	SEM
C	3	0	0,702	0,227	0,131
2,5_50	3	0	0,958	0,161	0,0932
2,5_75	3	0	0,859	0,0725	0,0419
2,5_100	3	0	0,619	0,158	0,0914
5_50	3	0	0,973	0,284	0,164
5_75	3	0	1,120	0,0620	0,0358
5_100	3	0	1,011	0,269	0,155
10_50	3	0	0,953	0,195	0,113
10_75	3	0	0,744	0,146	0,0845
10_100	3	0	0,779	0,414	0,239

Source of Variation	DF	SS	MS	F	P
Between Groups	9	0,668	0,0742	1,497	0,216
Residual	20	0,991	0,0496		
Total	29	1,659			

F

Dependent Variable: Ni(mg/kg)

Normality Test (Shapiro-Wilk): Passed (P = 0,910)

Equal Variance Test (Brown-Forsythe): Passed (P = 0,365)

Group Name	N	Missing	Mean	Std Dev	SEM
C	3	0	6,545	0,173	0,100
2,5_50	3	0	5,885	0,377	0,218
2,5_75	3	0	5,965	0,195	0,113
2,5_100	3	0	5,949	0,301	0,174
5_50	3	0	5,979	0,167	0,0962
5_75	3	0	6,210	0,0442	0,0255
5_100	3	0	5,885	0,434	0,250
10_50	3	0	5,945	0,307	0,177
10_75	3	0	5,987	0,340	0,196
10_100	3	0	6,267	0,0129	0,00745

Source of Variation	DF	SS	MS	F	P
Between Groups	9	1,226	0,136	1,870	0,117
Residual	20	1,457	0,0728		
Total	29	2,682			

G

Anexo 15. Resultados das ANOVAs Quantidade total (A), peso total (B), comprimento (C), diâmetro (D) e peso (E) dos dados paramétricos.

Dependent Variable: Quantidade Total

Normality Test (Shapiro-Wilk): Passed (P = 0,182)

Equal Variance Test (Brown-Forsythe): Passed (P = 0,583)

Group Name	N	Missing	Mean	Std Dev	SEM
C	6	0	120,833	24,959	10,190
2,5_50	6	0	123,167	25,357	10,352
2,5_75	6	0	105,667	20,067	8,192
2,5_100	6	0	78,333	31,891	13,020
5_50	6	0	110,333	34,679	14,158
5_75	6	0	118,667	23,269	9,500
5_100	6	0	105,500	24,222	9,889
10_50	6	0	83,500	25,422	10,379
10_75	6	0	58,667	15,578	6,360
10_100	6	0	68,333	23,636	9,649

Source of Variation	DF	SS	MS	F	P
Between Groups	9	29209,933	3245,548	5,021	<0,001
Residual	50	32320,667	646,413		
Total	59	61530,600			

A

Dependent Variable: Comprimento médio

Normality Test (Shapiro-Wilk): Failed (P < 0,050)

Test execution ended by user request, ANOVA on Ranks begun

Kruskal-Wallis One Way Analysis of Variance on Ranks

Data source: produtividade in produtividade.JNB

Group	N	Missing	Median	25%	75%
C	6	0	27,166	26,382	28,539
2,5_50	6	0	28,130	26,831	28,907
2,5_75	6	0	27,397	26,559	28,778
2,5_100	6	0	25,792	22,342	28,430
5_50	6	0	27,826	26,698	28,402
5_75	6	0	26,810	25,296	27,834
5_100	6	0	26,609	25,461	27,233
10_50	6	0	24,851	22,958	25,558
10_75	6	0	23,588	22,776	25,260
10_100	6	0	24,205	23,082	26,027

H = 30,114 with 9 degrees of freedom. (P = <0,001)

C

Dependent Variable: peso médio

Normality Test (Shapiro-Wilk): Passed (P = 0,190)

Equal Variance Test (Brown-Forsythe): Passed (P = 0,455)

Group Name	N	Missing	Mean	Std Dev	SEM
C	6	0	6,741	1,046	0,427
2,5_50	6	0	6,723	0,725	0,296
2,5_75	6	0	6,807	1,282	0,523
2,5_100	6	0	5,359	1,719	0,702
5_50	6	0	6,429	0,517	0,211
5_75	6	0	6,134	0,745	0,304
5_100	6	0	6,014	0,677	0,276
10_50	6	0	4,952	0,841	0,343
10_75	6	0	4,601	1,156	0,472
10_100	6	0	4,762	0,816	0,333

Source of Variation	DF	SS	MS	F	P
Between Groups	9	40,222	4,469	4,379	<0,001
Residual	50	51,032	1,021		
Total	59	91,254			

Dependent Variable: Peso total

Normality Test (Shapiro-Wilk): Passed (P = 0,283)

Equal Variance Test (Brown-Forsythe): Passed (P = 0,294)

Group Name	N	Missing	Mean	Std Dev	SEM
C	6	0	782,075	141,789	57,885
2,5_50	6	0	776,563	252,094	102,917
2,5_75	6	0	655,948	132,377	54,043
2,5_100	6	0	450,403	239,176	97,643
5_50	6	0	611,293	190,069	77,595
5_75	6	0	640,363	102,894	42,006
5_100	6	0	581,723	144,660	59,057
10_50	6	0	359,038	89,462	36,523
10_75	6	0	262,702	62,358	25,457
10_100	6	0	314,790	121,530	49,614

Source of Variation	DF	SS	MS	F	P
Between Groups	9	1879018,219	208779,802	8,262	<0,001
Residual	50	1263428,099	25268,562		
Total	59	3142446,318			

B

Dependent Variable: diâmetro médio

Normality Test (Shapiro-Wilk): Passed (P = 0,397)

Equal Variance Test (Brown-Forsythe): Passed (P = 0,387)

Group Name	N	Missing	Mean	Std Dev	SEM
C	6	0	18,921	1,259	0,514
2,5_50	6	0	19,107	0,728	0,297
2,5_75	6	0	19,227	1,556	0,635
2,5_100	6	0	17,706	2,173	0,887
5_50	6	0	18,806	0,715	0,292
5_75	6	0	18,523	0,774	0,316
5_100	6	0	18,768	0,886	0,362
10_50	6	0	17,523	1,053	0,430
10_75	6	0	17,524	1,577	0,644
10_100	6	0	17,408	0,885	0,361

Source of Variation	DF	SS	MS	F	P
Between Groups	9	28,491	3,166	2,038	0,054
Residual	50	77,666	1,553		
Total	59	106,156			

D

E

17 CONCLUSÃO GERAL

O sistema de tratamento de lixiviado de compostagem utilizando digestão anaeróbia demonstrou eficácia na remoção de matéria orgânica, evidenciada pela significativa redução nos parâmetros de DQO e DBO₅. A eficiência na remoção de nitrogênio amoniacal e nitrogênio total foi moderada, enquanto a transformação nos perfis de nitritos e nitratos indicaram alterações significativas no efluente. A remoção de fósforo total, a eficácia redução dos coliformes termotolerantes e ausência de *Salmonella* tenha sido observada, o sistema ainda não atendeu completamente aos parâmetros exigidos pela legislação ambiental brasileira para lançamento em corpo receptor.

A aeração do digerido após a digestão anaeróbia por 15 dias mostrou-se uma estratégia eficaz, promovendo reduções adicionais nos teores de DQO, DBO₅, nitratos, nitritos, fósforo total e sólidos totais, dissolvidos e voláteis. Além disso, garantiu a eliminação completa dos coliformes termotolerantes. O processo também favoreceu o aumento do pH, da alcalinidade total, do nitrogênio total e da amônia, além de provocar um aumento na condutividade elétrica. No entanto, os níveis de DBO₅, amônia, fósforo total e sólidos dissolvidos totais permaneceram acima dos limites preconizados pela Resolução CONAMA nº 430/2011. Ainda assim, a combinação de digestão anaeróbia e aeração demonstrou um grande potencial para a otimização do tratamento do lixiviado de compostagem, contribuindo significativamente para a redução do impacto ambiental.

No contexto agrícola, a aplicação do digerido aerado como biofertilizante na cultura do tomate demonstrou resultados promissores, com a capacidade de substituir parcialmente os fertilizantes sintéticos sem prejudicar a fotossíntese ou a produtividade das plantas. A dose de 2,5% do digerido aerado, combinada com 50% da adubação sintética recomendada, manteve a

produtividade e qualidade dos frutos em níveis equivalentes ao controle (100% da adubação sintética), enquanto doses mais altas (10%) comprometeram o rendimento devido à elevada condutividade elétrica e ao acúmulo de amônio. A irrigação localizada com digestido aerado mostrou-se uma alternativa eficaz para a substituição parcial de fertilizantes sintéticos, promovendo a valorização dos resíduos orgânicos e a redução do impacto ambiental na agricultura.

O sistema de tratamento proposto não apenas se configura como uma solução inovadora e eficiente para o manejo de lixiviados, mas também oferece uma importante ferramenta para práticas agrícolas mais sustentáveis. Ao integrar a digestão anaeróbia seguida de aeração, o sistema contribui para a minimização dos impactos ambientais, ao mesmo tempo em que transforma o lixiviado tratado em um biofertilizante com potencial de substituição parcial dos fertilizantes sintéticos. A implementação dessa tecnologia representa uma significativa contribuição para a gestão de resíduos sólidos urbanos na produção agrícola, promovendo a economia circular, a valorização dos resíduos orgânicos e a redução dos impactos ambientais da agricultura.

O processo de biodigestão anaeróbia seguido de aeração demonstrou ser eficiente no tratamento do lixiviado proveniente das leiras de compostagem de resíduos alimentares, promovendo melhorias na qualidade do efluente, embora não tenha alcançado os valores mínimos preconizados pela Resolução nº 430/2011. Além disso, a aplicação de diluições específicas do material aerado possibilitou a redução da necessidade de fertilizantes sintéticos, sem comprometer a produtividade e a fisiologia do tomateiro. Esses resultados validam o potencial do digestido aerado proveniente do lixiviado de compostagem de resíduos alimentares como biofertilizante viável, oferecendo uma alternativa sustentável para sistemas agrícolas.

As potencialidades de aplicação desta tecnologia de tratamento, composta pela digestão

anaeróbia seguida de aeração, são amplas, podendo ser estendidas a diversos efluentes líquidos orgânicos. Os subprodutos gerados, como o biogás e o digerido, apresentam grande valor: o biogás pode ser utilizado como fonte energética, enquanto o digerido tem o potencial de ser empregado como biofertilizante ou estimulante para plantas. Além disso, a eficiência do processo pode ser significativamente aprimorada por meio de ajustes no preparo do efluente, como a elevação do pH, o aumento do tempo de retenção hidráulica nos reatores anaeróbios, a intensificação da aeração e a recirculação de parte do material tratado, o que contribui para uma maior efetividade do tratamento e um melhor aproveitamento dos subprodutos gerados.