

20-DECAIMENTO DAS BACTÉRIAS *ESCHERICHIA COLI* E *SALMONELLA* EM SOLO FRANCO ARENOSO FERTILIZADO COM FEZES HUMANAS CO-COMPOSTADAS COM RESÍDUOS ORGÂNICOS.

Fernanda Daniela Gonçalves Ferreira

Mestre em engenharia ambiental e candidata ao doutoramento no Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental – PPGEA – Universidade Federal de Santa Catarina. Com ênfase na recuperação de recursos de sistemas de saneamento e os riscos microbiológicos do seu reciclo com fertilizante.

Isabela Andrade Tsutyia ⁽²⁾

Graduada em Engenharia Sanitária e Ambiental, Mestranda no programa de Pós-graduação em Agroecossistemas – Universidade Federal de Santa Catarina.

Gislaine Fongaro ⁽³⁾

Professora Adjunta do Departamento de Microbiologia, Imunologia e Parasitologia (MIP), Centro de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Santa Catarina. Doutora em Biotecnologia e Biociências atuando na área de Virologia Básica e Ambiental

Maria Elisa Magri ⁽⁴⁾

Professora adjunta do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC. Atua em pesquisa nos programas de pós-graduação em Engenharia Ambiental PPGEA, e em Biotecnologia e Biociências PPGBTC, UFSC. Grupo RReSSa - Recuperação de Recursos em Sistemas de Saneamento.

Endereço ⁽¹⁾: Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Laboratório de Recuperação de Recursos de Sistemas de Saneamento – RReSSa, Universidade Federal de Santa Catarina, Campus Universitário - Trindade – Florianópolis – Santa Catarina – CEP 88040-970 - Brasil - Tel: +55 (48) 3721-7704 - e-mail: ferreira.goncalves.fernanda@posgrad.ufsc.br

RESUMO

O reciclo de nutrientes de sistemas de saneamento, em particular das excretas humanas, tem como premissa a preservação dos recursos hídricos e a manutenção da fertilidade dos solos. Contudo, a carga patogênica presente nas fezes humanas pode oferecer riscos de contaminação no seu processo de reciclo com biofertilizante. Este trabalho avaliou o comportamento microbiológico das fezes co-compostadas no plantio de alface. O estudo analisou o comportamento dos micro-organismos: *Escherichia coli*, e *Salmonella* no solo durante o período vegetativo da planta até a colheita. O campo experimental foi composto por cinco lisímetros, localizados no Centro de Treinamento da Epagri (CETRE). Os lisímetros foram adubados com fezes co-compostadas inoculadas com os patógenos modelos na concentração aproximada de 10^7 . Para a análise do comportamento dos patógenos, foram realizadas análises físico-químicas e microbiológicas do solo. O resultado das análises do solo dos lisímetros indicaram que o decaimento de *E. coli* e *Salmonella* no solo sofreram influência quanto à presença de raízes no sistema, apresentando decaimento mais rápido em sistemas com plantas, com k (dia^{-1}) de -0,0244 para *E. coli* e -0,0331 para *Salmonella* para sistema sem a presença de raízes e k de -0,0728 para *E. coli* e -0,07651 para *Salmonella* no sistema com raízes. O T90 foi de 16,46 dias para a *Salmonella* para o sistema com plantas e 38,39 dias para o sistema sem plantas. Para *E. coli*, este valor foi de 13,24 dias e 40,85 dias, para o sistema com plantas e sem plantas, respectivamente.

PALAVRAS-CHAVE: Saneamento ecológico, co-compostagem de fezes humanas, biofertilizante, contaminação do solo, reuso na agricultura.

INTRODUÇÃO

O desenvolvimento inerente às atividades humanas, em conjunto com o aumento populacional aumenta a pressão sobre os recursos naturais, limitando o acesso a princípios fundamentais, como segurança alimentar e sanitária, sobretudo aos mais pobres. Neste sentido, estima-se que cerca de 820 milhões de pessoas sofrem com a fome e 113 milhões sofrem com insegurança alimentar severa. A demanda por alimentos também tende a aumentar na mesma proporção, com estimativas de aumento de até 60% até 2050 (FAO, IFAD, UNICEF, 2022). Ainda, cerca de 2 bilhões de pessoas vivem sob estresse hídrico e cerca de 1 bilhão de pessoas não têm



acesso a abastecimento de água. Desta forma, a demanda de consumo pode aumentar em torno de 20 a 30% considerando o consumo e as projeções de crescimento populacional (UNICEF & WHO, 2020).

Paradoxalmente, apesar dos problemas como a escassez hídrica e alimentar, o atual formato de gerenciamento das excretas em todo o mundo não tem foco no reaproveitamento da água utilizada e dos nutrientes gerados. Em sistemas convencionais e centralizados, as excretas são consideradas um material repulsivo que deve ser imediatamente afastada do local de geração (Esrey et al., 2001; Nordin et al., 2009; Schönning et al., 2004; Vinneras, 2002). Este material rico em nutrientes é afastado com quantidades consideráveis de água potável e transportado por grandes distâncias até o tratamento gerando custos que poderiam ser evitados com a escolha de outros métodos de saneamento (Langergraber and Muellegger, 2005).

Embora a universalização do saneamento concentre crescente esforço e investimentos de entidades governamentais e da sociedade civil, conforme estimativas da Organização Mundial de Saúde, as excretas de cerca de 4,5 bilhões de pessoas, aproximadamente 60% da população mundial, são lançadas em corpos hídricos sem tratamento (UNICEF & WHO, 2020). Deste modo, o aspecto qualitativo da água se torna um problema, uma vez que está intimamente relacionado com a disseminação de diversas doenças entéricas. As Doenças entéricas são transmitidas via fecal-oral e estão intimamente ligadas com a ausência de saneamento básico (Organization, 2015; Prado and Miagostovich, 2014). Neste sentido, o saneamento é crucial na solução destes problemas, entretanto, esta precisa estar direcionado para a ciclagem de nutrientes (Eliyan et al., 2023; Langergraber and Muellegger, 2005).

Diante deste cenário, o saneamento ecológico é uma alternativa que visa a sustentabilidade no setor saneamento através da utilização das excretas como recursos que serão utilizados na fertilização dos solos na agricultura (Esrey et al., 2001). Entretanto, é necessário atentar-se para a potencial presença de micro-organismos patogênicos em subprodutos destes sistemas de saneamento (Schönning et al., 2004). Deste modo é de suma importância, garantir que os biofertilizantes produzidos através de excretas sejam seguros para o cultivo agrícola, tanto no manuseio do produtor rural como no consumo final. Portanto, torna-se imprescindível estudar o comportamento destes fertilizantes no solo de modo a se obter uma visão adequada sobre sua eficiência e os riscos que podem oferecer para a saúde humana em sua manipulação. Assim, este estudo tem como premissa a investigação do decaimento das bactérias *E. coli* e *Salmonella* em solos do cultivo de alface fertilizados com fezes co-compostadas.

METODOLOGIA

Coleta e tratamento das fezes co-compostadas com resíduos orgânicos

O processo de co-compostagem foi realizado no Hotel SESC, localizado no bairro Cacupé em Florianópolis, sob as coordenadas geográficas de referência: 27°32'34.8" de latitude (S) e 48°31'25.3" de longitude (O). O pátio de compostagem possui capacidade para compostar 500 kg de resíduos orgânicos diariamente e está localizado na área de Educação Ambiental do hotel onde há um banheiro seco, do qual foram coletadas as fezes para a co-compostagem deste estudo. O banheiro seco é uma cabine adaptada que conta com um mictório para os homens e um vaso sem separação para as mulheres. Sendo considerado um sistema sem separação de urina. O material utilizado para recobrimento após a defecação foi a serragem. As fezes foram coletadas e armazenadas em bombonas fechadas, à sombra até o início da co-compostagem. Foram utilizados 960 kg de fezes com serragem distribuídas em 30 bombonas. Os resíduos orgânicos, por sua vez, eram provenientes do restaurante também localizado no hotel. No total, cerca de 4 mil kg de resíduos foram utilizados no processo de co-compostagem.

A compostagem foi realizada através do método UFSC de compostagem (Inácio and Miller, 2009). A área utilizada era de 40 m², onde foram montadas 3 leiras de 3,00 m de comprimento por 1,5 m de largura. A montagem das leiras, respeitou a ordem estabelecida pelo método UFSC, iniciando a leira com materiais fibrosos como galhos e folhas, seguida por palha. Em seguida, foi adicionada a maravalha. A partir deste ponto, foi realizada a primeira adição de resíduos orgânicos, seguida por uma camada de maravalha, e, por fim, a palha como telhado da leira. As leiras receberam resíduos orgânicos a cada 3 dias por 10 dias. Após este período, quando as leiras atingiram a fase termofílica, as excretas foram inseridas no sistema. Assim, três adições de excretas foram realizadas seguindo um intervalo de 11 dias entre elas. Durante os intervalos, 6 bombonas de resíduos orgânicos foram adicionadas, seguindo a proporção de resíduos orgânicos e fezes de 4:1. O processo de reviramento teve duração aproximada de 5 semanas, seguido pelo processo de maturação,

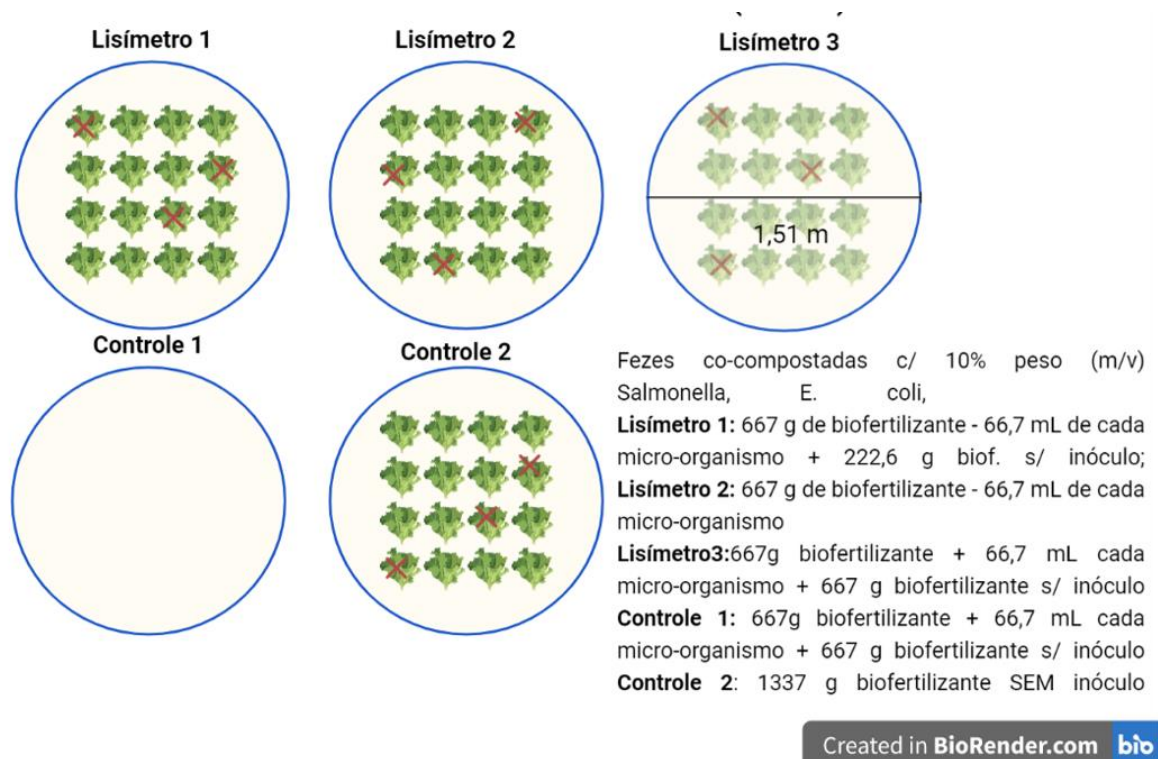
que consistiu na regulação do pH e temperatura do composto, oscilando de acordo com as condições ambientais.

Ao final do processo de maturação, se obteve um material estável, sem odor, com pH 5,8, 37,6 g.kg⁻¹ de Nitrogênio, 53,20 g.kg⁻¹ de P₂O₅ e 33,48 g.kg⁻¹ de Potássio.

Localização do experimento de plantio

O experimento de plantio foi realizado no Centro de Treinamento da Empresa de Pesquisa e Extensão Rural de Santa Catarina (CETRE/Epagri), em Florianópolis/SC, sob as coordenadas 27° 34' 51,0" de latitude (S) e 48° 30' 24,0" de longitude (O). A área experimental dispunha de 18 lisímetros de 1 m³ de volume, 1,78 m² de área superior e 0,8m de profundidade, construídos com caixas d'água de 1000 litros conforme metodologia da FAO (1982). Os lisímetros foram montados com fundo composto por dez centímetros de brita número dois, coberto com manta geotêxtil (bidim). Para este estudo, foram utilizados apenas 5 lisímetros, sendo denominados lisímetros 1, 2 e 3, que correspondem a uma triplicata. E controle 1 que consistiu em um controle com fertilização e inóculo sem plantas e controle 2 que consistiu em um sistema de plantas e fertilização sem inóculo (Figura 1).

Figura 1: Delineamento experimental e detalhamento de adubação e inoculação em cada lisímetro de acordo com a necessidade nutricional do solo.



O plantio ocorreu entre novembro e dezembro de 2021, com o transplante de mudas da espécie *Vera* com aproximadamente 33 dias de idade. A espécie escolhida é uma variedade de alface crespa, com ciclo de aproximadamente 65 dias entre a sementeira e colheita. As mudas utilizadas no experimento foram produzidas pela floricultura Flor & Cultura, localizada em Florianópolis – SC. Cada um dos lisímetros correspondeu a uma parcela experimental, composta por 16 plantas (Figura 1). Devido à ausência de microrganismos viáveis nas fezes após o processo de compostagem, optou-se por realizar a inoculação dos microrganismos nas fezes co-compostadas de forma a simular o comportamento dos patógenos quando presentes no biofertilizante no que tange a contaminação do solo e dos cultivos. Os microrganismos modelos escolhidos foram: *Escherichia Coli* ATCC13706 e *Salmonella entérica* WG49 NCTC12484. O composto foi inoculado com os modelos bacterianos na concentração de 10⁶ UFC.g⁻¹ e mantido no escuro 24 h antes da aplicação no solo como

biofertilizante. A adubação foi realizada conforme condição de fósforo no solo em cada lisímetro, assim de forma a igualar a aplicação do inóculo à menor necessidade de aplicação (120 kg. ha^{-1} P para o lisímetro 2) foi aplicada uma correção de adubação 15 dias antes do plantio, equivalente a 120 kg. ha^{-1} de P para controle 1 e 2 e para o lisímetro 3. Para o lisímetro 1 foram aplicados 40 kg. ha^{-1} de P na correção. As quantidades aplicadas podem ser observadas na figura 1.

Análise do comportamento das bactérias modelos no solo com a aplicação de fezes humanas compostadas para o plantio de alface.

Para analisar a percolação e persistência dos micro-organismos patogênicos no solo, as amostras foram coletadas semanalmente com um trado do tipo holandês na profundidade de 10 cm. Entre uma coleta e outra, o trado era higienizado com uma solução de hipoclorito de sódio a 0,05%. As coletas foram realizadas semanalmente durante 5 semanas.

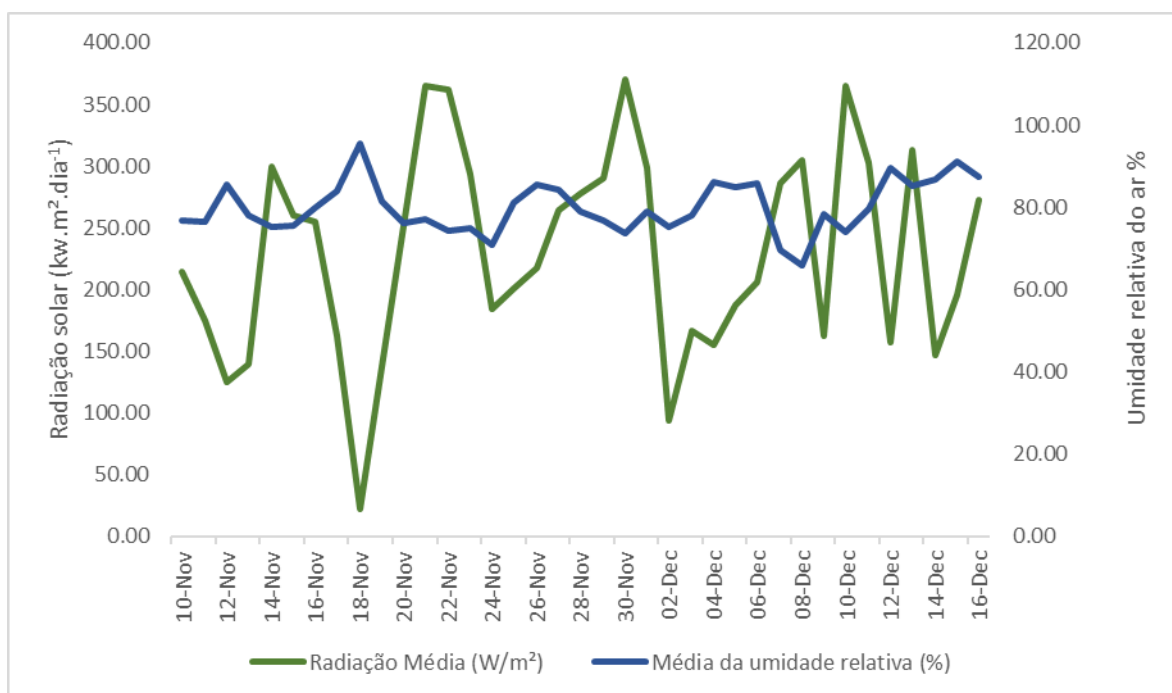
Para a análise microbiológica, realizou-se a diluição de 10 g de amostra de solo em 90 mL de solução salina peptonada (1:9 m/v). Em seguida, foram realizadas as diluições seriadas de base 10 e então semeadas alíquotas de 0,1 mL em placas de ágar específicos. Para a bactéria *E.coli* foi utilizado o Ágar MacConkey e para *Salmonella* o Ágar XLD com incubação a $37^\circ \text{ C} \pm 2^\circ \text{ C}$ por 24 horas e quantificação em Unidades Formadoras de Colônia por grama (UFC.g⁻¹).

RESULTADOS

Condições climatológicas durante o plantio

Durante o plantio, foram coletados os dados de radiação solar ($\text{w.m}^2. \text{dia}^{-1}$), temperatura ($^\circ \text{ C}$), precipitação diária acumulada (mm) e umidade relativa do ar (%), através da estação meteorológica 1006, localizada no Centro de Treinamento da Epagri – CETRE em Florianópolis/SC.

Figura 2: Radiação solar e umidade relativa do ar durante o plantio.

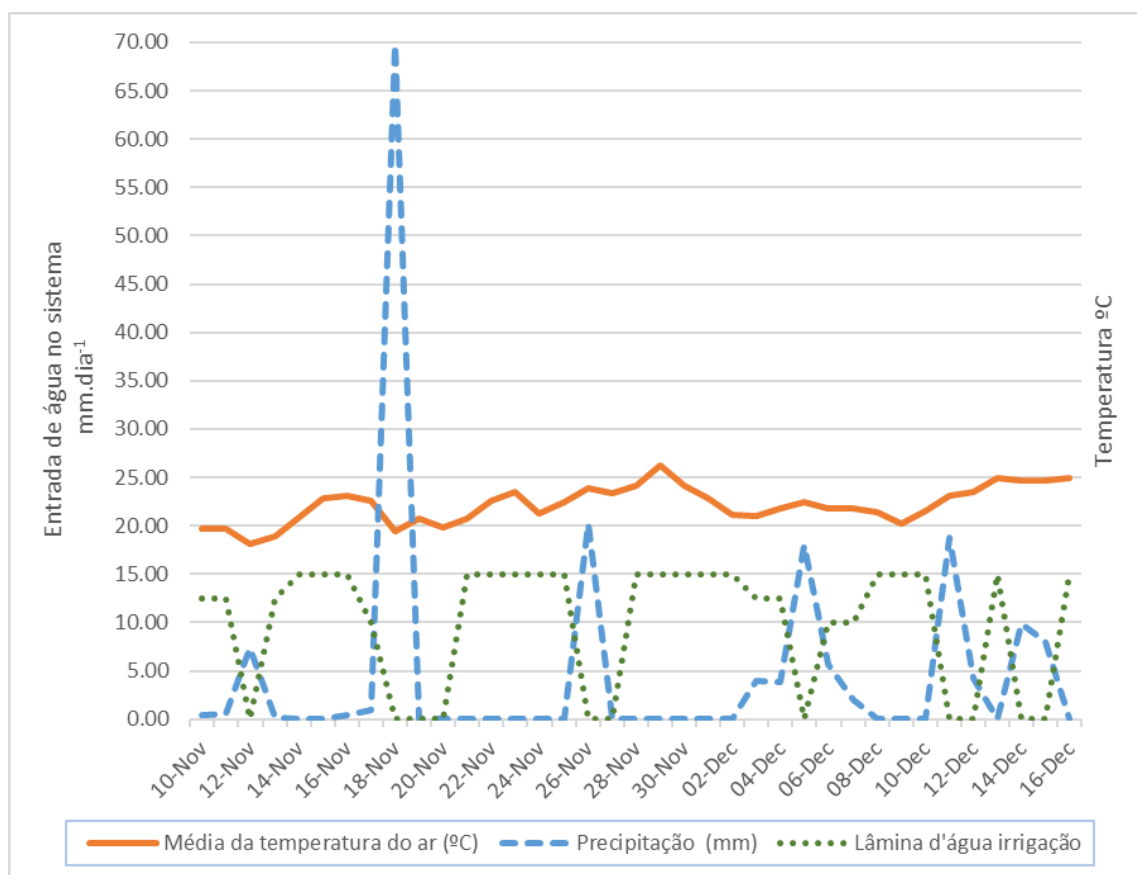


Fonte: A autora, adaptado de EPAGRI (2022)

Durante o cultivo, a radiação solar variou de $21 \text{ w.m}^2. \text{ dia}^{-1}$ a $364,64 \text{ w.m}^2. \text{ dia}^{-1}$, mantendo uma média de $220 \text{ w.m}^2. \text{ dia}^{-1}$. A umidade relativa do ar apresentou média de 80%, variando entre 60% e 90% durante todo o ciclo (Figura 2). A temperatura do ar variou de 18°C a 25°C , com média de $22,5^\circ \text{C}$.

A precipitação no período variou de 0 mm a 69,80 mm. A soma acumulada de precipitação foi de 174 mm. Durante o cultivo apenas 8 dias tiveram precipitação maior que 5 mm. Deste modo, nos dias em que a precipitação era insuficiente para suprir a demanda hídrica das alfaces, a irrigação era acionada e lâminas de água eram aplicadas nos lisímetros. As lâminas de água foram calculadas em razão da vazão dos gotejadores dos lisímetros e o tempo de irrigação para cada dia de cultivo. As lâminas foram aplicadas conforme a necessidade do solo, sem manejo da irrigação através de cálculos de evapotranspiração ou demanda hídrica da planta. Foram aplicadas lâminas de 10 mm nos dias 8, 27 e 28, lâminas de 12,5 mm no 1º, 2º, 4º, 24 e 25º dia e lâminas de 15 mm nos dias 5, 6, 7, 12, 13, 14, 15, 16, 19, 20, 21, 22, 23, 29, 30, 31 e 34 do ciclo das alfaces (Figura 3).

Figura 3: Dados de precipitação combinados com lâminas de irrigação e a temperatura média do 2º cultivo.



Umidade e pH do solo

A série de dados de pH do solo durante o cultivo apresentou normalidade nos dados, conforme teste de Shapiro Wilk. Em análise de variância (ANOVA), não houve variância estatística entre os valores de pH dos lisímetros ($p > 0,05$). Entretanto, houve variância entre a interação tempo e lisímetros. Neste sentido, as médias da 3ª e 4ª semanas de análise, diferiram estatisticamente ($p = 0,0322$). As variações de pH nos lisímetros pode ser observada na figura 4.

No que tange a umidade do solo, a variância entre as médias dos lisímetros ficou próxima do limiar significativo ($p = 0,0572$). Entre a interação lisímetros x tempo, a variância foi de $p = 0,0003$. Com variância significativa entre as médias da primeira semana e das 2ª, 3ª e 4ª semanas ($p < 0,01$) e variância entre as médias da 2ª semana e as médias da 3ª e 4ª semana ($p < 0,05$). A 4ª semana também apresentou variância das

médias da 5ª semana ($p < 0.05$). A série de dados apresentou distribuição normal para todos os lisímetros ($p > 0,05$). Na figura 5 pode-se observar a variação nos níveis de umidade em cada lisímetro.

Figura 4: Variação dos dados de pH ao longo do ciclo de cultivo nos lisímetros

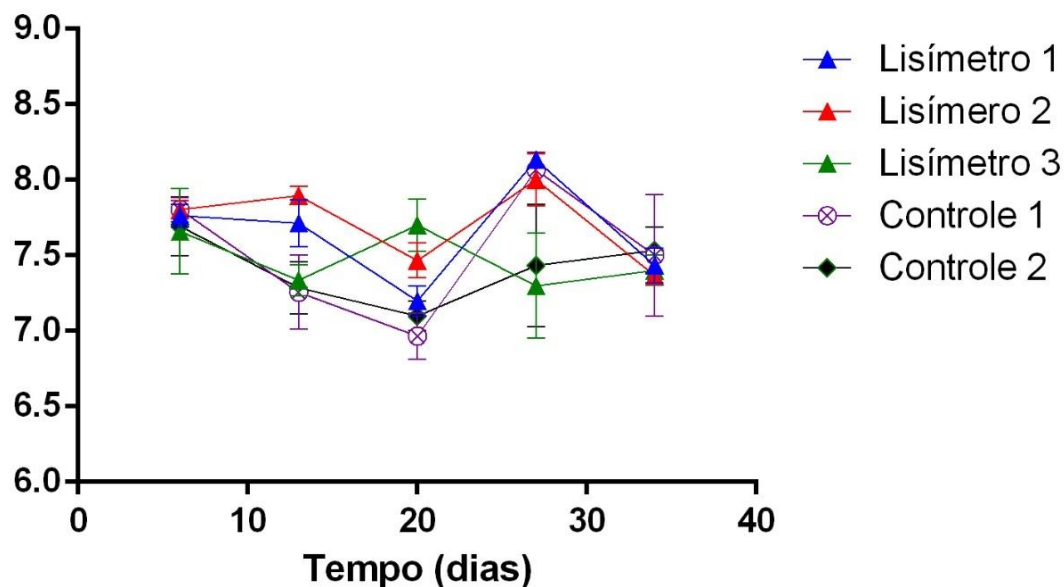
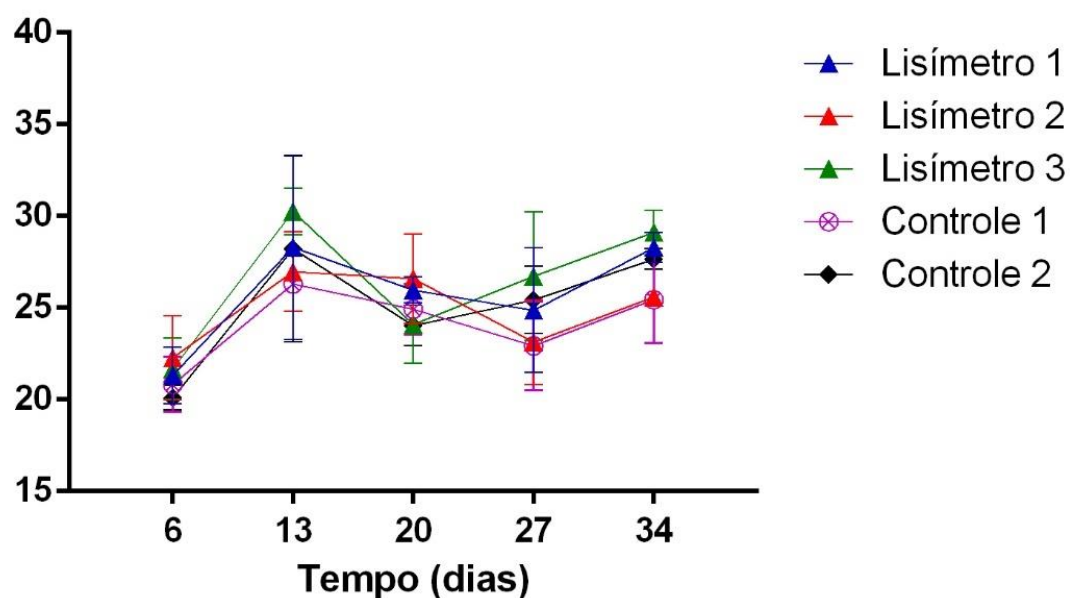


Figura 5: Variação dos dados de umidade ao longo do ciclo de cultivo nos lisímetros



Decaimento bactéria *Salmonella* no solo

Considerando a contaminação das fezes co-compostadas 6 horas após o procedimento de inoculação com *Salmonella* em $7,1 \times 10^6$ UFC.g⁻¹ (6,86 Log₁₀.UFC.g⁻¹), a média de decaimento nos três lisímetros fertilizados com fezes co-compostadas ao 6º dia de cultivo foi de 2,34 Log₁₀.UFC.g⁻¹. No 27º dia, a redução foi de 4,35 Log₁₀.UFC.g⁻¹. No 35º dia de cultivo não foi detectada *Salmonella* em nenhuma das amostras.

Para o controle 1 sem plantas e com fertilização e inóculo, o decaimento ao longo do ciclo foi de 2,57 Log₁₀.UFC.g⁻¹. A *Salmonella* foi detectada no controle 1 até o 13º dia, em concentração de $2,60 \times 10^4$ UFC.g⁻¹ (4,41 Log₁₀.UFC.g⁻¹). No 27º, 35º e 42º dias do ciclo as amostras do controle 1 foram negativas. O controle 2 com plantas e fertilização sem inoculação, não apresentou amostras positivas em nenhuma das cinco coletas.

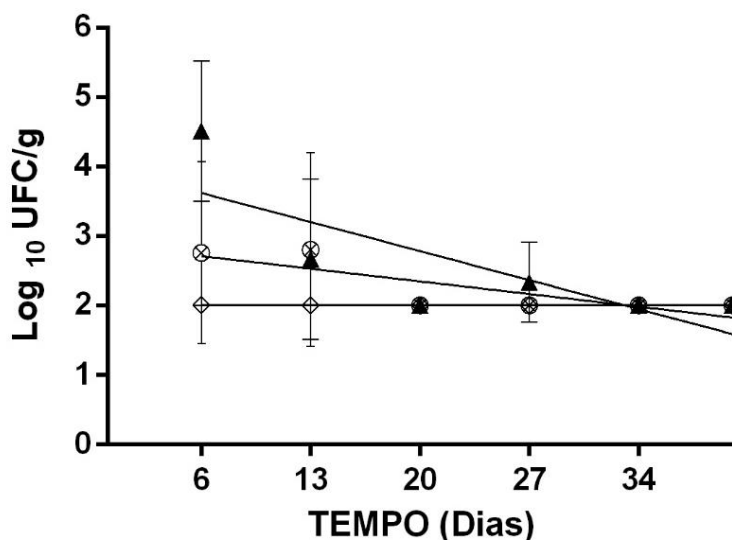
Os coeficientes de determinação (r^2), p , tempo de decaimento para 1 unidade logarítmica (T90), coeficiente de decaimento (K) e o tempo previsto para o decaimento de 4 unidades logarítmicas podem ser observados na tabela 1. O decaimento da bactéria *Salmonella* no solo dos lisímetros, bem como as retas de regressão linear podem ser observados através da Figura 6.

Tabela 1: Coeficientes de determinação (r^2), coeficientes de decaimento (K), T90, Tempo para decaimento de 4 logs, e valores de p para a bactéria *Salmonella*.

	r^2	p	K	T90	4 Log ₁₀
Fezes co-compostadas	0,6115	0,0661	-0,0575	16,74	66,96
Controle sem plantas	0,6856	0,0418	-0,02605	38,39	153,56

Fonte: A autora (2022)

Figura 6: Retas de regressão e equações de decaimento da *Salmonella* no solo dos lisímetros em triplicata e do controle 1



▲ Fezes co-compostadas $Y = -0,05975 \cdot X + 3,979$

⊗ FC sem planta com inóculo $Y = -0,02605 \cdot X + 2,868$

⊕ FC sem inóculo com planta

Decaimento bactéria *E. coli* no solo

A bactéria *E. coli* apresentou comportamento similar ao da *Salmonella* durante o cultivo. Considerando a concentração de $7,1 \times 10^6$ UFC.g⁻¹ ($6,84 \text{ Log}_{10}\text{.UFC.g}^{-1}$) 6 horas após o processo de inoculação das fezes co-compostadas, o decaimento da *E. coli* para os três lisímetros com fezes co-compostadas 6 dias após a aplicação do biofertilizante foi de $1,78 \text{ Log}_{10}\text{.UFC.g}^{-1}$. Até o 35º dia do ciclo de cultivo o decaimento observado foi de $4,07 \text{ Log}_{10}\text{.UFC.g}^{-1}$. No 42º dia de cultivo a *E. coli* apresentou recrescimento com média de contaminação de $8,33 \times 10^2$ UFC.g⁻¹, e redução média de $3,82 \text{ Log}_{10}\text{.UFC.g}^{-1}$ do começo do ciclo até o 42º dia.

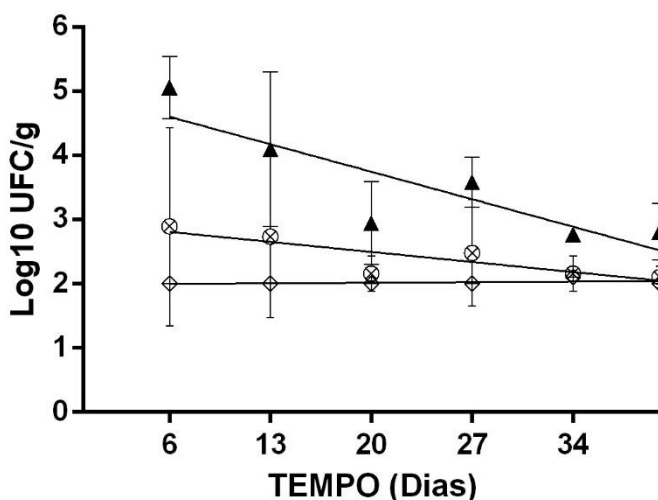
Para o controle 1 (sem planta e com fertilização e inóculo), o decaimento nos 6 primeiros dias foi de 1,87 unidades logarítmicas. Até o 42º dia do ciclo de plantio, o decaimento foi de $4,54 \text{ Log}_{10}\text{.UFC.g}^{-1}$. O segundo controle com plantas e fertilização sem inóculo não apresentou contaminação por *E. coli* até o 35º dia, quando se verificou contaminação de $2,00 \times 10^2$ UFC.g⁻¹. No 42º dia do plantio, o segundo controle não apresentou contaminação (Figura 7).

As retas de regressão linear para o decaimento da bactéria *E. coli* no solo foram traçadas e podem ser observadas na Figura 7. Os valores de R², K, p, T90 e tempo para inativação de 4 Log₁₀ podem ser observados na tabela 2.

Tabela 2: Valores de R², k, p, T90 e tempo de inativação para 4 Log₁₀ para a bactéria *E. coli*

	R ²	p	K	T90	4 Log ₁₀
Fezes co-compostadas	0,7499	0,0257	-0,06117	13,24	52,96
Controle sem plantas	0,7336	0,0294	-0,02233	40,85	163,4

Figura 7: Retas de regressão e equações de decaimento da bactéria *E.coli* dos lisímetros de fezes co-compostadas em triplicatas e controle 1 e 2.



- ▲ Fezes co-compostadas $Y = -0,06105 \cdot X + 5,073$
- ⊗ FC sem planta com inóculo $Y = -0,02146 \cdot X + 2,955$
- ⊖ FC sem inóculo com planta $Y = 0,001300 \cdot X + 1,986$

DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

Fongaro e colaboradores (2017) estudaram o decaimento e percolação de quatro micro-organismos no solo após fertilização com digestato suíno contaminado com 7 logs de bactéria *Salmonella*, o coeficiente de decaimento obtido foi de -0,084, levando 11,90 dias para o decaimento de 1 log. No trabalho de (Carlton et al., 2023) utilizando fezes co-compostadas inoculadas com 7 logs de *Salmonella* nos mesmos lisímetros e com a mesmo tipo de planta (*Lactuca Sativa*), obteve um coeficiente de decaimento de -0,0838, com a redução de 1 log estimada em 11,9 dias. Roberts et al. (2016) obtiveram K: -0,0757 para um estudo realizado com biossólidos inoculados com 6 logs de *Salmonella entérica*, obtendo T90 de 13,21 dias. Desta forma, os valores encontrados na literatura são ligeiramente mais altos que o coeficiente obtido na presente pesquisa com K: -0,0597 e 16,76 dias para o decaimento de 1 unidade logarítmica no sistema com planta. A diferença nos valores pode ter ocorrido em função das condições ambientais do cultivo, como: tipo do solo, temperatura, teor de umidade, pH do solo e estação do ano em que o experimento ocorreu. Neste sentido, os coeficientes de decaimento (K) obtidos neste trabalho também foram levemente mais baixos que os obtidos por (Carlton et al., 2023) nos mesmos lisímetros em condições parecidas, sendo o coeficiente de decaimento (K) estimado em -0,0985 para as fezes co-compostadas inoculadas com 10^7 UFC.g⁻¹ de *E. coli*. Em comparação a outro estudo realizado com o mesmo solo e com concentração parecida (7 Log₁₀.UFC.g⁻¹) em estufa, o coeficiente de decaimento da *E. coli* foi maior nos vasos em estufa (K: 0,07279) que nos lisímetros em ambiente aberto (K:-0,06117)(Ferreira et al., 2024).

Em comparação a coeficientes de decaimento em estudos com biofertilizantes feitos a partir de fontes animais, observa-se valores de K próximos aos obtidos neste trabalho. Fongaro e colaboradores (2017) utilizaram digestato suíno inoculado com 10^7 UFC.g⁻¹ de bactérias *E. coli* em solo arenoso e argiloso. Para solos arenosos, o coeficiente de decaimento obtido para *E. coli* foi de 0,093, demorando 10,30 dias para o decaimento de 1 unidade logarítmica ((Fongaro et al., 2017). Roberts e colaboradores (2016), em um experimento realizado com aplicação diversos compostos e biossólidos em um microcosmos com incubação em câmaras de crescimento em ciclo de claro/escuro de 14h/10h e umidade constante de 25% realizado por obtiveram K de -0,0809 para *E. coli* O157:H7(Roberts et al., 2016).

Desta forma, observa-se que a sobrevivência microbiana depende de vários fatores como tipo de solo, umidade, pH e temperatura atividade de água, potencial de redução e oxidação, características genéticas da planta, interações microbianas, além de presença de rizosfera (Bernstein et al., 2007; Litt et al., 2021; Murphy et al., 2016). Neste trabalho, pode-se observar que a presença da rizosfera influenciou significativamente no decaimento dos patógenos neste estudo. Enquanto os lisímetros com plantas fertilizadas com fezes co-compostadas inoculadas apresentaram decaimento de 1 unidade logarítmica em 13,45 dias, o tempo para decaimento no sistema com fertilização, porém sem plantas foi de 40,85 dias.

Neste sentido, estudos relacionados à colonização de bactérias nas plantas abordam que a rizosfera, bem como as folhas podem ser um ambiente com menos suporte para os patógenos humanos. Isto se deve à mecanismos naturais de reconhecimento de padrões moleculares associados a microrganismos (MAMP's) pelas células vegetais que desencadeiam a produção de respostas de defesa associadas a Imunidade Acionada por Padrões (PTI), o que pode explicar as diferenças de decaimento entre o solo com e sem plantas encontradas neste estudo (Jacob and Melotto, 2020; Melotto et al., 2014; Mitra et al., 2009). Desta maneira, mais estudos comparativos de decaimento entre cultivos e solos sem plantas são requeridos.

CONCLUSÃO

No experimento conduzido em lisímetros e fertilizado com fezes co-compostadas inoculadas com 6,84 Log₁₀.UFC.g⁻¹ de *E. coli*, 6,85 Log₁₀.UFC.g⁻¹ de *Salmonella*, pode se perceber, em relação a *E. coli* e *Salmonella*, que o controle sem plantas obteve valores maiores de T90 que os obtidos pelo sistema com plantas, com coeficiente de decaimento no solo de -0,0244 para *E. coli* e -0,0331 para *Salmonella* no sistema sem plantas e K: -0,0728 para *E. coli* e -0,07651 para *Salmonella* no sistema com plantas. O T90 foi estimado em 16,46 dias para a *Salmonella* para o sistema com plantas e 38,39 dias para o sistema sem plantas. Para *E. coli*, este valor foi de 13,24 dias e 40,85 dias, respectivamente. Neste sentido, tais valores podem indicar que as raízes das plantas auxiliam o processo de inativação dos patógenos no solo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Bernstein, N., Sela, S., Neder-Lavon, S., 2007. Assessment of Contamination Potential of Lettuce by Salmonella enterica Serovar Newport Added to the Plant Growing Medium, *Journal of Food Protection*.
2. Carlon, P., Ferreira, F.D.G., Carloto, C.F.M., Fongaro, G., Magri, M.E., 2023. Fate of enteric bacteria and viruses in silt loam soil amended with biofertilizers made from human feces and urine for crop production. *Hyg. Environ. Heal. Adv.* 7, 100067. <https://doi.org/10.1016/j.heha.2023.100067>
3. Eliyan, C., McConville, J., Zurbrügg, C., Koottatep, T., Sothea, K., Vinnerås, B., 2023. Sustainability assessment of faecal sludge treatment technologies for resource recovery in Phnom Penh, Cambodia. *Environ. Technol. Innov.* 32. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2023.103384>
4. Esrey, S.A., Andersson, I., Hillers, A., Sawyer, R., 2001. Closing the loop : ecological sanitation for food security, 1ª Ed. ed. Swedish international development cooperation agency (Sida). Department for natural resources and the environment, México.
5. FAO, IFAD, UNICEF, W. and W., 2022. The State of Food Security and Nutrition in the World 2022, The State of Food Security and Nutrition in the World 2022. <https://doi.org/10.4060/cc0639en>
6. Ferreira, F.G., Carlon, P., Magri, M.E., 2024. Recycling composted human feces as biofertilizer for crop production: assessment of soil and lettuce plant tissue contamination by Escherichia coli and human adenovirus. *Sci. Total Environ.* 172375. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172375>
7. Fongaro, G., García-González, M.C., Hernández, M., Kunz, A., Barardi, C.R.M., Rodríguez-Lázaro, D., 2017. Different behavior of enteric bacteria and viruses in clay and sandy soils after biofertilization with swine digestate. *Front. Microbiol.* 8, 1–9. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2017.00074>
8. Inácio, C. de T., Miller, P.R.M., 2009. Compostagem, Ciência e prática para a gestão de resíduos orgânicos. *Embrapa Solos* 1, 156.
9. Jacob, C., Melotto, M., 2020. Human Pathogen Colonization of Lettuce Dependent Upon Plant Genotype and Defense Response Activation. *Front. Plant Sci.* 10, 1–17. <https://doi.org/10.3389/fpls.2019.01769>
10. Langergraber, G., Muellegger, E., 2005. Ecological Sanitation - A way to solve global sanitation problems? *Environ. Int.* 31, 433–444. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2004.08.006>
11. Litt, P.K., Kelly, A., Omar, A., Johnson, G., Vinyard, B.T., Kniel, K.E., Sharma, M., 2021. Temporal and Agricultural Factors Influence Escherichia coli Survival in Soil and Transfer to Cucumbers. *Appl. Environ. Microbiol.* 87, 1–19. <https://doi.org/10.1128/AEM.02418-20>
12. Melotto, M., Panchal, S., Roy, D., 2014. Plant innate immunity against human bacterial pathogens. *Front. Microbiol.* 5, 1–12. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2014.00411>
13. Mitra, R., Cuesta-Alonso, E., Wayadande, A., Talley, J., Gilliland, S., Fletcher, J., 2009. Effect of Route of Introduction and Host Cultivar on the Colonization, Internalization, and Movement of the Human Pathogen Escherichia coli O157:H7 in Spinach. *J. Food Prot.* 72, 1521–1530.
14. Murphy, S., Gaffney, M.T., Fanning, S., Burgess, C.M., 2016. Potential for transfer of Escherichia coli O157:H7, Listeria monocytogenes and Salmonella Senftenberg from contaminated food waste derived compost and anaerobic digestate liquid to lettuce plants. *Food Microbiol.* 59, 7–13. <https://doi.org/10.1016/j.fm.2016.04.006>
15. Nordin, A., Ottoson, J.R., Vinnerås, B., 2009. Sanitation of faeces from source-separating dry toilets using urea. *J. Appl. Microbiol.* 107, 1579–1587. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2009.04339.x>
16. Organization, W.H., 2015. WHO ESTIMATES OF THE GLOBAL BURDEN OF FOODBORNE DISEASES: FOODBORNE DISEASE BURDEN EPIDEMIOLOGY REFERENCE GROUP 2007–2015. *Environ. Parasitol.* 1–1. https://doi.org/10.1007/978-3-642-27769-6_3884-1
17. Prado, T., Miagostovich, M.P., 2014. Virologia ambiental e saneamento no Brasil: Uma revisão narrativa. *Cad. Saude Publica* 30, 1367–1378. <https://doi.org/10.1590/0102-311X00109213>
18. Roberts, B.N., Bailey, R.H., McLaughlin, M.R., Brooks, J.P., 2016. Decay rates of zoonotic pathogens and viral surrogates in soils amended with biosolids and manures and comparison of qPCR and culture derived rates. *Sci. Total Environ.* 573, 671–679. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.088>
19. Schönning, C., Stenström, T.A., Stockholm Environment Institute., EcoSanRes Programme., 2004.



Guidelines for the safe use of urine and faeces in ecological sanitation systems. Stockholm Environment Institute.

20. UNICEF & WHO, 2020. State of the World's Sanitation: An urgent call to transform sanitation for better health, environments, economies and societies.
21. Vinneras, B., 2002. Possibilities for Sustainable Nutrient Recycling by Faecal Separation Combined with Urine Diversion. Swedish University of Agricultural Sciences.