

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

GIOVANA RIBEIRO DE ALMEIDA

PERDAS DE NUTRIENTES POR LIXIVIAÇÃO EM COMPOSTAGEM LAMINAR

VOLTA REDONDA
2024

GIOVANA RIBEIRO DE ALMEIDA

PERDAS DE NUTRIENTES POR LIXIVIAÇÃO EM COMPOSTAGEM LAMINAR

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

Orientadora: Prof.^a Dra. Fabiana Soares dos Santos

Coorientador: Prof. Dr. Adriano Portz

Coorientador: Prof. Dr. Roberto Guião de Souza Lima Júnior

Volta Redonda, RJ

2024

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

A447p Almeida, Giovana Ribeiro de
Perdas de nutrientes por lixiviação em compostagem laminar
/ Giovana Ribeiro de Almeida. - 2024.
80 f.: il.

Orientador: Fabiana Soares dos Santos.
Coorientador: Adriano Portz.
Dissertação (mestrado)-Universidade Federal Fluminense,
Escola de Engenharia Industrial e Metalúrgica de Volta
Redonda, Volta Redonda, 2024.

1. Resíduos orgânicos. 2. Nitrogênio. 3. Sódio. 4.
Produção intelectual. I. Santos, Fabiana Soares dos,
orientadora. II. Portz, Adriano, coorientador. III.
Universidade Federal Fluminense. Escola de Engenharia
Industrial e Metalúrgica de Volta Redonda. IV. Título.

CDD - XXX

GIOVANA RIBEIRO DE ALMEIDA

PERDAS DE NUTRIENTES POR LIXIVIAÇÃO EM COMPOSTAGEM LAMINAR

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

Aprovada em 27 de março de 2024.

BANCA EXAMINADORA

Fabiana Soares dos Santos

Prof.^a Dr.^a Fabiana Soares dos Santos – UFF

Orientadora

Carla Andreia de Cunha Martins

Prof.^a Dr.^a Carla Andreia de Cunha Martins – UFF

Ana Carolina Callegario Pereira

Prof.^a Dr.^a Ana Carolina Callegario Pereira – UniFOA

Volta Redonda

2024

Dedico este trabalho, especialmente, aos meus pais, nos quais sempre me apoiaram em tudo. Como também, dedico às pessoas queridas que estiveram ao meu lado e que, de algum modo, contribuíram com apoio e presteza para a realização e conclusão deste trabalho.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pelo dom da vida, pela saúde, pela força para superar os obstáculos e a oportunidade de escolher qual caminho seguir.

Em especial, agradeço aos meus avós paternos, Hildebrando Almeida e Maria Aparecida Polidoro, como também maternos, Cecília Leopoldina e Manoel Jacinto (ambos *in memoriam*), pela presença, carinho e dedicação que sempre tiveram comigo. Mesmo no silêncio e nos ensinamentos de meus pais, vocês são minha grande fonte de inspiração para seguir em frente.

Agradeço aos meus pais e meus irmãos por sempre apoiarem os meus estudos e compreenderem os momentos de ausência. Aos meus pais, gratidão por todo amor, carinho e suporte incomensurável que sempre me deram. Obrigada por nunca soltarem a minha mão!

Agradeço à minha orientadora Fabiana Soares por toda a dedicação e paciência na execução do trabalho. Gratidão por todo o suporte, especialmente quando a caminhada se mostrou árdua. Aos meus coorientadores, Adriano Portz e Roberto Guião Junior, obrigada por todo o apoio, paciência, conhecimentos agregados e tempo dedicado ao trabalho.

Agradeço a minha equipe de trabalho, Cintia Nunes, Bruna Almeida e Letícia Barros, por todo o apoio, pela compreensão nos momentos que estive ausente do escritório e por toda a força para seguir com o mestrado. Especialmente, gratidão por me ensinarem a prática profissional enquanto eu ainda estava na Pós-Graduação.

Agradeço a empresa Dr. Catador Compostagem Urbana por conceder os materiais para os experimentos. Obrigada por me apresentar o método da compostagem laminar, na qual foi a base para esse trabalho.

Agradeço aos técnicos Everson Vasconcellos e Alexandre Lemos, como também ao aluno Caio Acunã, por todo o suporte no laboratório com os experimentos. Gratidão ao Hiago Tavares e Wesley Silva (Baiano), por todo apoio com o experimento da compostagem. Todos vocês foram peças fundamentais para a realização e conclusão deste trabalho.

Agradeço aos meus tios Edmilson Alcântara e Gilcinéia Polidoro, bem como ao meu primo Gilson Almeida, por todo suporte nos momentos perrengues do mestrado, especialmente no dia que fiz a coleta dos resíduos, e por se mostrarem presentes desde sempre.

Agradeço aos meus amigos pelo companheirismo e incentivo. Obrigada por compreenderem a minha ausência, acompanharem minha trajetória e comemorarem os momentos de vitória comigo. Em especial, agradeço à Ana Luiza de Oliveira, Júlia Espíndola e Rafaella Nicolau, amigas de longa data nas quais compartilham e vibram comigo todos os momentos da vida.

Agradeço a todo o corpo docente do PGTA e aos meus colegas discentes pelos conhecimentos compartilhados. Foi um prazer conhecê-los e compartilhar esses momentos com vocês!

Agradeço a todos os professores que passaram pela minha formação acadêmica, em especial a Ana Carolina Callegario, Cirlene Fourquet, André Marques e Marcelo Guedes. Além do conhecimento técnico, vocês marcaram a minha trajetória com ensinamentos da vida.

Agradeço a Capes pelo incentivo à pesquisa com a concessão da bolsa. À UFF, obrigada por prontamente me receber e permitir a realização deste trabalho.

A todos que, direta ou indiretamente, estiveram envolvidos nesse trabalho, bem como, na minha caminhada acadêmica, profissional e pessoal, o meu muitíssimo obrigada!

RESUMO

É notória a necessidade do aprimoramento de tecnologias sustentáveis e acessíveis que auxiliem na gestão de resíduos sólidos urbanos, principalmente a fração orgânica, pelo seu potencial mássico, energético e do impacto ambiental proveniente de seu aterramento. Dentre as técnicas existentes, há o método de compostagem laminar, que pode representar uma importante estratégia de tratamento descentralizado de resíduos conjugado a produção de alimentos. Porém, tal prática demanda estudos para avaliar o potencial poluidor. O presente estudo tem como objetivo avaliar o potencial de perdas de nutrientes e sódio por lixiviação em processos de compostagem laminar, comparando com a incorporação de resíduo orgânico compostado no solo. O estudo foi realizado nas dependências da Universidade Federal Fluminense, onde foram montadas colunas de lixiviação envolvendo dois tipos de solos de texturas diferentes (franco arenoso e muito argiloso) e quatro repetições. Os tratamentos envolveram a testemunha (somente solo), compostagem laminar (sobre o solo) de resíduos orgânicos frescos contendo o equivalente a 50 toneladas de composto orgânico por hectare; e composto orgânico incorporado ao solo na quantidade equivalente a 50 toneladas por hectare. Avaliaram-se as concentrações de NO_3^- , NH_4^+ , Ca^{+2} , K^+ , Na^+ , Cl^- , Cu^{+2} , Zn^{+2} , Mn e Fe no lixiviado. Dessa forma, observou-se que o material orgânico dos resíduos frescos e composto orgânico incorporado ao solo influenciou no aumento das concentrações dos nutrientes e sódio dos lixiviados, de modo que o solo franco arenoso demonstrou ser mais suscetível a perda por lixiviação em comparação ao solo muito argiloso.

Palavras-chave: Resíduos orgânicos. Nitrogênio. Sódio.

ABSTRACT

The need for the improvement of sustainable and accessible technologies to aid in the management of urban solid waste, especially the organic fraction, is well-known, due to its mass, energy potential, and the environmental impact of its landfilling. Among the existing techniques, there is the method of laminar composting, which can represent an important strategy for decentralized waste treatment combined with food production. However, such practice requires studies to evaluate its pollution potential. This study aims to evaluate the potential for nutrient and sodium losses through leaching in laminar composting processes, comparing it with the incorporation of composted organic waste into the soil. The study was conducted at the Federal Fluminense University, where leaching columns were set up involving two types of soils with different textures (sandy loam and very clayey) and four repetitions. The treatments involved the control (soil only), laminar composting (on the soil) of fresh organic waste containing the equivalent of 50 tons of organic compost per hectare, and organic compost incorporated into the soil in the amount equivalent to 50 tons per hectare. The concentrations of NO_3^- , NH_4^+ , Ca^{+2} , K^+ , Na^+ , Cl^- , Cu^{+2} , Zn^{+2} , Mn e Fe in the leachate were evaluated. It was observed that the organic material from fresh waste and organic compost incorporated into the soil influenced the increase in nutrient and sodium concentrations in the leachate, with sandy loam soil being more susceptible to leaching losses compared to very clayey soil.

Keywords: Organic waste. Nitrogen. Sodium.

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Estágios da compostagem.	22
--	----

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Experimento com colunas de lixiviação.	32
Figura 2 - Índice pluviométrico mensal em Volta Redonda (período 06/2016 - 08/2023).	33
Figura 3 - Realização da filtração do material lixiviado (A) e armazenamento das amostras em frascos de polietileno (B).....	33
Figura 4 - Esquematização da decomposição de resíduos vegetais.....	38
Figura 5 - Concentração de íons nitrato no lixiviado de solos contendo composto orgânico e resíduos frescos do processo de compostagem laminar.	40
Figura 6 - Concentração de íons amônio no lixiviado de solos contendo composto orgânico e resíduos frescos do processo de compostagem laminar.	44
Figura 7 - Concentração de íons de cálcio no lixiviado de solos contendo composto orgânico e resíduos frescos do processo de compostagem laminar	48
Figura 8 - Concentração de íons de potássio no lixiviado de solos contendo composto orgânico e resíduos frescos do processo de compostagem laminar.....	52
Figura 9 - Concentração de íons de sódio no lixiviado de solos contendo composto orgânico e resíduos frescos do processo de compostagem laminar.	57
Figura 10 - Concentração de íons cloreto no lixiviado de solos contendo composto orgânico e resíduos frescos do processo de compostagem laminar.	60

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Características químicas dos solos usados no experimento.	28
Tabela 2 - Concentrações das frações argila, silte e areia dos solos usados no experimento...	29
Tabela 3 - Características químicas do composto orgânico.	30
Tabela 4 - Características químicas dos resíduos orgânicos frescos	30
Tabela 5 - Concentração de íons nitrato no lixiviado de solos contendo composto orgânico e resíduos frescos do processo de compostagem laminar.	36
Tabela 6 - Concentração de íons amônio no lixiviado de solos contendo composto orgânico e resíduos frescos do processo de compostagem laminar.	42
Tabela 7 - Concentração de íons cálcio no lixiviado de solos contendo composto orgânico e resíduos frescos do processo de compostagem laminar.	46
Tabela 8 - Concentração de íons de potássio no lixiviado de solos contendo composto orgânico e resíduos frescos do processo de compostagem laminar.....	49
Tabela 9 - Concentração de íons de sódio no lixiviado de solos contendo composto orgânico e resíduos frescos do processo de compostagem laminar.	54
Tabela 10 - Concentração de íons cloreto no lixiviado de solos contendo composto orgânico e resíduos frescos do processo de compostagem laminar.	58
Tabela 11 - Concentração de zinco no lixiviado de solos contendo composto orgânico e resíduos frescos do processo de compostagem laminar.....	62
Tabela 12 - Concentração de íons manganês no lixiviado de solos contendo composto orgânico e resíduos frescos do processo de compostagem laminar.....	64
Tabela 13 - Concentração de íons de ferro no lixiviado de solos contendo composto orgânico e resíduos frescos do processo de compostagem laminar.	66

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ACV	Avaliação do Ciclo de Vida
ANOVA	Análise de variância
C	Carbono orgânico
Ca ⁺²	Íon de cálcio
CF-CSN	Clube dos Funcionários da Companhia Siderúrgica Nacional
CH ₄	Metano
Cl ⁻	Cloreto
CO ₂	Gás carbônico
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CTC	Capacidade de troca catiônica
Cu ⁺²	Íon de cobre
CV	Coefficiente de variação
DQO	Demanda Química de Oxigênio
Fe	Ferro
H+Al	Acidez potencial
Inmet	Instituto Nacional de Meteorologia
K ⁺	Íon de potássio
kg m ⁻²	Quilograma por metro quadrado
m	Índice de saturação de alumínio
MO	Teor de matéria orgânica
MLC	Método Lages de Compostagem
Mn	Manganês
n	Índice de saturação de sódio
N	Nitrogênio
Na ⁺	Íon de sódio
NaCl	Cloreto de sódio
NH ₄ ⁺	Amônio
NO ₃ ⁻	Nitrato
N-total	Nitrogênio total
pH	Potencial hidrogeniônico

PNMA	Política Nacional de Meio Ambiente
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
ppm	Parte por milhão
Relação C/N	Relação carbono/nitrogênio
RJ	Rio de Janeiro
RSU	Resíduos sólidos urbanos
S	Soma de bases trocáveis
SC	Santa Catarina
T	Capacidade de troca catiônica
t	CTC efetiva
t ha ⁻¹	Tonelada por hectare
V	Índice de saturação de bases
Zn	Zinco

SUMÁRIO

1	<u>INTRODUÇÃO</u>	17
2	<u>REFERENCIAL TEÓRICO</u>	19
2.1	RESÍDUOS SÓLIDOS	19
2.2	COMPOSTAGEM	21
2.2.1	<u>Compostagem laminar</u>	23
2.2.2	<u>Método Lages de Compostagem</u>	24
2.3	LIXIVIAÇÃO	25
3	<u>METODOLOGIA</u>	28
3.1	COLETA, ANÁLISE E CARACTERIZAÇÃO DOS MATERIAIS	28
3.2	CONFECÇÃO DAS COLUNAS DE LIXIVIAÇÃO	30
3.3	COLETA DE AMOSTRAS DE LIXIVIADO	32
3.4	ANÁLISE DAS AMOSTRAS	34
3.5	ANÁLISE ESTATÍSTICA	34
4	<u>RESULTADOS E DISCUSSÃO</u>	36
4.1	LIXIVIAÇÃO DE ÍONS DE NITRATO (NO ₃ -)	36
4.2	LIXIVIAÇÃO DE ÍONS DE AMÔNIO (NH ₄ ⁺)	42
4.3	LIXIVIAÇÃO DE ÍONS DE CÁLCIO (Ca ⁺²)	45
4.4	LIXIVIAÇÃO DE ÍONS DE POTÁSSIO (K ⁺)	49
4.5	LIXIVIAÇÃO DE ÍONS DE SÓDIO (Na ⁺).	53
4.6	LIXIVIAÇÃO DE ÍONS DE CLORETO (Cl ⁻)	58

4.7	LIXIVIAÇÃO DE ÍONS DE METAIS - COBRE (Cu), ZINCO (Zn) E MANGANÊS (Mn)	62
4.8	LIXIVIAÇÃO DE ÍONS DE FERRO (Fe)	65
5	<u>CONCLUSÃO.</u>	68
6	<u>SUGESTÕES DE ESTUDOS FUTUROS</u>	69
	<u>REFERÊNCIAS</u>	70

1 INTRODUÇÃO

O gerenciamento de resíduos sólidos urbanos (RSU) no Brasil é baseado na Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). A lei aborda a destinação ambientalmente correta de RSU, como aterros sanitários, por exemplo (BRASIL, 2010). Porém, estudos comprovam a ineficiência do aterramento sanitário no que tange ao tratamento de gases de efeito estufa e lixiviados, sendo causa de poluição ambiental, como visto por Candiani e Viana (2017), Gopinath *et al.* (2020) e Swati *et al.* (2018).

Além disso, sabe-se que a destinação correta de resíduos é um desafio para a gestão pública, assim como para toda a sociedade, segundo o princípio da responsabilidade compartilhada e poluidor pagador (BRASIL, 2010). Nessa perspectiva, a compostagem emerge como um instrumento alternativo à destinação de resíduos orgânicos. Essa técnica torna viável a redução da quantidade de resíduos destinados aos aterros sanitários, evitando, por conseguinte, os impactos ambientais como a emissão de metano (CH₄) para a atmosfera (LIMA JUNIOR *et al.*, 2017; RODRIGUES *et al.*, 2019).

Diante às circunstâncias, o uso da compostagem laminar torna-se uma alternativa acessível e viável. Com isso, pretende-se oferecer uma destinação adequada aos resíduos orgânicos, como também, reduzir o volume e o impacto negativo dos referidos resíduos em aterros sanitários (FORUM INTERNACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS, 2020).

Entretanto, é necessário a realização de estudos para verificar potenciais perdas de nutrientes por lixiviação para a disseminação do sistema de compostagem laminar, principalmente no que concerne na liberação e acúmulo de nitrogênio (N) mineral quanto a dosagem de resíduos aplicada ao método e o tipo de solo no qual é escolhido para a compostagem.

Portanto, a importância em se investigar tal assunto se deve a necessidade de destinar os resíduos orgânicos de forma sustentável e preferencialmente acessível à população em geral, estimulando a gestão descentralizada e independente dos resíduos, ampliando o conhecimento acerca da compostagem laminar de modo a definir o uso seguro e não poluente do método.

Dessa forma, esse estudo tem como objetivo avaliar o potencial de perdas de nutrientes e sódio por lixiviação em processos de compostagem laminar, comparando com a incorporação de resíduo orgânico compostado no solo.

Os objetivos específicos são:

- a) quantificar as perdas de NO_3^- , NH_4^+ , Ca^{+2} , K^+ , Na^+ , Cl^- , Cu^{+2} , Zn^{+2} , Mn e Fe por lixiviação em solos contendo compostagem laminar;
- b) quantificar as perdas de NO_3^- , NH_4^+ , Ca^{+2} , K^+ , Na^+ , Cl^- , Cu^{+2} , Zn^{+2} , Mn e Fe por lixiviação em solos contendo composto orgânico incorporado;
- c) avaliar o efeito da textura do solo na eficiência da retenção de nutrientes e sódio em solos contendo compostagem laminar e composto orgânico incorporado.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 RESÍDUOS SÓLIDOS

A PNMA estabelece a responsabilidade objetiva do degradador frente aos danos ambientais desencadeados a partir da ação humana. Com isso, a fim de ofertar tal comando dentro das diversas temáticas ambientais, a relação com os resíduos sólidos se deu por meio da PNRS (BRASIL, 2010).

A PNRS, estabelecida pela Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, dispõe os princípios, objetivos, instrumentos e diretrizes nas quais norteiam, em território brasileiro, a gestão integrada e o gerenciamento de resíduos sólidos. Este instrumento normativo desfruta das definições relativas à destinação ambientalmente adequada dos resíduos sólidos. Portanto, vale citar, primordialmente, a definição de resíduos sólidos, sendo estes, de acordo com o Art. 3º da PNRS (BRASIL, 2010):

XVI - resíduos sólidos: material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível .

Concomitantemente, os RSU são considerados como resíduos provenientes da limpeza urbana. Atividades domésticas, varrição de vias públicas e demais serviços urbanos são exemplos de locais de origem de RSU. Cabe ressaltar a diferença entre materiais que podem ser reciclados ou reaproveitados com determinado valor econômico daqueles nos quais não há a possibilidade, por meio de processos tecnológicos disponíveis, de aproveitamento futuro (BRASIL, 2010).

O tratamento dos resíduos envolve uma série de etapas que necessitam ser gerenciadas para que estas sejam contempladas dentro da perspectiva ambientalmente correta. Desse modo, entende-se o gerenciamento de resíduos sólidos como os estágios de coleta, transporte,

transbordo, tratamento, destinação e disposição final do material descartado por atividades humanas (BRASIL, 2010).

Destaca-se que gerenciamento de resíduos sólidos se difere de gestão integrada. A gestão abrange a parte estratégica do processo, relacionados a arranjos institucionais e políticas públicas. O gerenciamento se trata da responsabilidade dos geradores com respectivos resíduos e da estrutura operacional para tratá-lo (BRASIL, 2010).

As tomadas de decisões em relação a um sistema de gerenciamento de RSU envolve a avaliação de fatores técnicos e econômicos relacionados a série de tratamentos que precisam ser viáveis ao processo. Com isso, Mersoni e Reichert (2017) consideram a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) como uma técnica na qual pode ser adotada como apoio ao gerenciamento de resíduos sólidos, de modo a indicar quais processos, se utilizados de forma integrada, podem causar menos impacto ao meio ambiente.

A busca por tratamentos alternativos de resíduos sólidos urbanos se deu a partir da PNRS, devido à responsabilização imposta pelo instrumento legal e à necessidade de soluções práticas frente à quantidade de resíduos gerados em território nacional (BRASIL, 2010). Tecnologias apontadas como alternativas promissoras frente ao tratamento tradicional de resíduos sólidos visam a redução do volume de material em aterros sanitários e promover um tratamento ambientalmente correto aos resíduos de modo a atender o que é preconizado na PNRS, tais como a digestão anaeróbica e a compostagem (GASPAR *et al.*, 2020; GIRARDI NETO; SILVA; PINHEIRO, 2017, MERSONI; REICHERT, 2017).

A digestão anaeróbica conta com a ação de grupos de microrganismos para a degradação da matéria orgânica. O processo ocorre por meio da transformação da arte complexa da matéria orgânica em elementos mais simples, nos quais serão convertidos em biogás. A avaliação da eficiência do sistema pode ser realizada por meio da estimativa da conversão da Demanda Química de Oxigênio (DQO) em metano ou outros componentes envolvidos em tal processo, como o fósforo e nitrogênio. É possível converter 50% da concentração de DQO em gás metano, sem promover alterações nas variáveis de controle do processo (GIRARDI NETO; SILVA; PINHEIRO, 2017).

Segundo os autores Gaspar *et al.* (2020) e Mortula *et al.* (2020), a compostagem é uma tecnologia viável para tratar resíduos orgânicos. Esta estratégia visa a degradação dos resíduos

orgânicos para a obtenção de um produto orgânico estabilizado e rico em matéria orgânica, de modo a aproveitar o potencial desses resíduos.

2.2 COMPOSTAGEM

A compostagem é uma estratégia de gestão de resíduos orgânicos na qual se assemelha ao processo natural da ciclagem de nutrientes por meio da degradação da matéria orgânica. Tal processo apresenta caráter aeróbico e termofílico. Esses processos acontecem na presença de comunidades microbianas do solo e da matéria orgânica (INÁCIO; MILLER, 2009). Trata-se de um processo cuja finalidade é agilizar o processo de estabilização da matéria orgânica. A compostagem visa o tratamento de resíduos sólidos orgânicos, de forma eficiente e sustentável (GASPAR *et al.*, 2020; INÁCIO; MILLER, 2009).

O Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), de acordo com a Resolução CONAMA nº 481/2017 define a compostagem como a etapa de degradação de componentes biológicos dos resíduos orgânicos em condições aeróbicas, no qual oferece, como produto, um material estabilizado (CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE, 2017). O processo de compostagem ocorre em dois estágios, sendo a digestão como fase inicial de degradação, e a humificação ou maturação, na qual ocorre a mineralização dos nutrientes orgânicos (INÁCIO; MILLER, 2009).

O processo ocorre de forma manejada a fim de realizar a biodecomposição da matéria orgânica dependente de oxigênio por meio da presença de microrganismos termofílicos, que possibilitam a geração de calor. Em decorrência da ação microbiológica e do calor produzido biologicamente, o produto desse processo se dá em um substrato orgânico estabilizado com alta concentração de ácidos húmicos e baixa relação carbono/nitrogênio (C/N) (INÁCIO; MILLER, 2009; RAJ; ANTIL, 2011). Ao longo da compostagem, a matéria orgânica sofre o processo de mineralização, de modo a provocar um aumento aparente de macronutrientes e micronutrientes, como potássio e fósforo (BOLDRIN *et al.*, 2010).

Os fatores que viabilizam o processo da compostagem são a temperatura e a atividade microbiana, sendo estes codependentes. A atividade microbiana interfere na temperatura do ambiente, proporcionando a geração de calor. A temperatura, entendida como efeito da ação dos microrganismos, afeta diretamente a manutenção do fluxo de ar do processo (efeito chaminé pela aeração por convecção), age como fator determinante na sucessão de microrganismos

durante os estágios da compostagem e proporciona a perda de umidade do composto (INÁCIO; MILLER, 2009). Além da temperatura, outros fatores interferem na sucessão microbiológica do processo da compostagem e, conseqüentemente, na decomposição biológica do material, tais como relação C/N, potencial hidrogeniônico (pH), umidade, potencial de oxirredução, diâmetro das partículas que compõem o substrato orgânico, disponibilidade e concentração de oxigênio, irrigação e precipitação (INÁCIO; MILLER, 2009).

Dessa forma, o processo de compostagem pode ser categorizado em quatro etapas, sendo fase inicial, fase termofílica, fase mesofílica e maturação (Quadro 1).

Quadro 1 - Estágios da compostagem.

Fase inicial	<ul style="list-style-type: none"> • Expansão dos microrganismos mesofílicos; • Intensificação da ação da decomposição sobre a matéria orgânica prontamente biodegradável; • Liberação de energia (geração de calor); • Rápida elevação da temperatura até 45°C; • Tempo de duração entre 15h e 72h (média 24h).
Fase termofílica	<ul style="list-style-type: none"> • Plena ação de microrganismos termofílicos (bactérias); • Intensa decomposição do material orgânico; • Manutenção do fluxo de ar (aeração por convecção); • Formação de água metabólica; • Predominância de temperaturas entre 45°C a 65°C.
Fase mesofílica	<ul style="list-style-type: none"> • Redução da atividade microbiana; • Predominância de actomicetos e fungos para degradação de substrato orgânico mais complexo; • Queda de temperatura; • Degradação de substâncias orgânicas mais resistentes; • Perda de umidade no processo (redução de volume e massa do material).
Maturação	<ul style="list-style-type: none"> • Formação de substâncias húmicas; • Redução da atividade microbiana; • Ausência da capacidade de auto aquecimento.

Fonte: o autor (2023). Baseado em Inácio; Miller (2009).

A estratégia da compostagem consiste numa técnica natural na qual possibilita o aproveitamento do produto gerado (composto orgânico) em culturas de hortaliças por meio da sua comercialização como fertilizante orgânico (GASPAR *et al.*, 2020). Ainda, segundo Teodoro e Pereira (2021), a matéria orgânica excedente de uma cadeia produtiva pode ser aproveitada como substrato para a produção de mudas de hortaliças, especialmente da indústria pesqueira, já que o uso de composto orgânico apresenta potencial para auxiliar a demanda da agricultura por fertilizantes orgânicos.

Quanto ao uso de substratos em sistemas orgânicos de produção provenientes de sistemas de compostagem, as vantagens apresentadas são: aumento da capacidade de troca

catiônica (CTC), fornecimento de matéria orgânica, energia e nutrientes de modo a propiciar um ambiente ideal para o sistema de produção orgânico (BORGES *et al.*, 2021; GASPAR *et al.*, 2020).

Nesse contexto, Gaspar *et al.* (2020) destaca que a compostagem pode trazer redução de custos operacionais e logísticos aos empreendedores do agronegócio de hortaliças. Os resíduos orgânicos gerados pela produção podem ser tratados *in loco*, de modo a permitir que o composto orgânico produzido seja reintroduzido na cadeia produtiva de hortaliças. Além do mais, a prática minimiza impactos ambientais locais e viabiliza a geração de renda, em virtude da comercialização do composto orgânico.

A maturação do composto está associada ao uso específico do material, sendo que este deve estar adequado às condições propostas. Já a estabilização do composto relaciona-se com o grau de decomposição da matéria orgânica. O uso desses parâmetros mostra-se adequado para a avaliação da qualidade do composto. A fim de garantir um processo de compostagem eficaz, é fundamental monitorar diversos parâmetros. Recomenda-se conhecer a relação C/N, pH, umidade e macronutrientes (CERDA *et al.*, 2018).

Além de que, a qualidade do processo está diretamente relacionada com os materiais orgânicos utilizados. Assim, deve-se evitar alimentos com alto teor de gordura, alto teor de cloreto de sódio (NaCl) e restos de proteína animal (queijos e carnes). Além de que, recomenda-se o uso de restos de alimentos cozidos em menor proporção (INÁCIO; MILLER, 2009).

Quanto aos métodos aplicados de compostagem, existem os que se diferenciam do método tradicional (compostagem em leiras), sendo estratégias descentralizadas para a destinação de resíduos sólidos orgânicos. Assim, os resíduos orgânicos são destinados no próprio local de origem (*in loco*), onde os resíduos são depositados sobre a superfície do solo de modo laminar. Esses métodos são conhecidos com compostagem laminar e o Método Lages de Compostagem.

2.2.1 Compostagem laminar

A compostagem laminar se baseia no processo de decomposição aeróbico de material orgânico da serrapilheira em ambiente natural. Trata-se de um processo de decomposição de resíduos orgânicos realizado de forma controlada e planejada, onde os materiais orgânicos são

depositados de forma laminar sobre o solo (SCHWENGBER; SCHIEDECK; GONÇALVES, 2007).

A compostagem laminar é usada como técnica para o plantio para sistemas de produção de hortaliças e frutíferas. Essa técnica pode ser aplicada no local de sistema de produção, como estratégia para melhorar a qualidade do solo e auxiliar na manutenção da fertilidade do solo, sendo uma opção ao uso de fertilizantes orgânicos no solo (NUNES; SANTOS, 2009; SCHWENGBER; SCHIEDECK; GONÇALVES, 2007).

Tal método apresenta vantagens quanto a sua aplicação, tais como: a) pode ser aplicada no local onde o material será utilizado como fertilizante orgânico; b) é uma estratégia que reduz gastos logísticos; c) não necessita de revolvimento do material da compostagem (NUNES; SANTOS, 2009). O manejo da compostagem laminar não inclui o revolvimento do material, como ocorre no método de compostagem tradicional, o que proporciona economia de mão de obra e tempo (SCHWENGBER; SCHIEDECK; GONÇALVES, 2007). Além disso, Nunes (2017) destaca que a prática ameniza as perdas de água de evaporação, de modo a contribuir com níveis satisfatórios de umidade no solo.

A técnica da compostagem laminar pode ser associada a outras formas de adubação, como a adubação química, o que pode ocasionar ganhos na produção de alimentos. Assim, Cintra *et al* (2021) destaca a associação entre a compostagem laminar com adubação química como alternativa para o cultivo de coqueiro gigante na Baixada Litorânea Nordestina. Apesar de não ter sido observado diferença significativa entre os tratamentos (adubação química, compostagem laminar mais húmus mais adubação química, compostagem laminar mais adubação química), os autores observaram que o tratamento compostagem laminar mais adubação química apresentou maior número de frutos colhidos por planta, o que pode refletir em ganhos importantes de produção.

2.2.2 Método Lages de Compostagem

O Método Lages de Compostagem (MLC) é uma estratégia descentralizada e manejo simples para tratamento de resíduos sólidos orgânicos (restos de alimentos frescos). Trata-se de uma metodologia de compostagem laminar *in loco*, onde os resíduos orgânicos são destinados no local de origem. Assim, o MLC dispensa a preparação de leiras de compostagem, sendo um

procedimento mais acessível, simples e com baixo custo de manutenção e implantação (SUPPTITZ; CHECHI; DREBES, 2022).

Devido a sua simplicidade, o método se destaca pelas seguintes características: disposição laminar dos resíduos orgânicos, rápida decomposição dos referidos resíduos, integração de horta e compostagem laminar *in loco*, redução de custos com logística e mão de obra para implantação e manutenção do método. O MLC propõe o cultivo de hortaliças diretamente sobre a compostagem (resíduos orgânicos em decomposição) aproximadamente 30 dias após a implantação da compostagem (GUTTLER, 2019).

Portanto, trata-se de um método que visa a reciclagem de resíduos orgânicos, a fim de apresentar um destino ambientalmente correto no local de origem dos referidos resíduos. O método foi idealizado para comportar cerca de 150 kg de resíduos orgânicos por metro quadrado ao ano, o que equivale, no mesmo período, a destinação de doses superiores de 200 toneladas por hectare de resíduos orgânicos. Os resíduos são depositados diretamente sobre o solo e cobertos com serragem ou folhas para a gestão do odor do período de decomposição da compostagem. Após 30 dias do início da compostagem, é possível cultivar hortaliças no próprio material (SUPPTITZ; CHECHI; DREBES, 2022).

Guttler (2019) avaliou a perda de nutrientes por lixiviação, acúmulo desses nutrientes no solo e o impacto do material da compostagem laminar como substrato para o plantio de hortaliças na produtividade dos vegetais. Verificou-se que houve melhora nas propriedades físicas do solo e impactos positivos na produtividade de hortaliças, uma vez que a produção de peso fresco foi significativamente superior nos tratamentos com doses de compostagem em relação ao tratamento testemunha. Como também, observou-se o incremento de nutriente em solo com a aplicação de resíduos orgânicos e perdas de N mineral, P e K por lixiviação.

Ainda, Guttler (2019) destaca que há a necessidade de se obter maiores informações sobre a quantidade de nutrientes que seriam lixiviados e acumulados no solo em decorrência da utilização de elevadas doses de resíduos orgânicos no processo de compostagem.

2.3 LIXIVIAÇÃO

No processo de compostagem pode ocorrer a produção de material lixiviado em vista da umidade presente nos resíduos, águas pluviais (em processos a expostos as condições de

precipitações), bem como a água resultante do bioprocesso aeróbio e termófilo de degradação de sólidos orgânicos. O lixiviado oriundo da compostagem apresenta distintas características em sua composição, já que depende diretamente da composição dos resíduos orgânicos. Além de que, o lixiviado possui os seguintes atributos: coloração escura, alta concentração de nutrientes e presença de ácidos fúlvicos e húmicos (INÁCIO *et al.*, 2022; BOLDRIN *et al.*, 2010).

A composição do lixiviado da compostagem é diretamente afetada pelo tipo de matéria prima a ser compostada e a metodologia de compostagem adotada. Assim, as propriedades físicas, químicas e bioquímicas do lixiviado são afetados pelas características da compostagem, tais como teor de umidade, tipo de resíduo a ser compostado e o fluxo de ar no interior do processo (KROGMANN; WOYCZECOWSKI, 2000).

Possivelmente, o lixiviado é benéfico para o solo em razão de nutrientes como nitrogênio, fósforo e carbono. Assim, este possui potencial para ser utilizado como fertilizante. Porém, necessita-se de cuidado com tal prática, pois alguns íons dissolvidos podem ocasionar danos ao solo, tais como o sódio (Na^+) e o cloreto (Cl^-), visto que pode-se ocorrer a contaminação pelo lixiviado da compostagem durante a percolação do líquido no solo (INÁCIO *et al.*, 2022; ROY *et al.*, 2018).

Além disso, o material compostado também pode influenciar na quantidade de lixiviado que é produzido durante a compostagem. No entanto, segundo Roy *et al.* (2018) poucos estudos consideram o teor de nutrientes carregados pela lixiviação durante o processo de compostagem e mais estudos são necessários a fim de entender a produção de lixiviados de compostagem e oferecer uma solução para o tratamento desse tipo de efluente.

Entende-se a perda de nutrientes por lixiviação em decorrência da percolação excessiva de água, sendo este o principal fator para a perda de nutrientes. O comportamento da lixiviação dos nutrientes é afetado diretamente pelas características físicas e químicas do solo, como porosidade, estrutura, profundidade, capacidade de troca de cátions e afins.

Além da compostagem, Flury *et al.* (2015) pontuam que o composto aplicado ao solo pode sofrer lixiviação com a infiltração de água de chuva no solo. Em um experimento com colunas de lixiviação, os autores observaram que as concentrações dos nutrientes do composto maduro geralmente diminuem durante e após as tempestades individuais, embora não sigam

um declínio padrão. Foi possível notar, por exemplo, que as concentrações de sódio e potássio sofreram reduções consideráveis durante o experimento, uma vez que esses elementos são facilmente trocáveis por prótons no processo de lixiviação.

As características da compostagem podem afetar a lixiviação de nutrientes. Aboutayeb *et al.* (2023) observou que uma relação C/N inicial mais elevada resultou em maior lixiviação de cálcio para o solo. Assim, nota-se que a relação C/N afeta a dinâmica do cálcio durante a compostagem, de modo que pôde-se observar um aumento na concentração de cálcio no solo após a compostagem. Além da relação C/N, as operações de irrigação podem ter contribuído para a lixiviação de cálcio.

Lisboa *et al.* (2019) destaca que o nitrogênio é um elemento que pode sofrer o processo de lixiviação e contaminar lençóis freáticos. Lima *et al.* (2017) verificou que a compostagem de resíduos orgânicos pode gerar percolado que contém nutrientes e elementos químicos que podem lixiviar para o solo, podendo causar contaminação. Portanto, é importante que sejam adotadas medidas de impermeabilização do solo para evitar a contaminação.

Lorensini *et al.* (2012) avaliou a lixiviação de nitrogênio mineral no perfil do argissolo vermelho submetido à aplicação de fertilizante nitrogenado e composto orgânico, na forma de amônio e nitrato (NH_4^+ e NO_3^-). Foi possível observar as baixas concentrações de nitrato no solo submetido a aplicação de composto orgânico em comparação ao fertilizante nitrogenado.

O potássio apresenta fácil mobilidade no solo. Contudo, vale analisar o material de composição da pilha de compostagem. Lima *et al.* (2017) verificou o aumento da concentração de potássio em solo a 0,50 m de profundidade após o processo de compostagem em leira contendo capim-limão em sua composição. Tal fato pôde ser justificado pelo uso de capim-limão, já que este material é uma importante fonte de potássio para o solo. Além disso, Gutler (2019) observou que a lixiviação de potássio apresentou uma relação proporcional a quantidade de resíduos sobre o solo e teor de potássio liberado.

Hsu e Lo (2001) sugerem que a lixiviação de cobre, zinco e manganês esteja relacionada com a presença de carbono orgânico ao longo do processo de compostagem. Os autores observaram que as frações solúveis em água de Cu, Mn e Zn acompanharam as concentrações de carbono solúvel em água, aumentando até o 18º dia de compostagem e reduzindo, posteriormente, de modo a exibir alterações de comportamento ao longo do tempo.

3 METODOLOGIA

3.1 COLETA, ANÁLISE E CARACTERIZAÇÃO DOS MATERIAIS

Os solos usados no experimento foram coletados no Instituto Federal do Rio de Janeiro Campus Pinheiral, sendo classificados como Neossolo Flúvico Psamítico típico (franco arenoso) e Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico típico (muito argiloso), em uma profundidade de 30 a 70 cm. Os solos foram secos ao ar, passados por peneira com malha de 2 mm e armazenados em sacos plásticos. Em laboratório, foram determinadas as características químicas e análise granulométrica dos solos.

Realizou-se a análise dos parâmetros de cátions básicos trocáveis (cálcio, magnésio e alumínio), pH, acidez potencial (H+Al), fósforo, potássio, carbono orgânico, matéria dos solos a partir da metodologia de Teixeira *et al.* (2017) (Tabela 1). Para a determinação de nitrogênio total (N-total), utilizou a metodologia de Tedesco *et al.* (1995). Já o pH, este foi determinado utilizando água destilada para a suspensão sólido – líquido na proporção 1:2,5. As análises foram conduzidas no Laboratório Solos e Água da Escola de Engenharia Industrial Metalúrgica de Volta Redonda (Universidade Federal Fluminense Campus Vila).

Tabela 1 - Características químicas dos solos usados no experimento.

Parâmetros	Neossolo Flúvico Psamítico típico	Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico
pH	6,53	5,07
P (mg/dm ³)	1,80	0,23
K (mg/dm ³)	5,00	2,00
Na (cmolc/dm ³)	0,03	0,04
Ca (cmolc/dm ³)	1,40	0,33
Mg (cmolc/dm ³)	1,38	0,10
Al (cmolc/dm ³)	0,10	0,60
H+Al (cmolc/dm ³)	1,65	4,13
S (cmolc/dm ³)	2,71	0,47
T (cmolc/dm ³)	4,36	4,60
t (cmolc/dm ³)	2,81	1,07

V (%)	62	10
m (%)	3,56	56,33
n (%)	0,69	0,87
C (g/kg)	4,20	5,08
MO (g/kg)	7,23	8,76
N-total (%)	0,023	0,051

Legenda: P: fósforo; K: potássio; Na: sódio; Ca: cálcio; Mg: magnésio; Al: alumínio; H+Al: acidez potencial do solo (íons H⁺ e Al³⁺); S: soma de bases trocáveis; T: capacidade de troca catiônica (CTC); t: CTC efetiva; V: índice de saturação de bases; m: índice de saturação de alumínio; n: índice de saturação de sódio; C: teor de carbono orgânico; MO: teor de matéria orgânica; N-total: nitrogênio total. Fonte: o autor (2024).

Para a quantificação da distribuição das partículas individuais de minerais do solo por meio da análise granulométrica, seguiu-se a metodologia da Teixeira *et al.* (2017) por meio do procedimento para solos “normais” sem concentrações elevadas de matéria orgânica, sendo determinadas apenas as porções de areia, silte e argila pelo método da pipeta. A textura dos solos foi classificada a partir do Triângulo Textural após a obtenção das concentrações das três frações (areia, silte e argila) (Tabela 2).

Tabela 2 - Concentrações das frações argila, silte e areia dos solos usados no experimento.

Solo	Textura	Areia (g kg ⁻¹)	Silte (g kg ⁻¹)	Argila (g kg ⁻¹)
Neossolo Flúvico Psamítico típico	Franco arenoso	741,11	70,16	130,77
Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico	Muito argiloso	177,68	26,31	772,87

Fonte: o autor (2024)

O composto orgânico usado no experimento foi adquirido na empresa Dr. Catador Compostagem Urbana, localizada no Clube dos Funcionários da Companhia Siderúrgica Nacional (CF-CSN). A empresa realiza a destinação de resíduos orgânicos de origem doméstica e comercial (restaurantes), sendo restos de alimentos cozidos, processados e ultraprocessados, por meio do método de compostagem por leiras aeradas, contendo em torno de 25% de material orgânico cozido e processado, e 75% de restos de alimentos frescos. O composto orgânico foi produzido a partir da destinação dos resíduos orgânicos em leiras estáticas de compostagem,

sendo este um método natural, exposto a céu aberto, aeróbico e com duração aproximada de 4 meses.

Assim como os solos, fez-se a caracterização química do composto orgânico (Tabela 3) por meio dos teores de cátions trocáveis (Ca^{+2} , Mg^{+2} , Na^+ , K^+), fósforo e carbono a partir da metodologia proposta por Teixeira *et al.* (2017). Para a determinação de nitrogênio total (N-total) e pH, utilizou a metodologia de Tedesco *et al.* (1995).

Tabela 3 - Características químicas do composto orgânico.

Composto orgânico								
pH	P (mg/dm ³)	K ⁺ (mg/dm ³)	Na ⁺ (cmolc/dm ³)	Ca ⁺² (cmolc/dm ³)	Mg ⁺² (cmolc/dm ³)	C (g/kg)	N (%)	C/N
7,19	68,62	15,21	97,88	11,17	4,40	149,6	1,365	10,95

Fonte: o autor (2024)

Em relação a caracterização dos resíduos orgânicos (Tabela 4), fez-se a caracterização de carbono orgânico total, segundo a metodologia de Teixeira *et al.* (2017), bem como nitrogênio total e pH, de acordo com a metodologia de Tedesco *et al.* (1995).

Tabela 4 - Características químicas dos resíduos orgânicos frescos

Resíduo orgânico			
pH	C (g kg ⁻¹)	N (%)	C/N
4,34	355,10	2,05	17,32

Fonte: o autor (2024)

3.2 CONFECÇÃO DAS COLUNAS DE LIXIVIAÇÃO

O experimento foi conduzido no Laboratório de Mecanização Agrícola e Aplicação de Agrotóxicos da Escola de Engenharia Industrial Metalúrgica de Volta Redonda (Universidade Federal Fluminense Campus Vila). As colunas de lixiviação foram confeccionadas em baldes de polietileno de aproximadamente 6,5 litros de capacidade que foram preenchidos com solos de textura franco arenosa e muito argilosa. Cada balde foi furado no fundo e posicionado sobre um suporte para coleta do material lixiviado.

O delineamento experimental foi inteiramente casualizado, com quatro repetições por tratamento, de modo a contar com as seguintes composições:

- a) TAg: testemunha contendo apenas solo argiloso;
- b) TAr: testemunha contendo apenas solo franco arenoso;
- c) SAgC: solo argiloso contendo composto orgânico incorporado ao solo;
- d) SArC: solo franco arenoso contendo composto orgânico incorporado ao solo;
- e) SAgR: solo argiloso contendo compostagem laminar sobre o solo;
- f) SArR: solo franco arenoso contendo compostagem laminar sobre o solo.

O composto orgânico foi incorporado aos solos em uma quantidade equivalente a 50 t ha⁻¹, sendo misturado ao solo a fim de obter uma mistura homogênea. O uso de 50 t ha⁻¹ de composto foi equivalente a uma dose de 100 kg N ha⁻¹ no primeiro ano após a sua incorporação no solo de acordo com Freire *et al.* (2013).

Considerando que o rendimento de compostagem na empresa é de 25%, segundo Arantes (2022), na compostagem laminar foi utilizado a quantidade de resíduos frescos proporcional a um quantitativo médio de 50 t ha⁻¹ de composto orgânico. A compostagem laminar consistiu na aplicação de resíduos frescos sobre a superfície do solo, optando-se por não realizar o ajuste da relação C/N do material orgânico. A disposição de resíduos orgânicos frescos nas colunas seguiu a proporção de 25% de resíduos do grupo de proteínas e 75% de grupos de carboidratos, lipídios e afins. Os resíduos orgânicos foram padronizados em tamanhos de 2 a 4 cm, sendo estes cortados manualmente com uma faca e, posteriormente, homogeneizados.

Todos os tratamentos receberam uma camada superficial de 55 g de cobertura vegetal seca (capim), a fim de evitar a perda de umidade do solo, manter igualdade da quantidade de água utilizada nos tratamentos e permitir o controle de odores do processo de compostagem laminar (Figura 1).

Figura 1 - Experimento com colunas de lixiviação.



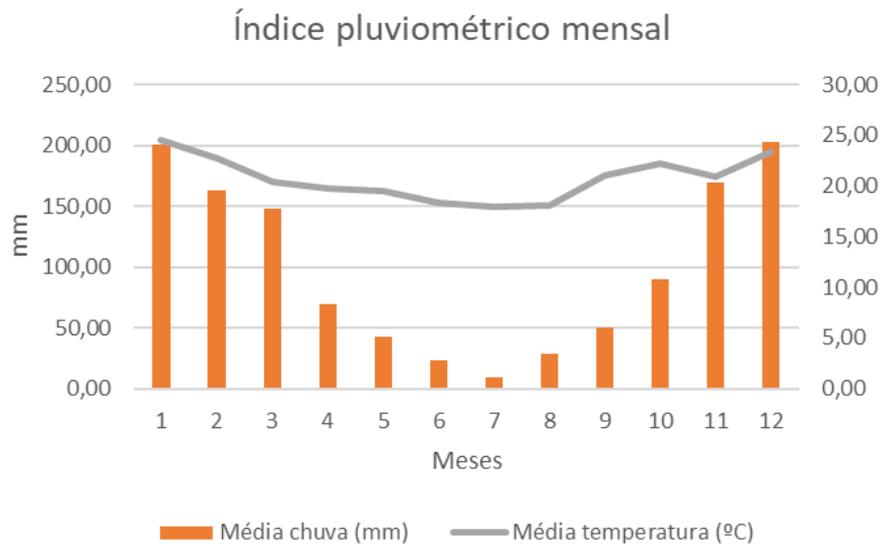
Fonte: o autor (2024).

Para permitir o escoamento da água percolada no solo, fez-se orifícios na base inferior dos baldes de aproximadamente 0,5 cm de diâmetro. A fim de impedir o entupimento dos orifícios de drenagem por meio da passagem de partículas grandes do solo, foram inseridos, no fundo dos baldes, uma tela de nylon com malha de 2 mm.

3.3 COLETA DE AMOSTRAS DE LIXIVIADO

As unidades experimentais foram mantidas na capacidade de campo, no período de 30/05/2023 a 15/09/2023. As colunas de infiltração foram irrigadas com água destilada em volume equivalente à uma precipitação de 45 mm, sendo esta a precipitação média do mês de maio no município de Volta Redonda - RJ (Figura 2). O índice pluviométrico calculado para Volta Redonda considerou a média de três estações automáticas da base de dados do Instituto Nacional de Meteorologia (Inmet). Os pontos foram escolhidos em decorrência da proximidade da região de Volta Redonda, de forma que o município fica num ponto equidistante as três estações. Dessa forma, utilizou-se os dados obtidos pela plataforma no período entre junho de 2016 e agosto de 2023 das estações Resende A609 (Latitude 22°27'5.00"S, Longitude 44°26'42.00"O); Valença A611 (Latitude 22°21'29.00"S, Longitude 43°41'44.00"O); e Rio Claro A626 (Latitude 22°39'12.88"S, Longitude 44° 2'27.30"O).

Figura 2 - Índice pluviométrico mensal em Volta Redonda (período 06/2016 - 08/2023).



Fonte: o autor (2024).

As colunas de lixiviação foram irrigadas no topo de cada unidade experimental com água deionizada. Após a drenagem da água nas colunas, fez-se a coleta do material lixiviado no fundo de cada unidade experimental. O material foi filtrado e posteriormente armazenado em frascos de polietileno (Figura 3).

Figura 3 - Realização da filtração do material lixiviado (A) e armazenamento das amostras em frascos de polietileno (B).



A



B

Fonte: o autor (2024).

As irrigações aconteceram semanalmente, entre a primeira e a oitava coleta. Posteriormente, até a décima coleta, ocorreu um intervalo de duas semanas entre cada coleta. Por fim, a última coleta foi realizada com um espaço de quatro semanas, sendo feita em 15/09/2023.

3.4 ANÁLISE DAS AMOSTRAS

Foram analisadas, no lixiviado, as concentrações dos íons de NO_3^- , NH_4^+ , Ca^{+2} , K^+ , Na^+ , Cl^- , Cu^{+2} , Zn^{+2} , Mn e Fe . As metodologias analíticas para determinação desses parâmetros foram feitas de acordo com o Standard Methods (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, 2022). As concentrações de Na^+ , K^+ , Cl^- , Ca^{+2} , NO_3^- foram determinadas por cromatografia de íons, utilizando um equipamento modelo 940 Professional IC Vario, Metrohm, com coluna C4. As concentrações de Mn , Zn^{+2} , Cu^{+2} e Fe foram determinadas por espectrofotometria de absorção atômica utilizando um equipamento SpectrAA 55B, Varian.

3.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA

O delineamento experimental foi inteiramente ao acaso, com seis tratamentos e quatro repetições. Os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) com arranjo fatorial a 5% de probabilidade de erro e, posteriormente, ao teste de Tukey a 5% (em caso de efeito significativo entre as médias). Foram adotados, como fatores, os tipos de solo e o método de compostagem. Para solo, utilizaram-se dois níveis, sendo muito argiloso e franco arenoso, e três níveis para o método de compostagem (testemunha, incorporação de composto orgânico e aplicação de resíduos orgânicos na compostagem laminar).

Com o intuito de verificar o atendimento dos resultados aos pressupostos da análise de variância (normalidade dos erros e homoscedasticidade da variância), foram realizados os testes de Shapiro Wilk e Kolmogorov Smirnov para normalidade, bem como os testes Bartlett e Hartley para homoscedasticidade. Todos os testes para normalidade e homoscedasticidade foram feitos por meio do software Rbio (software R) (BHERING, 2017). As análises de variância e teste de Tukey foram realizados no software Sisvar (FERREIRA, 2011).

Nos resultados dos tratamentos que não atenderam aos pressupostos da análise de variância, tais como os testes de homocedasticidade e a normalidade, optou-se por apresentar as médias dos resultados obtidos nas coletas com os respectivos desvios padrão.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 LIXIVIAÇÃO DE ÍONS DE NITRATO (NO_3^-)

A Tabela 5 apresenta as concentrações de nitrato no lixiviado nos tratamentos nas diferentes coletas realizadas.

Tabela 5 - Concentração de íons nitrato no lixiviado de solos contendo composto orgânico e resíduos frescos do processo de compostagem laminar.

Coletas	Tratamentos				
	Solos	Testemunha	Composto orgânico	Compostagem laminar	mg L ⁻¹
1*	Franco Arenoso	mg L ⁻¹	1,337 Bc	1221,342 Aa	179,810 Ab
	Muito Argiloso		14,757 Ac	555,647 Ba	36,980 Bb
CV (%) = 9,44					
2	Franco Arenoso	mg L ⁻¹	1,092 Ac	673,702 Aa	105,555 Ab
	Muito Argiloso		1,117 Ac	512,540 Ba	39,360 Bb
CV (%) = 6,44					
3	Franco Arenoso	mg L ⁻¹	0,837 Ac	548,867 Aa	117,277 Ab
	Muito Argiloso		0,832 Ac	485,700 Ba	45,315 Bb
CV (%) = 3,66					
4*	Franco Arenoso	mg L ⁻¹	2,530 Ab	93,797 Aa	96,320 Aa
	Muito Argiloso		1,255 Bc	265,552 Ba	71,762 Bb
CV (%) = 9,25					
5	Franco Arenoso	mg L ⁻¹	2,840 Ac	334,652 Aa	93,050 Ab
	Muito Argiloso		1,877 Ac	207,437 Ba	69,377 Bb
CV (%) = 10,41					
6*	Franco Arenoso	mg L ⁻¹	1,690 Bc	314,970 Aa	90,360 Ab
	Muito Argiloso		2,530 Ac	60,497 Ba	7,485 Bb
CV (%) = 9,60					
7*	Franco Arenoso	mg L ⁻¹	1,630 Ac	217,197 Aa	84,827 Ab
	Muito Argiloso		1,780 Ac	60,657 Ba	24,047 Bb

CV (%) = 13,68					
8*	Franco Arenoso	mg L ⁻¹	1,872 Ac	227,840 Ba	101,172 Ab
	Muito Argiloso		1,400 Bc	424,677 Aa	49,320 Bb
CV (%) = 10,01					
9*	Franco Arenoso	mg L ⁻¹	1,900 Ac	198,772 Ba	137,507 Ab
	Muito Argiloso		1,590 Bc	465,902 Aa	58,140 Bb
CV (%) = 7,37					
10*	Franco Arenoso	mg L ⁻¹	1,882 Ac	158,820 Ba	138,520 Ab
	Muito Argiloso		1,665 Ac	500,295 Aa	79,985 Bb
CV (%) = 5,87					
11*	Franco Arenoso	mg L ⁻¹	1,535 Ac	154,892 Ba	100,437 Ab
	Muito Argiloso		1,507 Ac	439,412 Aa	57,677 Bb
CV (%) = 6,41					

Cada valor corresponde à média de 4 repetições. Médias seguidas de mesma letra maiúscula na coluna (Solo) e minúsculas na linha (tratamento) não diferem entre si pelo teste Tukey ($p < 0,05$). Fonte: o autor (2024).

* Os dados foram transformados por função $\log(x+1)$, a fim de atender às premissas da análise de variância (normalidade e homoscedasticidade).

O N pode ser perdido no processo de compostagem por meio da lixiviação, de modo que formas orgânicas e inorgânicas de N podem ser encontradas no lixiviado gerado no processo de compostagem (BOLDRIN *et al.*, 2010).

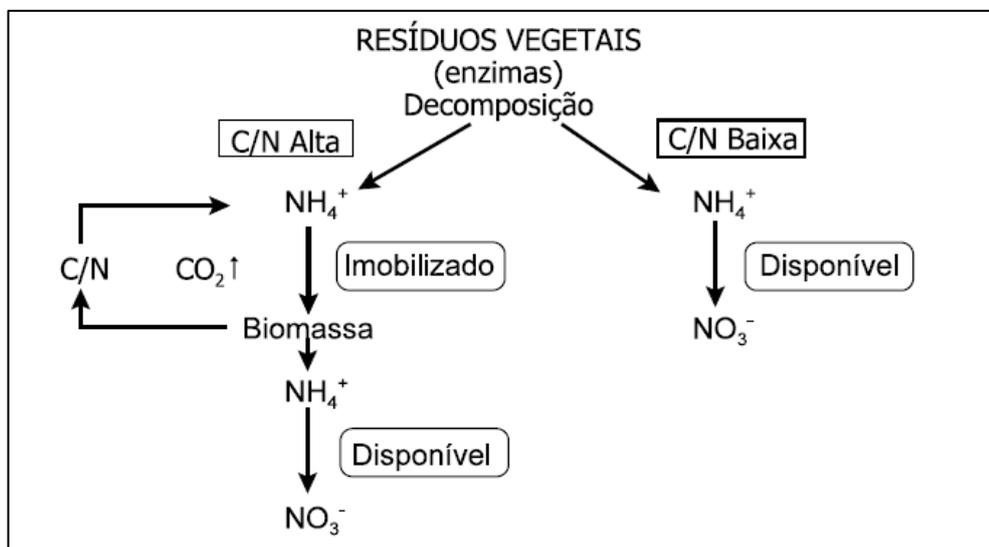
A perda de nitrato por lixiviação foi significativamente maior nos tratamentos com composto orgânico e compostagem laminar em comparação aos tratamentos testemunha em todas as coletas realizadas, demonstrando que a adição de material orgânico levou a incorporação de N no solo (Tabela 5). Ao avaliar como a adubação orgânica e mineral afeta a lixiviação em solo argiloso, Lisboa *et al.* (2019) evidenciaram que adubos orgânicos são capazes de incrementar o teor de N no solo em comparação ao tratamento testemunha (apenas solo). O N orgânico de adubos e resíduos orgânicos adicionados ao solo sofre oxidação, de forma a produzir amônio e nitrato ao final do processo de mineralização (SILVA *et al.*, 2016).

De forma geral, observaram-se maiores perdas de nitrato nos tratamentos contendo composto orgânico quando comparado ao resíduo fresco da compostagem laminar. Tal fato pode estar relacionado a maior relação C/N do resíduo fresco quando comparado ao material compostado (Tabelas 3 e 4). Ao avaliar a dinâmica da lixiviação de nitrato e amônio em colunas

de solo com a incorporação de composto orgânico, Lisboa *et al.* (2019) indica que a relação C/N do material pode influenciar a mineralização de N orgânico, de forma a afetar a disponibilidade de N mineralizado no solo (amônio e nitrato) e, conseqüentemente, a lixiviação desses nutrientes.

Bissani *et al.* (2008) afirma que a relação C/N é crucial para a liberação de N durante a decomposição de resíduos vegetais. Materiais orgânicos com baixa C/N tendem a disponibilizar NH_4^+ mais rapidamente para o meio. Quando o material apresenta alta C/N, o N liberado é imobilizado para suprir a demanda biológica de microrganismos presentes na decomposição. Como a biomassa microbiana tende a crescer, o N é um fator limitante para o crescimento da população microbiana. Durante o processo de decomposição, ocorre a liberação de gás carbônico (CO_2) e a redução da C/N do material orgânico, de forma a reduzir a atividade microbiana e a demanda por N. Dessa forma, começa a ocorrer a liberação de N na forma mineralizada para o ambiente. Conseqüentemente, o amônio é oxidado a nitrato por meio do processo de nitrificação, sendo este o elemento mais móvel e solúvel em água (Figura 4).

Figura 4 – Influência da relação C/N na disponibilização de nitrogênio na decomposição de resíduos vegetais.



Fonte: Bissani *et al.* (2008, p.159)

De modo geral, a baixa relação C/N de um material possui a capacidade de promover o desenvolvimento microbiológico no processo de decomposição, de forma a disponibilizar uma maior quantidade de nitrogênio mineralizado. Como também, a alta relação C/N de um material (como resíduos orgânicos) pode contribuir para a absorção de nitrogênio pelos microrganismos.

O nitrogênio permanece, assim, temporariamente em sua forma orgânica e, conseqüentemente, indisponível para o ambiente como nitrato. Tal fato, possivelmente, justifica o menor teor de nitrato na perda por lixiviação na compostagem laminar (LISBOA *et al.*, 2019).

Em relação a incorporação do composto no solo, a baixa relação C/N do material favorece o desenvolvimento da microbiota atuante no processo de decomposição, de forma a resultar em teores mais elevados de N mineralizado (nitrato e amônio). Nesse contexto, como há um acúmulo de N inorgânico em solo, aumenta-se a capacidade de lixiviação de nitrato, já que esta é a forma de nitrogênio orgânico mais solúvel em água. Portanto, materiais com baixa relação C/N possibilitam a rápida lixiviação de N mineralizado (LISBOA *et al.*, 2019).

Estudos apontam que o processo de compostagem reduz a relação C/N da matéria prima (COOPER *et al.*, 2010; PEREIRA NETO, 2007; SILVA, R. *et al.*, 2020). A relação C/N reduz ao longo do processo de compostagem, uma vez que ocorre a degradação do C em CO₂ e a mineralização de N (YANG *et al.*, 2015; WANG, X. *et al.*, 2016). Ainda que a relação C/N indicada para o início do processo seja 25 a 30/1, estudos mostram que é possível obter bons resultados na compostagem com relação C/N diferente do ideal, como 20/1 e 40/1 (MAULINI-DURAN *et al.*, 2014, YANG *et al.*, 2015).

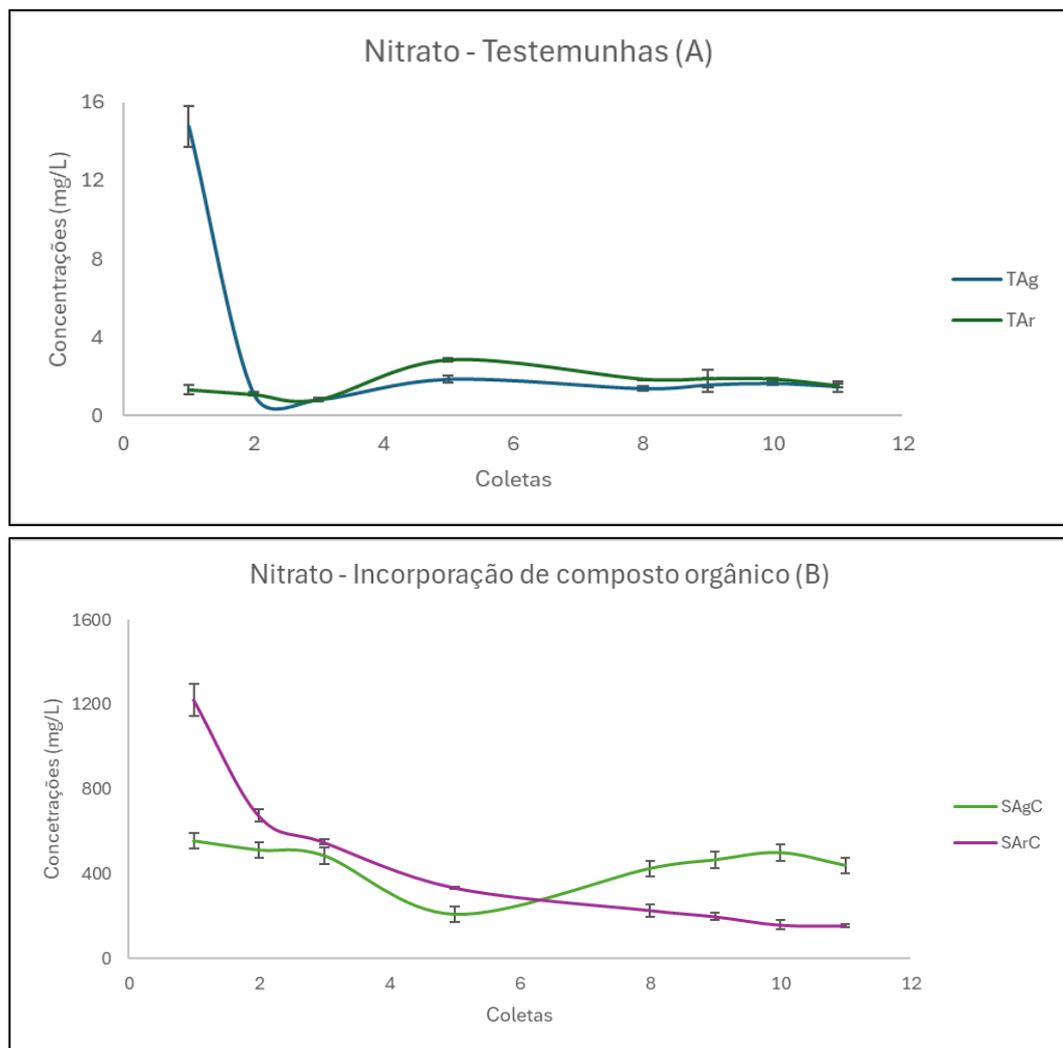
O aporte de resíduos orgânicos frescos no processo confere altos teores de carbono e nitrogênio ao processo de compostagem, de modo que esses elementos são essenciais para a eficiência da ação microbiana. Observa-se o declínio da relação C/N com o tempo de compostagem, em decorrência do consumo dos elementos, sendo o carbono utilizado como fonte energética das atividades metabólicas (oxidação) e o nitrogênio, na síntese de proteínas, enzimas e afins. Assim, o nitrogênio orgânico de resíduos frescos adicionados ao solo sofre oxidação, de forma a produzir amônio e nitrato ao final do processo de mineralização (COOPER *et al.*, 2010).

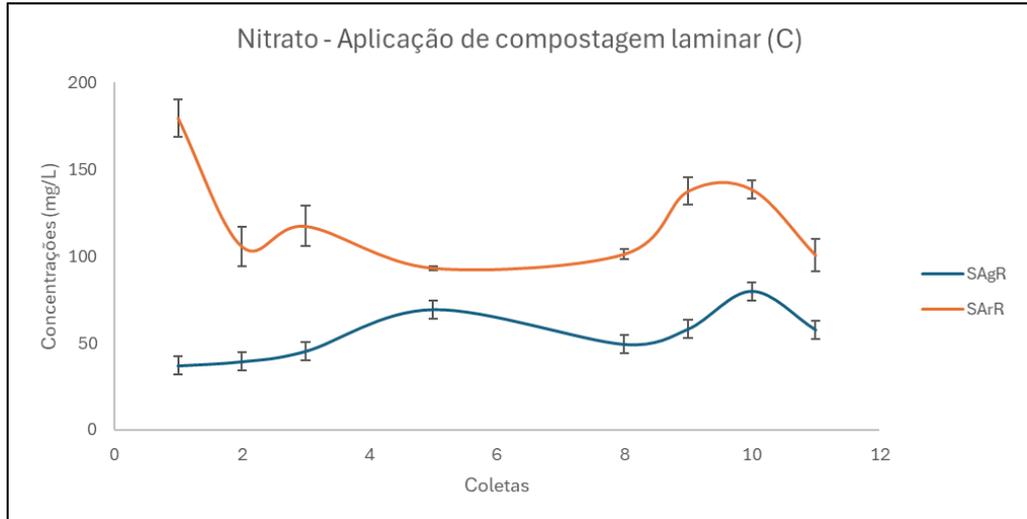
O solo franco arenoso apresentou maiores concentrações de nitrato no lixiviado quando comparado ao solo argiloso, tanto no tratamento com incorporação de composto orgânico como na compostagem laminar em todas as coletas realizadas (Tabela 5). Os solos arenosos têm uma textura mais solta e maior macroporosidade, o que permitem maiores perdas de nitrogênio por lixiviação. Em contrapartida, os solos argilosos têm uma textura mais compacta, o que dificulta

a circulação de ar e água, de modo que a liberação de nitrogênio seja mais lenta (OLADEJI *et al.*, 2019).

Os resultados para a perda de íons de nitrato por lixiviação ao longo dos diferentes tempos de coleta são apresentados na Figura 5.

Figura 5 - Concentração de íons nitrato no lixiviado de solos contendo composto orgânico e resíduos frescos do processo de compostagem laminar.





Cada valor corresponde à média de 4 repetições \pm desvio padrão. Fonte: o autor (2024).

No que tange aos tratamentos com a incorporação de composto orgânico, nota-se que as perdas de nitrato foram maiores nas primeiras coletas (Figura 5), somente no solo franco arenoso. Posteriormente, houve a redução gradual das concentrações, com a tendência a estabilização ao longo do tempo. A redução na liberação de nitrogênio ao longo do tempo pode ser atribuída à diminuição da disponibilidade de nitrogênio no material orgânico, aos processos de imobilização e mineralização do ciclo de N e a lixiviação do N excedente. A baixa relação C/N do composto orgânico dispõe de maior quantidade de nitrogênio, o que rapidamente sustenta as necessidades microbianas, fazendo com que o N excedente seja facilmente lixiviado (BISSANI *et al.*, 2008).

Já nos tratamentos com compostagem laminar, percebe-se que o solo arenoso apresentou uma alta liberação de nitrato na primeira coleta, seguida por uma significativa redução e estabilização até a coleta 8. Já no solo argiloso, percebe-se uma tendência de aumento na perda de nitrato nas primeiras coletas. Em ambos os solos, pode-se notar um aumento significativo na perda de nitrato a partir da coleta 8. Tal fato pode estar associado a mineralização de N após a imobilização temporária de nitrogênio pelos microrganismos. Assim, o N acumulado na biomassa bacteriana no início do processo de decomposição é reciclado e liberado para o ambiente na forma de nitrato (BISSANI *et al.*, 2008).

À medida que os resíduos orgânicos são decompostos, a quantidade de nutrientes disponíveis para os microrganismos diminui, o que reduz a taxa de decomposição e, conseqüentemente, a liberação de nitrogênio. Além disso, a atividade microbiana no solo

também pode ser afetada por fatores como temperatura, umidade e pH, que podem variar ao longo do tempo e afetar a taxa de liberação de nitrogênio no solo (OLADEJI *et al.*, 2019).

4.2 LIXIVIAÇÃO DE ÍONS DE AMÔNIO (NH₄⁺)

Os resultados para a perda de íons de amônio por lixiviação são apresentados na Tabela 6.

Tabela 6 - Concentração de íons amônio no lixiviado de solos contendo composto orgânico e resíduos frescos do processo de compostagem laminar.

Coletas	Solos		Tratamentos			Média
			Testemunha	Composto orgânico	Compostagem laminar	
			mg L ⁻¹			
1	Franco Arenoso	mg L ⁻¹	0,427 Ba	0,370 Ba	0,445 Ba	
	Muito Argiloso		0,722 Ab	1,722 Aa	0,850 Ab	
			CV (%) = 12,34			
2	Franco Arenoso	mg L ⁻¹	0,390 Bb	0,517 Bb	0,950 Aa	
	Muito Argiloso		1,217 Ab	1,790 Aa	1,050 Ab	
			CV (%) = 14,29			
3*	Franco Arenoso	mg L ⁻¹	0,557 Bb	0,982 Ba	1,037 Aa	
	Muito Argiloso		2,327 Aa	1,825 Ab	1,082 Ac	
			CV (%) = 6,16			
4	Franco Arenoso	mg L ⁻¹	0,647 Bc	1,260 Ba	1,037 Bb	
	Muito Argiloso		1,310 Ab	3,892 Aa	1,260 Ab	
			CV (%) = 4,69			
5**	Franco Arenoso	mg L ⁻¹	0,822 ± 0,097	1,210 ± 0,135	1,150 ± 0,013	
	Muito Argiloso		1,125 ± 0,026	3,707 ± 0,073	1,657 ± 0,020	
			CV (%) = 4,65			
6**	Franco Arenoso	mg L ⁻¹	1,117 ± 0,049	1,237 ± 0,644	0,910 ± 0,032	
	Muito Argiloso		1,910 ± 0,071	8,940 ± 0,090	2,990 ± 0,033	

CV (%) = 9,45						
7	Franco Arenoso	mg L ⁻¹	1,110 Ba	1,140 Ba	0,850Bb	
	Muito Argiloso		1,310 Ac	8,332 Aa	3,297 Ab	
CV (%) = 1,69						
8	Franco Arenoso	mg L ⁻¹	1,227 Aa	1,062 Bb	0,960 Bb	
	Muito Argiloso		1,252 Ac	1,430 Ab	2,050 Aa	
CV (%) = 4,79						
9	Franco Arenoso	mg L ⁻¹	1,107 Aa	0,960 Ab	0,770 Bc	
	Muito Argiloso		1,130 Ab	1,010 Ac	1,387 Aa	
CV (%) = 3,62						
10***	Franco Arenoso	mg L ⁻¹	0,817	1,000	0,840	0,885 A
	Muito Argiloso		1,110	1,360	1,180	1,216 A
	Médias		0,963 b	1,180 a	1,010 b	
CV (%) = 4,90						
11	Franco Arenoso	mg L ⁻¹	0,682 Bb	0,970 Ba	0,735 Bb	
	Muito Argiloso		0,937 Ac	1,352 Aa	1,072 Ab	
CV (%) = 4,91						

Cada valor corresponde à média de 4 repetições. Médias seguidas de mesma letra maiúscula na coluna (Solo) e minúsculas na linha (tratamento) não diferem entre si pelo teste Tukey ($p < 0,05$). Fonte: o autor (2024).

* Os dados foram transformados por função $\log(x+1)$, a fim de atender às premissas da análise de variância (normalidade e homoscedasticidade).

** Os dados não atenderam os pressupostos da ANOVA (normalidade e homoscedasticidade). Optou-se por apresentar as médias de 4 repetições com os respectivos desvios padrão.

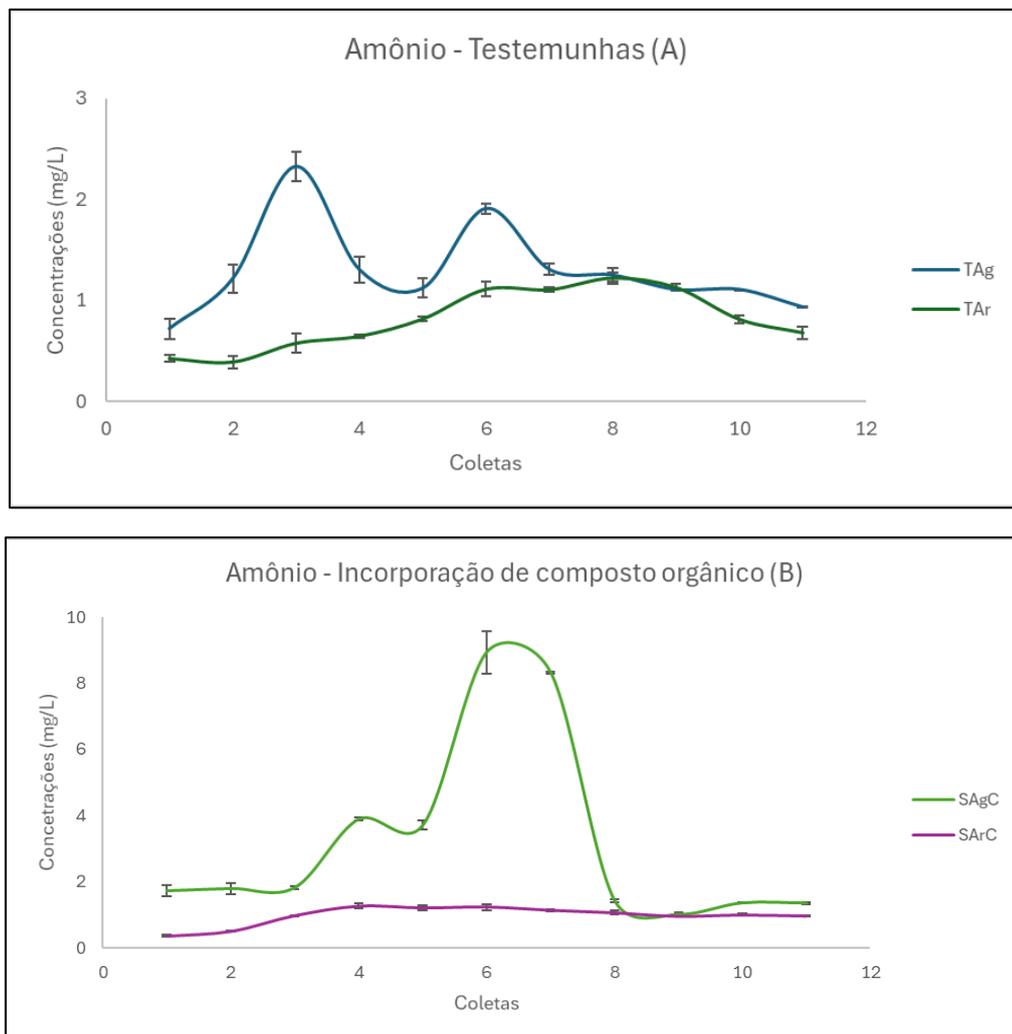
*** A coleta 10 não apresentou interação significativa entre os tratamentos ($p < 0,05$).

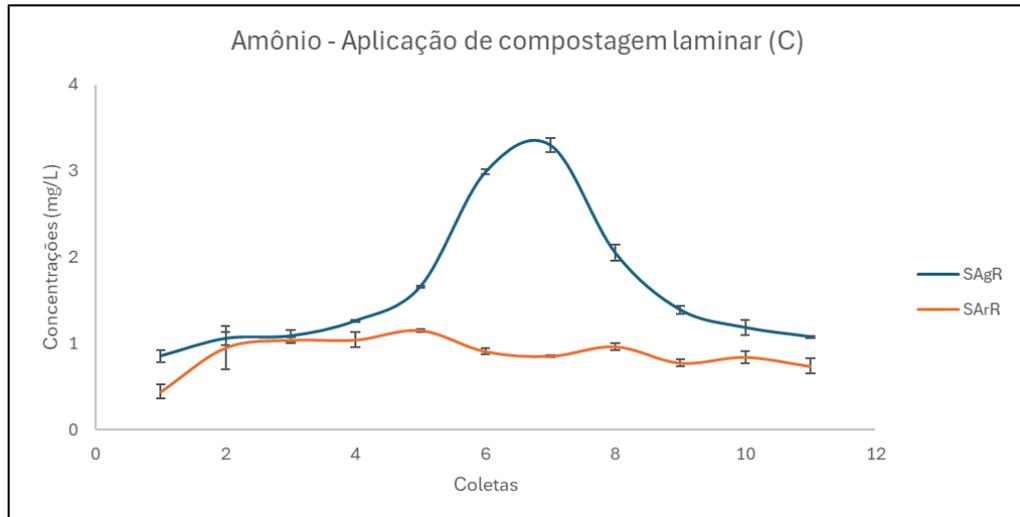
De modo geral, percebe-se que o solo muito argiloso apresentou, significativamente, maior perda de amônio por lixiviação em relação ao solo franco arenoso em todos os tratamentos, incluindo a testemunha. Os solos argilosos, normalmente, apresentam menor quantidade de macroporos e, conseqüentemente, menor aeração. Assim, pode ocorrer maior concentração de N mineralizado no solo argiloso, quando comparado ao solo arenoso (OLADEJI *et al.*, 2019).

Observa-se que as concentrações de amônio encontradas nas soluções de lixiviado foram menores do que as concentrações de nitrato (Tabela 6), o que corrobora com os dados encontrados por Lorensini *et al.* (2012) e Bertol *et al.* (2005). Pode-se atribuir tal fato a dois fatores, tais como a nitrificação e maior mobilidade do nitrato no solo. O nitrato é o produto da nitrificação, que consiste na oxidação de amônio em nitrato em decorrência da ação microbiológica. Assim, a quantidade de amônio disponível no solo sofre a conversão a nitrato, o que reduz a quantidade de amônio presente no solo (ONWOSI *et al.*, 2017).

Os resultados para a perda de íons de amônio por lixiviação ao longo dos diferentes tempos de coleta são apresentados na Figura 6.

Figura 6 - Concentração de íons amônio no lixiviado de solos contendo composto orgânico e resíduos frescos do processo de compostagem laminar.





Cada valor corresponde à média de 4 repetições \pm desvio padrão. Fonte: o autor (2024).

Percebe-se que a perda de íons de amônio apresentou uma tendência crescente até a coleta 7 nos tratamentos com a incorporação de composto orgânico e aplicação de compostagem laminar, ambos com o solo argiloso. Em seguida, houve uma tendência de redução e estabilização dos teores lixiviados. Pode-se atribuir esse comportamento aos processos de mineralização e imobilização do nitrogênio no solo. A imobilização de N ocorre concomitantemente a mineralização, no entanto no sentido inverso (CANTARELLA, 2007). Como também, a prevalência de um processo em relação ao outro está ligado a relação C/N do material em decomposição, sendo que a baixa relação C/N ocasiona a rápida liberação de íon de amônio e a alta relação C/N ocasiona a imobilização temporária de nitrogênio pelos microrganismos (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

A redução e estabilização de amônio a partir da 7ª coleta podem estar associados a conversão de amônio a nitrato pelo processo de nitrificação. Entende-se a nitrificação como a oxidação biológica do nitrato, no qual as bactérias utilizam o processo de nitrificação como fonte de energia (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

4.3 LIXIVIAÇÃO DE ÍONS DE CÁLCIO (Ca^{+2})

Os resultados para a perda de íons de cálcio por lixiviação foram apresentados na Tabela 7.

Tabela 7 - Concentração de íons cálcio no lixiviado de solos contendo composto orgânico e resíduos frescos do processo de compostagem laminar.

Coletas	Tratamentos				
	Solos		Testemunha	Composto orgânico	Compostagem laminar
			mg L ⁻¹		
1*	Franco Arenoso	mg L ⁻¹	29,967 Ac	194,755 Aa	86,732 Ab
	Muito Argiloso		5,895 Bb	5,900 Bb	8,627 Ba
CV (%) = 8,25					
2**	Franco Arenoso	mg L ⁻¹	31,720 ± 2,900	123,720 ± 2,140	121,587 ± 1,145
	Muito Argiloso		6,100 ± 0,342	5,587 ± 0,346	10,862 ± 0,136
CV (%) = 3,12					
3*	Franco Arenoso	mg L ⁻¹	27,442 Ac	96,480 Ab	123,190 Aa
	Muito Argiloso		8,067 Bb	6,660 Bc	15,542 Ba
CV (%) = 6,26					
4*	Franco Arenoso	mg L ⁻¹	27,990 Ac	80,270 Ab	118,300 Aa
	Muito Argiloso		7,937 Bb	7,197 Bb	25,097 Ba
CV (%) = 3,72					
5*	Franco Arenoso	mg L ⁻¹	28,502 Ac	76,282 Ab	119,030 Aa
	Muito Argiloso		8,150 Bb	6,897 Bc	33,100 Ba
CV (%) = 5,14					
6*	Franco Arenoso	mg L ⁻¹	28,192 Ac	69,400 Ab	182,020 Aa
	Muito Argiloso		7,642 Bb	7,290 Bb	38,492 Ba
CV (%) = 2,99					
7*	Franco Arenoso	mg L ⁻¹	30,907 Ac	63,717 Ab	136,342 Aa
	Muito Argiloso		8,380 Bb	7,000 Bc	44,130 Ba
CV (%) = 9,44					
8	Franco Arenoso	mg L ⁻¹	30,727 Ac	64,432 Ab	88,480 Aa
	Muito Argiloso		8,170 Bb	7,297 Bb	40,652 Ba
CV (%) = 3,19					
9	Franco Arenoso	mg L ⁻¹	30,645 Ac	56,307 Ab	70,202 Aa

	Muito Argiloso		8,165 Bb	7,767 Bb	33,422 Ba
CV (%) = 5,38					
10	Franco Arenoso	mg L ⁻¹	24,295 Ac	56,677 Ab	66,997 Aa
	Muito Argiloso		7,740 Bb	7,505 Bb	30,827 Ba
CV (%) = 6,14					
11*	Franco Arenoso	mg L ⁻¹	21,400 Ac	46,695 Ab	68,647 Aa
	Muito Argiloso		8,08 Bb	6,957 Bc	30,310 Ba
CV (%) = 4,10					

Cada valor corresponde à média de 4 repetições. Médias seguidas de mesma letra maiúscula na coluna (Solo) e minúsculas na linha (tratamento) não diferem entre si pelo teste Tukey ($p < 0,05$). Fonte: o autor (2024).

* Os dados foram transformados por função log (x), a fim de atender às premissas da análise de variância (normalidade e homoscedasticidade).

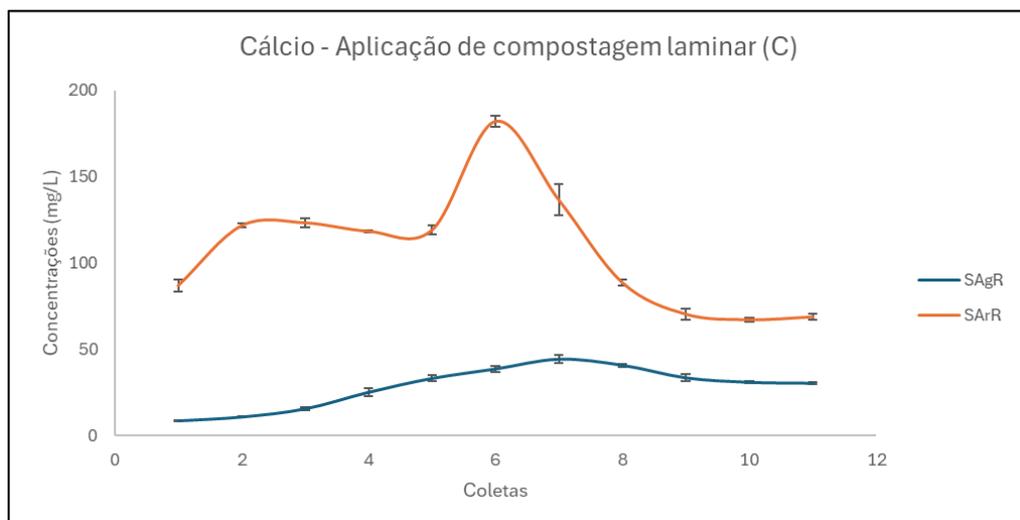
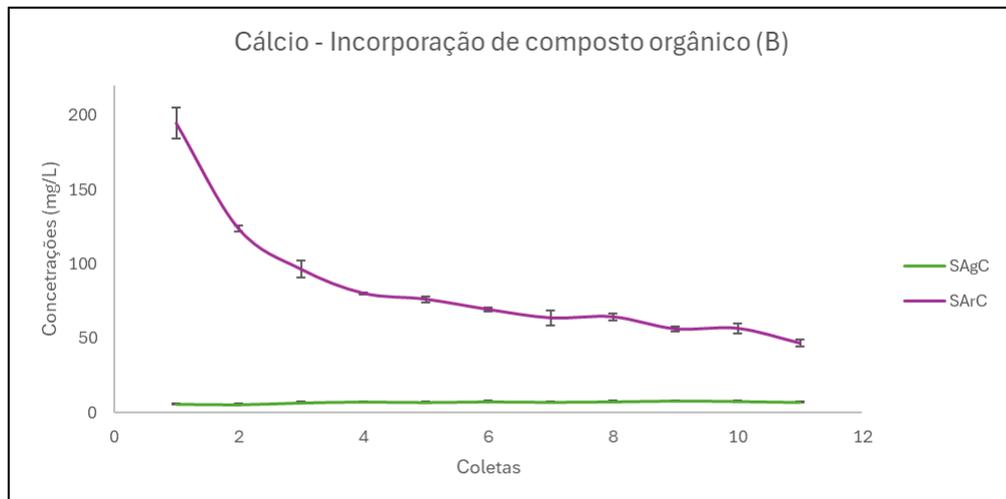
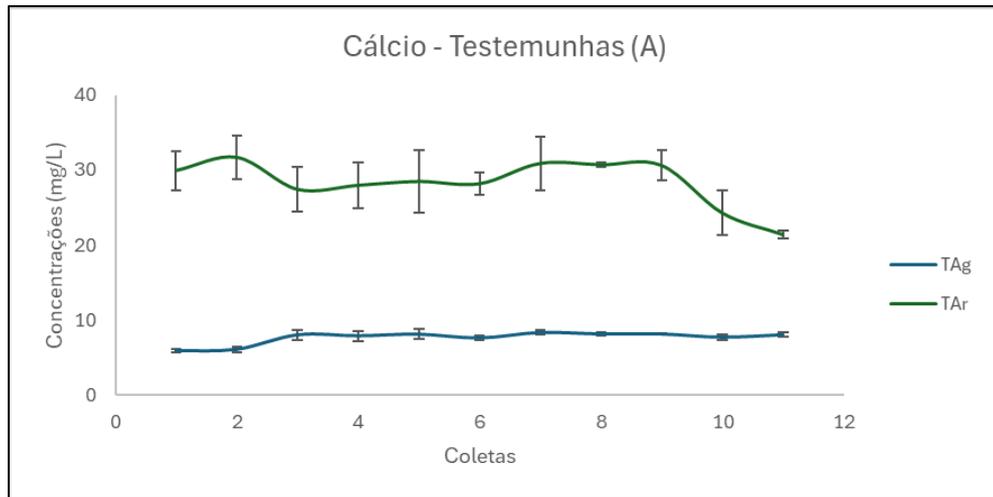
** Os dados não atenderam os pressupostos da ANOVA (normalidade e homoscedasticidade). Optou-se por apresentar as médias de 4 repetições com os respectivos desvios padrão.

Os tratamentos contendo composto orgânico e resíduos frescos da compostagem laminar apresentaram maiores perdas significativas de cálcio no lixiviado quando comparado a testemunha (Tabela 7). Tal fato se deve a presença de íons de cálcio solúveis na matéria prima da compostagem laminar e do composto, como cascas de ovos, ossos e outros materiais ricos em cálcio. Damatto Junior *et al.* (2006) observaram que o composto orgânico se mostrou um bom fornecedor de cálcio para o solo, de modo que o aumento da dose de composto utilizada resultou na liberação de teores mais elevados de cálcio.

O solo arenoso apresentou maiores perda de cálcio por lixiviação em relação ao solo argiloso em todas as coletas. Tal fato evidencia a influência da CTC (4,60 cmolc/dm³) e da textura fina (77,29% de teor de argila) em solos argilosos quando comparado ao solo arenoso (CTC 4,36 cmolc/dm³ e 13,08% teor de argila), levando a maior complexação de íons.

Os resultados para a perda de íons de cálcio por lixiviação ao longo dos diferentes tempos de coleta são apresentados na Figura 7.

Figura 7 - Concentração de íons de cálcio no lixiviado de solos contendo composto orgânico e resíduos frescos do processo de compostagem laminar.



Cada valor corresponde à média de 4 repetições \pm desvio padrão. Fonte: o autor (2024).

Comparando os tratamentos no solo arenoso, observa-se uma maior concentração de cálcio no lixiviado do tratamento com composto orgânico quando comparado ao resíduo fresco, principalmente nas primeiras coletas (Figura 7). Essa maior concentração de Ca no lixiviado do solo com composto provavelmente ocorreu devido ao processo de transformação da matéria orgânica na compostagem, reduzindo a presença da fração orgânica e mineralizando substâncias.

As maiores concentrações de Ca no lixiviado foram observadas nas primeiras coletas, com tendência a estabilização a partir da coleta 6, principalmente no solo arenoso com composto orgânico. Tal evento se dá, provavelmente, pela maturação do composto e a estabilização da atividade biológica, ocasionando a redução da disponibilidade de íons para lixiviação (ABOUTAYEB *et al.*, 2023). Nos tratamentos com compostagem laminar, observa-se uma tendência de aumento na lixiviação de Ca até a coleta 6, principalmente no solo arenoso e uma redução na concentração de lixiviado nas coletas seguintes, provavelmente devido ao processo de compostagem com mineralização e posteriormente maturação do composto.

4.4 LIXIVIAÇÃO DE ÍONS DE POTÁSSIO (K⁺)

Os resultados para a perda de íons de potássio por lixiviação foram apresentados na Tabela 8.

Tabela 8 - Concentração de íons de potássio no lixiviado de solos contendo composto orgânico e resíduos frescos do processo de compostagem laminar.

Coletas	Tratamentos				
	Solos	Testemunha	Composto orgânico	Compostagem laminar	
					mg L ⁻¹
1	Franco Arenoso	mg L ⁻¹	8,367 Ac	74,080 Aa	10,595 Ab
	Muito Argiloso		2,047 Bb	40,550 Ba	1,757 Bb
CV (%) = 4,94					
2	Franco Arenoso	mg L ⁻¹	6,480 Ac	53,610 Aa	19,630 Ab
	Muito Argiloso		2,300 Bb	40,942 Ba	3,277 Bb
CV (%) = 4,08					

3	Franco Arenoso	mg L ⁻¹	6,160 Ac	44,992 Aa	32,832 Ab
	Muito Argiloso		2,247 Bc	40,272 Ba	4,787 Bb
CV (%) = 5,65					
4	Franco Arenoso	mg L ⁻¹	5,620 Ac	48,212 Ab	54,497 Aa
	Muito Argiloso		2,332 Bc	37,252 Ba	16,075 Bb
CV (%) = 4,30					
5	Franco Arenoso	mg L ⁻¹	5,967 Ac	41,030 Ab	51,002 Aa
	Muito Argiloso		2,722 Bc	37,927 Ba	16,952 Bb
CV (%) = 1,71					
6	Franco Arenoso	mg L ⁻¹	6,120 Ac	37,582 Ab	45,600 Aa
	Muito Argiloso		3,160 Bc	38,450 Aa	17,317 Bb
CV (%) = 3,42					
7	Franco Arenoso	mg L ⁻¹	7,257 Ac	29,342 Bb	44,622 Aa
	Muito Argiloso		2,947 Bc	43,745 Aa	24,447 Bb
CV (%) = 6,22					
8	Franco Arenoso	mg L ⁻¹	8,592 Ac	30,635 Bb	58,707 Aa
	Muito Argiloso		3,617 Bc	43,287 Aa	27,100 Bb
CV (%) = 3,95					
9	Franco Arenoso	mg L ⁻¹	7,357 Ac	34,370 Bb	60,282 Aa
	Muito Argiloso		3,472 Bc	41,657 Aa	37,102 Bb
CV (%) = 4,33					
10	Franco Arenoso	mg L ⁻¹	7,395 Ac	31,272 Bb	50,810 Aa
	Muito Argiloso		2,910 Bb	39,357 Aa	39,360 Ba
CV (%) = 3,82					
11	Franco Arenoso	mg L ⁻¹	7,422 Ac	31,045 Bb	43,727 Aa
	Muito Argiloso		2,942 Bc	40,692 Aa	28,710 Bb
CV (%) = 5,77					

Cada valor corresponde à média de 4 repetições. Médias seguidas de mesma letra maiúscula na coluna (Solo) e minúsculas na linha (tratamento) não diferem entre si pelo teste Tukey ($p < 0,05$). Fonte: o autor (2024).

Os teores de potássio lixiviado nos tratamentos com composto orgânico e compostagem laminar foram mais elevados em comparação ao tratamento testemunha (Tabela 8),

provavelmente em decorrência da presença de vegetais, cascas de frutas e afins nos resíduos orgânicos. Por ser um cátion monovalente, o potássio apresenta alta mobilidade no solo. A liberação de potássio está relacionada a diversos fatores, tais como matéria orgânica no solo, dinâmica da água, manejo e características do solo (CTC, pH, mineralogia e afins) (BRITO *et al.*, 2014; ÖBORN *et al.*, 2008; ZENG; BROWN; HOLTZ, 2001).

Na testemunha e no tratamento com compostagem laminar, a lixiviação de potássio foi significativamente maior no solo franco arenoso em comparação ao solo muito argiloso. Esse resultado corrobora com o trabalho de Mendes *et al.* (2016), uma vez que os autores demonstraram que solos arenosos apresentam maior lixiviação de potássio em comparação com solos argiloso, tendo em vista que solos com elevada CTC, como os solos argilosos, tendem a reter mais íons de potássio, resultando em menores perdas por lixiviação. Além disso, o potássio se trata de um íon monovalente, sendo pouco adsorvido pelos coloides do solo. Em solos caracterizados como solos médios ou franco arenosos, os íons de potássio podem mover-se mais facilmente pelo solo e sofrer perdas significativas por lixiviação (ALFARO; JARVIS; GREGORY, 2006; WERLE; GARCIA; ROSOLEM, 2008).

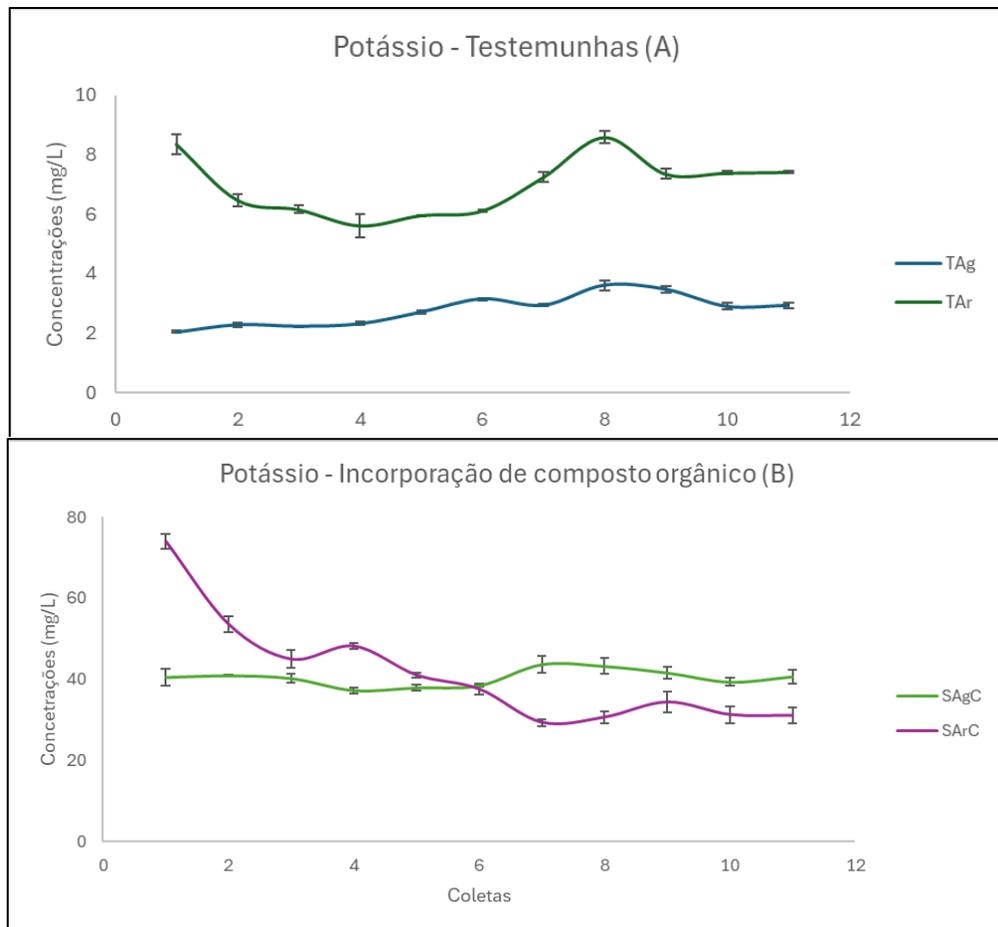
Por outro lado, no tratamento contendo composto orgânico, as maiores perdas de potássio por lixiviação ocorreram no solo franco arenoso até a 5ª coleta. A partir daí, houve uma tendência de redução nas concentrações de potássio lixiviado dos solos franco arenoso, provavelmente devido a um esgotamento na concentração desse íon solúvel provocado pela perda inicial por lixiviação elevada. Estudos demonstram que o potássio é fácil e rapidamente liberado dos resíduos vegetais na presença de água. No momento da aplicação inicial de água, percebe-se a liberação de maiores concentrações de potássio, posteriormente, a liberação do potássio ocorre de forma lenta e gradual. Dessa forma, a solubilização de potássio é diretamente afetada pela quantidade e frequência de água aplicada no material vegetal (DONG *et al.*, 2019; LI *et al.*, 2021), além da textura do solo. Nos tratamentos com solo muito argiloso, a taxa de lixiviação seguiu constante (Tabela 8).

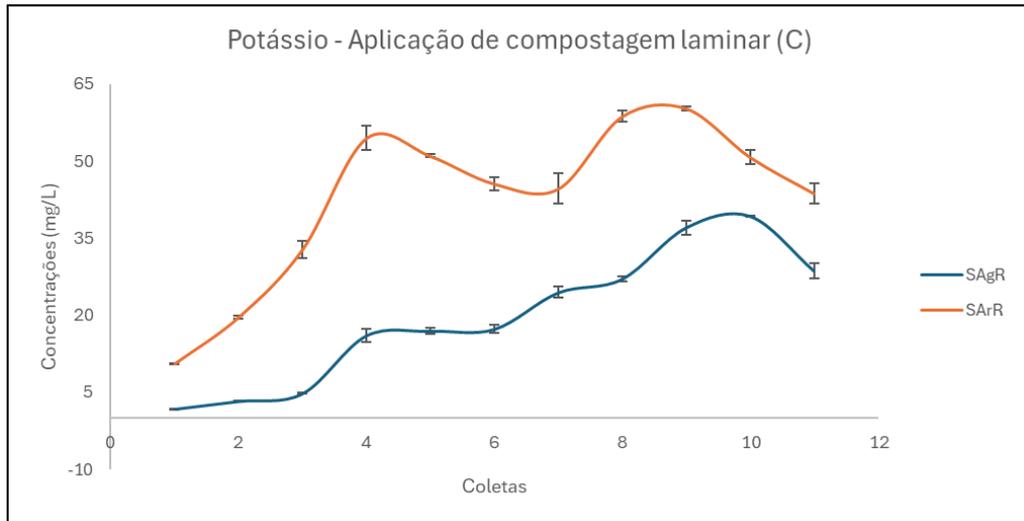
Comparando os tratamentos, em todas as coletas em solo muito argiloso, a perda de potássio por lixiviação foi significativamente maior nos tratamentos com incorporação de composto orgânico. Em relação ao solo franco arenoso, houve a predominância de maior perda, significativa, por parte dos tratamentos com aplicação de compostagem laminar a partir da 4ª coleta. O potássio é facilmente liberado no processo de decomposição, pois não está ligado a

compostos orgânicos e não requer ação microbiana para se transformar em formas inorgânicas. Uma vez que as células morrem, o potássio é liberado dos resíduos orgânicos devido à quebra das barreiras físicas. Isso resulta em uma taxa de decomposição e liberação mais rápida em comparação com outros nutrientes, como nitrogênio e fósforo (ERNANI *et al.*, 2007; SALMI; SALMI; ABOUD, 2006).

Os resultados para a perda de íons de potássio por lixiviação ao longo dos diferentes tempos de coleta são apresentados na Figura 8.

Figura 8 - Concentração de íons de potássio no lixiviado de solos contendo composto orgânico e resíduos frescos do processo de compostagem laminar





Cada valor corresponde à média de 4 repetições \pm desvio padrão. Fonte: o autor (2024).

A lixiviação de potássio ocorreu de forma mais rápida quando o composto foi incorporado ao solo, em comparação a compostagem laminar (Figura 8). Os resultados mostram que, nos tratamentos com a incorporação do composto, houve a diminuição gradual das concentrações de potássio ao longo do período do experimento, provavelmente por conta da sua alta solubilidade em água. Por outro lado, observou-se um aumento das concentrações de potássio ao longo das diferentes coletas, possivelmente devido à mineralização do material aplicado e conseqüentemente sua disponibilização. Os resíduos vegetais e animais contêm nutrientes, principalmente na forma de compostos orgânicos, que são decompostos por microrganismos do solo, um processo chamado mineralização. A velocidade desse processo depende de diversos fatores, como temperatura, disponibilidade de água, oxigênio, tipos e quantidade de microrganismos no solo, bem como da qualidade dos resíduos (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

4.5 LIXIVIAÇÃO DE ÍONS DE SÓDIO (Na^+)

Os resultados para a perda de íons de sódio por lixiviação são apresentados na Tabela 9.

Tabela 9 - Concentração de íons de sódio no lixiviado de solos contendo composto orgânico e resíduos frescos do processo de compostagem laminar.

Coletas	Tratamentos				
	Solos	mg L-1	Testemunha	Composto orgânico	Compostagem laminar
			mg L-1		
1	Franco Arenoso	mg L-1	10,885 Bc	176,230 Aa	53,880 Ab
	Muito Argiloso		18,595 Ac	139,445 Ba	25,470 Bb
CV (%) = 2,00					
2	Franco Arenoso	mg L-1	8,157 Bc	128,152 Aa	110,017 Ab
	Muito Argiloso		19,892 Ac	117,857 Ba	67,592 Bb
CV (%) = 3,57					
3**	Franco Arenoso	mg L-1	7,187 ± 0,130	118,120 ± 2,202	156,180 ± 1,706
	Muito Argiloso		19,862 ± 0,019	96,662 ± 1,177	61,677 ± 0,082
CV (%) = 5,44					
4**	Franco Arenoso	mg L-1	5,807 ± 0,377	103,152 ± 0,707	126,857 ± 2,401
	Muito Argiloso		18,555 ± 0,059	79,977 ± 0,682	66,690 ± 1,187
CV (%) = 10,33					
5	Franco Arenoso	mg L-1	7,257 Bc	103,020 Aa	58,367 Ab
	Muito Argiloso		20,627 Ac	85,180 Ba	63,627 Bb
CV (%) = 5,23					
6	Franco Arenoso	mg L-1	6,497 Bc	104,730 Aa	67,852 Ab
	Muito Argiloso		21,197 Ac	75,600 Ba	58,252 Bb
CV (%) = 3,56					
7	Franco Arenoso	mg L-1	6,750 Bc	99,807 Aa	69,360 Ab
	Muito Argiloso		16,857 Ac	72,637 Ba	48,675 Bb
CV (%) = 6,39					
8**	Franco Arenoso	mg L-1	6,650 ± 0,192	97,500 ± 1,532	70,142 ± 1,093
	Muito Argiloso		15,287 ± 0,175	56,842 ± 1,966	48,947 ± 0,446
CV (%) = 7,38					
9*	Franco Arenoso	mg L-1	5,112 Bc	95,897 Aa	71,992 Ab

	Muito Argiloso		15,367 Ab	53,420 Ba	54,870 Ba
CV (%) = 5,68					
10	Franco Arenoso	mg L-1	5,155 Bc	81,632 Aa	76,597 Ab
	Muito Argiloso		13,962 Ab	58,382 Ba	60,412 Ba
CV (%) = 3,41					
11	Franco Arenoso	mg L-1	4,740 Bc	73,820 Aa	62,667 Ab
	Muito Argiloso		13,160 Ab	58,112 Ba	54,790 Ba
CV (%) = 4,32					

Cada valor corresponde à média de 4 repetições. Médias seguidas de mesma letra maiúscula na coluna (Solo) e minúsculas na linha (tratamento) não diferem entre si pelo teste Tukey ($p < 0,05$). Fonte: o autor (2024).

* Os dados foram transformados por função $\log(x)$, a fim de atender às premissas da análise de variância (normalidade e homoscedasticidade).

** Os dados não atenderam os pressupostos da ANOVA (normalidade e homoscedasticidade). Optou-se por apresentar as médias de 4 repetições com os respectivos desvios padrão.

A aplicação de matéria orgânica, seja pela incorporação de composto orgânico ou pela compostagem laminar, aumentou a lixiviação de sódio em ambos os tipos de solo, com efeitos mais pronunciados no solo arenoso, quando comparado à testemunha (Tabela 9). A elevação das concentrações de sódio, provavelmente, está diretamente associada à aplicação de resíduos orgânicos no solo e à incorporação de composto orgânico oriundo de alimentos processados. Esse fenômeno é atribuído ao uso generalizado de cloreto de sódio (sal de cozinha) como tempero em alimentos, de modo que vale destacar que a compostagem de alimentos processados pode contribuir para o aumento da concentração de sódio no composto resultante. Sabe-se que o sódio é um elemento prontamente disponível, já que possui fraca interação com a estrutura do solo e a matéria orgânica, tornando-se um elemento facilmente lixiviado na presença de água (LIMA *et al.*, 2017).

Lima *et al.* (2017) avaliaram a lixiviação de nitrato, sódio, potássio e fósforo no solo proveniente da compostagem de resíduos orgânicos de um restaurante universitário e observaram um aumento das concentrações de sódio nas profundidades de 0,20 m e 0,50 m do solo após o período de 120 dias de compostagem, atribuindo tal fato ao preparo dos alimentos no restaurante universitário, no qual utiliza-se cloreto de sódio como tempero dos alimentos.

Essas elevadas concentrações de sódio encontradas no lixiviado nos tratamentos contendo material orgânico (compostado ou fresco) contendo alimentos processados, sugerem

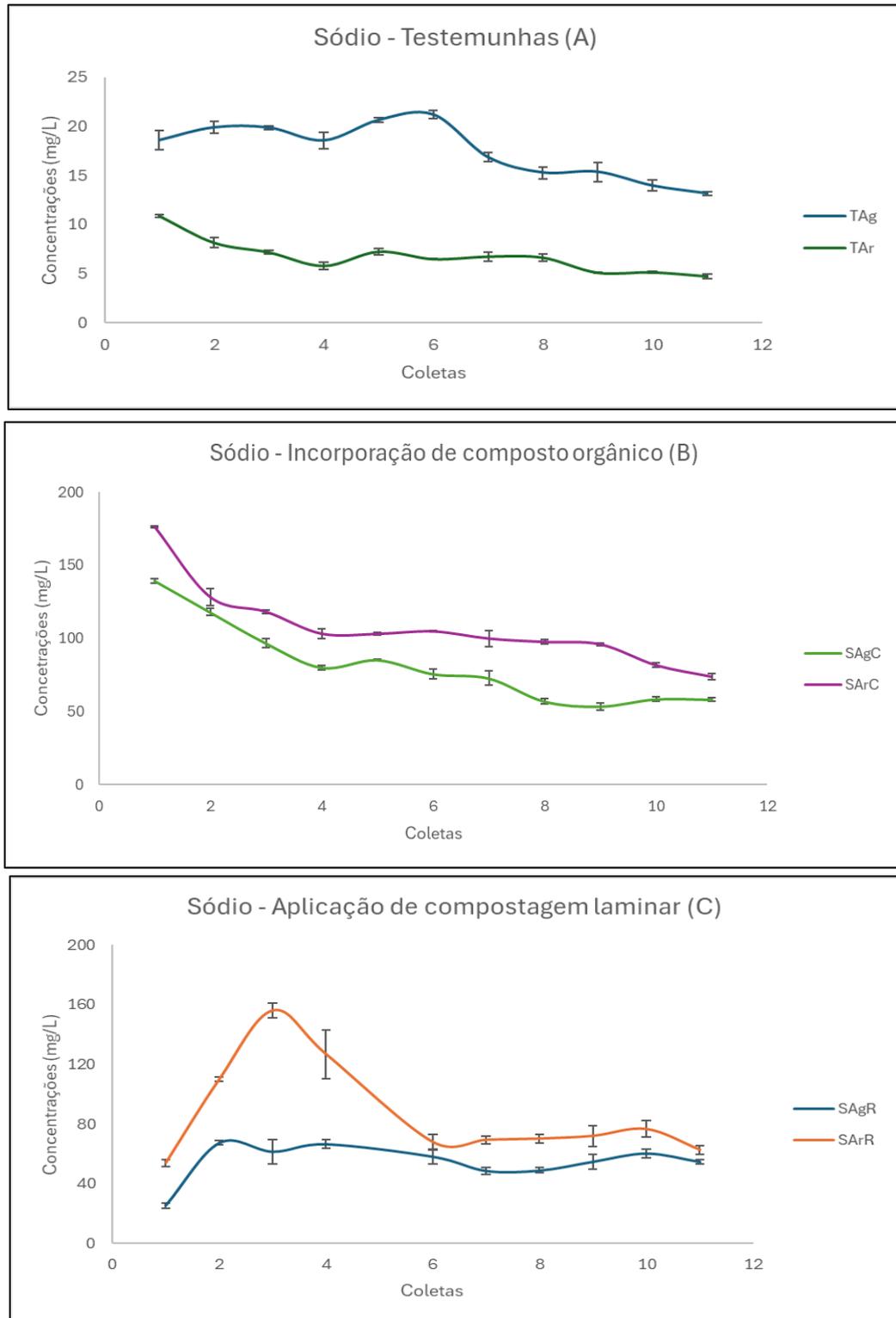
a importância de se avaliar o impacto dessa aplicação no solo. O aumento dos níveis de salinidade do solo, especialmente por NaCl (cloreto de sódio), pode acarretar efeitos tóxicos ao sistema do solo, tais como desestabilização da estrutura do solo e afetar o desenvolvimento de plantas, por meio da inibição de atividades enzimáticas e absorção de potássio (LIU; ZHU, 1998; WAKEEL, 2013).

Os tratamentos com incorporação de composto orgânico tiveram maiores perdas de sódio quando comparado aos tratamentos com compostagem laminar. Os cátions básicos do solo, tais como Na^+ , K^+ , Mg^{+2} , Ca^{+2} , podem sofrer influência do ânion nitrato no processo de lixiviação. A interação entre o cátion de sódio e o ânion nitrato pode resultar em maiores perdas de ambos os nutrientes no solo por lixiviação. Dessa forma, as altas concentrações de íons de sódio na lixiviação dos tratamentos com a incorporação de composto orgânico podem estar associadas aos níveis de nitrato perdidos pelo composto orgânico (RAIJ, 2011).

Comparando os tipos de solo, as maiores perdas por lixiviação ocorreram no solo franco arenoso quando comparado ao solo muito argiloso, com exceção dos tratamentos testemunha. Tal fato pode estar associado ao aumento de CTC do solo muito argiloso em razão da adição de matéria orgânica no solo, aumentando assim a capacidade de retenção de íons no solo argiloso. Krob *et al.* (2011) observaram que a adição de composto no solo aumentou os níveis de CTC, por meio da avaliação da melhora nas propriedades químicas do solo pela adição de composto de lixo urbano.

Os resultados para a perda de íons de sódio por lixiviação ao longo dos diferentes tempos de coleta são apresentados na Figura 9.

Figura 9 - Concentração de íons de sódio no lixiviado de solos contendo composto orgânico e resíduos frescos do processo de compostagem laminar.



Cada valor corresponde à média de 4 repetições \pm desvio padrão. Fonte: o autor (2024).

Para os tratamentos contendo composto orgânico, observa-se uma tendência de redução na concentração de sódio no lixiviado ao longo dos tempos de coleta, em ambos os tipos de solo (Figura 9). A depender da intensidade de água percolada no solo, a lixiviação pode remover o sódio excedente na camada superficial do solo, uma vez que os cátions são facilmente transportados para as camadas mais profundas do solo.

Já nos tratamentos com compostagem laminar, pode-se observar uma tendência de aumento nas concentrações de sódio no lixiviado nas primeiras coletas. Saleem *et al.* (2018) mencionam que o teor total de sódio tende a aumentar com o tempo de compostagem sob condições aeróbias ou anaeróbias devido às perdas de carbono durante o processo.

4.6 LIXIVIAÇÃO DE ÍONS DE CLORETO (Cl⁻)

Os resultados para a perda de íons de cloreto por lixiviação foram apresentados na Tabela 10.

Tabela 10 - Concentração de íons cloreto no lixiviado de solos contendo composto orgânico e resíduos frescos do processo de compostagem laminar.

Coletas	Solos	Tratamentos		
		Testemunha	Composto orgânico	Compostagem laminar
		mg L ⁻¹		
1*	Franco Arenoso	9,697 Ac	313,560 Aa	276,082 Ab
	Muito Argiloso	9,775 Ac	162,397 Ba	29,585 Bb
CV (%) = 3,43				
2*	Franco Arenoso	5,162 Ac	185,370 Ab	287,020 Aa
	Muito Argiloso	9,912 Bc	164,750 Ba	107,212 Bb
CV (%) = 5,65				
3	Franco Arenoso	3,750 Ac	157,530 Ab	256,457 Aa
	Muito Argiloso	9,687 Ac	166,440 Ab	216,320 Ba
CV (%) = 7,33				
4	Franco Arenoso	4,277 Ac	101,700 Bb	264,330 Aa
	Muito Argiloso	9,947 Ac	147,990 Ab	194,390 Ba
CV (%) = 7,06				

5	Franco Arenoso	mg L-1	5,067 Ac	80,582 Bb	216,415 Aa
	Muito Argiloso		10,697 Ac	143,740 Aa	120,812 Bb
CV (%) = 8,31					
6	Franco Arenoso	mg L-1	3,510 Ac	70,397 Ab	189,257 Aa
	Muito Argiloso		5,702 Ac	71,512 Ab	137,960 Ba
CV (%) = 7,55					
7	Franco Arenoso	mg L-1	5,067 Ac	61,672 Bb	163,810 Aa
	Muito Argiloso		1,467 Ac	70,785 Ab	123,217 Ba
CV (%) = 6,44					
8	Franco Arenoso	mg L-1	3,492 Ac	67,857 Bb	145,915 Aa
	Muito Argiloso		9,802 Ab	129,387 Aa	137,135 Aa
CV (%) = 7,47					
9	Franco Arenoso	mg L-1	4,0425 Bc	51,367 Bb	165,330 Aa
	Muito Argiloso		10,250 Ac	121,740 Ab	149,372 Ba
CV (%) = 4,55					
10	Franco Arenoso	mg L-1	4,015 Ac	47,555 Bb	195,330 Aa
	Muito Argiloso		9,652 Ac	102,847 Ab	171,917 Ba
CV (%) = 6,03					
11*	Franco Arenoso	mg L-1	4,370 Bc	58,720 Bb	174,572 Aa
	Muito Argiloso		8,597 Ac	108,312 Ab	171,280 Aa
CV (%) = 3,48					

Cada valor corresponde à média de 4 repetições. Médias seguidas de mesma letra maiúscula na coluna (Solo) e minúsculas na linha (tratamento) não diferem entre si pelo teste Tukey ($p < 0,05$). Fonte: o autor (2024).

* Os dados foram transformados por função $\log(x)$, a fim de atender às premissas da análise de variância (normalidade e homoscedasticidade).

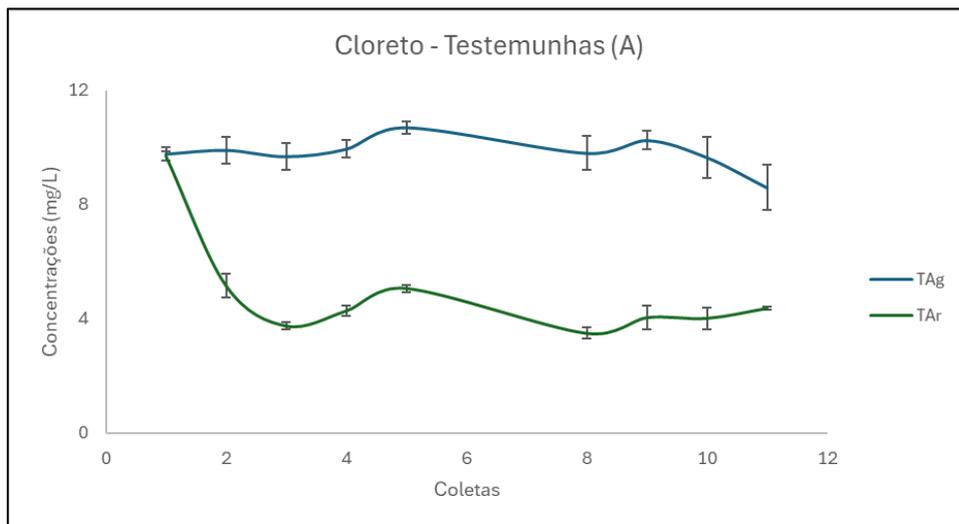
Os tratamentos com adição de matéria orgânica (composto orgânico e compostagem laminar) apresentaram as maiores perdas por lixiviação de cloreto quando comparado à testemunha (Tabela 10). Assim como o sódio, tal fato pode ser atribuído ao uso de cloreto de sódio (NaCl) como tempero dos alimentos. Contudo, a presença de outros íons dissolvidos no lixiviado, como o sódio (Na^+), o cloreto (Cl^-), entre outros, pode ter um impacto desfavorável quando se considera a aplicação direta do lixiviado no solo (INÁCIO *et al.*, 2022; ROY *et al.*, 2018).

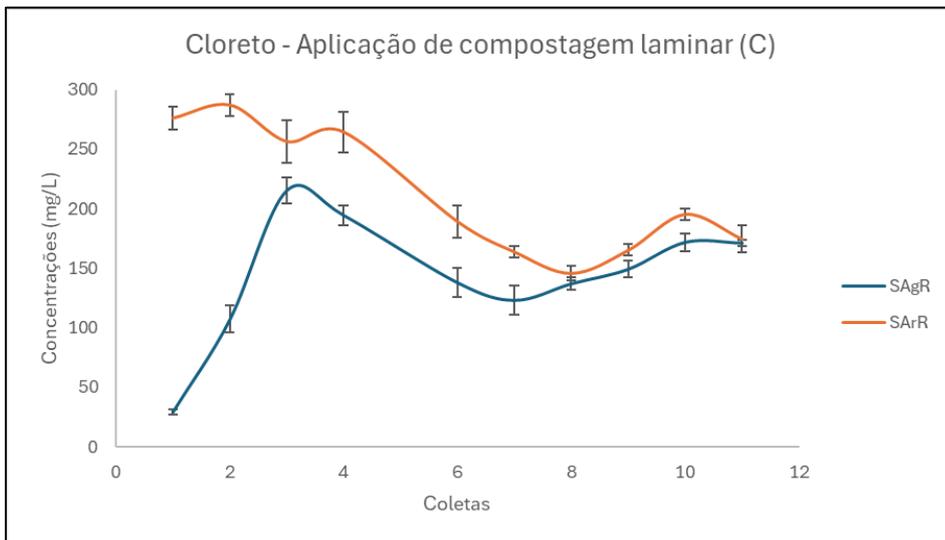
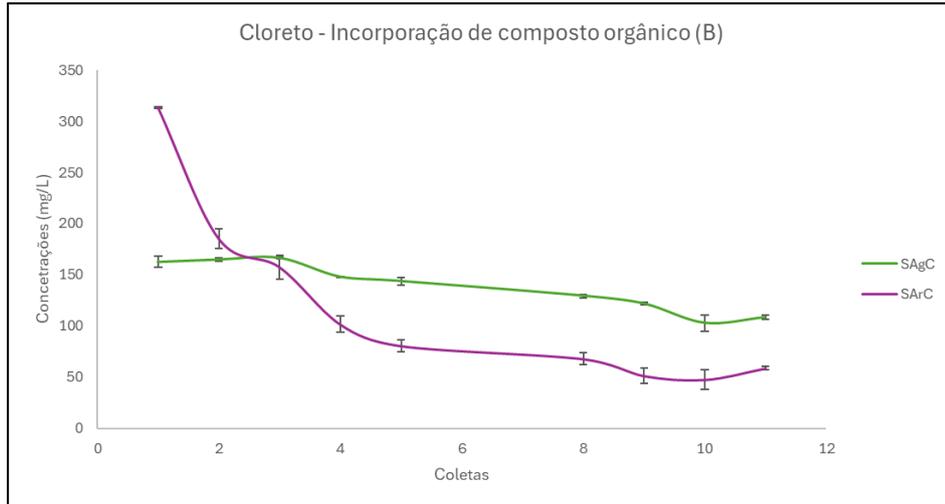
No tratamento com incorporação de composto orgânico no solo, observa-se uma rápida perda de cloreto por lixiviação nas três primeiras coletas no solo franco arenoso, com uma tendência a redução gradativa nas demais coletas. Para o solo muito argiloso observa-se uma perda por lixiviação mais uniforme ao longo dos diferentes tempos de coleta. De modo geral, solos arenosos apresentam maior taxa de lixiviação do que solos argilosos, indicando que os solos arenosos são mais suscetíveis a lixiviação do cloreto (SHEPHERD; BENNETT, 1998).

Kowalenko, Ivarson e Cameron (1978) ressaltam uma forte correlação entre a perda de cloreto e a precipitação total. Em solos arenosos e bem drenados, pode-se observar que eventos significativos de precipitação podem ocasionar perdas substanciais de cloreto no solo.

Os resultados para a perda de íons de cloreto por lixiviação ao longo dos diferentes tempos de coleta são apresentados na Figura 10.

Figura 10 - Concentração de íons cloreto no lixiviado de solos contendo composto orgânico e resíduos frescos do processo de compostagem laminar.





Cada valor corresponde à média de 4 repetições \pm desvio padrão. Fonte: o autor (2024).

As concentrações de cloreto nas amostras de solo argiloso e arenoso testemunha demonstraram um padrão constante ao longo das coletas (Figura 10). Nas amostras com composto orgânico, em ambos os solos, houve uma tendência geral de redução nas concentrações ao longo das coletas. Nas amostras de solo com compostagem laminar sob a superfície pode-se notar o aumento das concentrações nas coletas iniciais, seguida de uma tendência de queda nas concentrações subsequentes e, por fim, houve a estabilização do parâmetro. A matéria orgânica pode afetar o comportamento de íons de cloreto no solo, já que o solo pode ser considerado um sumidouro de cloreto e cloro orgânico, bem como a decomposição da matéria orgânica pode aumentar a disponibilidade do cloreto no solo por meio da liberação do nutriente. Além disso, a formação de compostos orgânicos clorados no solo na

7	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	0,081 ± 0,006
8	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	0,073 ± 0,006
9	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	0,069 ± 0,004
10	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	0,051 ± 0,003
11	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	0,041 ± 0,004

Cada valor corresponde à média de 4 repetições ± desvio padrão. Fonte: o autor (2024).

Em relação ao solo argiloso, foram encontradas concentrações de Zn semelhantes nos tratamentos contendo composto orgânico e resíduo fresco de compostagem laminar somente nas duas primeiras coletas, ficando os valores abaixo do limite de detecção do equipamento nas coletas seguintes (0,025 mg L⁻¹).

As amostras de solo franco arenoso com compostagem laminar sobre a superfície mostraram um aumento mais pronunciado nas concentrações de zinco durante as coletas em comparação ao solo argiloso com o mesmo tratamento. Houve uma tendência geral de aumento nas primeiras coletas, seguida por uma estabilização e posterior queda nas concentrações a partir da 7^a coleta. Tal fato pode estar relacionado ao processo de decomposição dos resíduos orgânicos e a disponibilidade de carbono orgânico solúvel e mineralização de íons ao longo do processo de compostagem.

As concentrações de Zn presentes estiveram abaixo do limite máximo dos padrões de lançamento de efluentes para Zn que é de 5 mg/L, de acordo com a Resolução CONAMA N° 430/2011 (CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE, 2011).

Os resultados para a perda de íons de manganês por lixiviação nos diferentes tratamentos estão descritos quantitativamente na Tabela 12. As concentrações de Mn na testemunha nos dois tipos de solos ficaram abaixo do limite de detecção do aparelho (<0,05 mg/L), assim como nos tratamentos com incorporação de composto orgânico no solo argiloso. Para o solo franco arenoso com incorporação de composto orgânico observa-se maiores concentração de Mn nas três primeiras coletas ficando abaixo do limite de detecção do equipamento nas coletas seguintes. Assim, houve uma breve liberação de manganês por conta da incorporação do composto orgânico seguida pela estabilização do elemento, possivelmente pela formação de complexos orgânicos nos quais limitam a mobilidade do elemento. Os solos de textura argilosa

possuem maior capacidade de retenção de água em relação aos solos arenosos, o que pode justificar as maiores perdas de manganês por lixiviação no solo franco arenoso (BISSANI *et al.*, 2008).

Tabela 12 - Concentração de íons manganês no lixiviado de solos contendo composto orgânico e resíduos frescos do processo de compostagem laminar.

Coletas	Solo muito argiloso			Solo franco arenoso		
	Testemunha	Composto orgânico	Compostagem laminar	Testemunha	Composto orgânico	Compostagem laminar
	mg/L			mg/L		
1	< 0,05	< 0,05	0,112 ± 0,020	< 0,05	0,133 ± 0,011	24,098 ± 6,311
2	< 0,05	< 0,05	0,136 ± 0,041	< 0,05	0,179 ± 0,016	27,580 ± 1,523
3	< 0,05	< 0,05	0,297 ± 0,055	< 0,05	0,079 ± 0,007	17,613 ± 1,141
4	< 0,05	< 0,05	1,018 ± 0,117	< 0,05	< 0,05	13,780 ± 0,711
5	< 0,05	< 0,05	1,710 ± 0,147	< 0,05	< 0,05	17,112 ± 1,014
6	< 0,05	< 0,05	1,416 ± 0,186	< 0,05	< 0,05	7,782 ± 0,318
7	< 0,05	< 0,05	1,169 ± 0,087	< 0,05	< 0,05	5,550 ± 0,102
8	< 0,05	< 0,05	1,142 ± 0,047	< 0,05	< 0,05	5,229 ± 0,370
9	< 0,05	< 0,05	0,879 ± 0,088	< 0,05	< 0,05	5,147 ± 0,275
10	< 0,05	< 0,05	0,737 ± 0,023	< 0,05	< 0,05	4,899 ± 0,183
11	< 0,05	< 0,05	0,742 ± 0,024	< 0,05	< 0,05	4,573 ± 0,381

Cada valor corresponde à média de 4 repetições ± desvio padrão. Fonte: o autor (2024).

A incorporação de composto orgânico é capaz de promover impactos na dinâmica de íons de manganês, além de que esses efeitos também são diretamente afetados pela textura do solo. Analisando os tratamentos com solo argiloso, percebe-se que os resultados se mantiveram abaixo do limite de detecção do aparelho (<0,05 mg/L).

O tratamento contendo resíduo fresco no processo de compostagem laminar apresentou as maiores concentrações de manganês no lixiviado quando comparado aos demais tratamentos.

Nota-se que as perdas de íons de manganês no solo arenoso foram mais expressivas em relação ao solo argiloso. A matéria orgânica exerce um controle significativo sobre a disponibilidade dos nutrientes no solo. Esse controle pode se dar através de processos como mineralização, que resulta na liberação de nutrientes no solo, ou por meio da formação de complexos organometálicos, os quais podem ser solúveis ou insolúveis (BATISTA *et al.*, 2018).

As alterações mais expressivas nas concentrações de manganês foram observadas nas primeiras semanas de compostagem, o que pode ter ocorrido paralelamente à decomposição da matéria orgânica (decomposição rápida de fontes de carbono altamente disponíveis). Hsu e Lo (2001) realizaram um estudo sobre a lixiviação de cobre, manganês e zinco durante a compostagem, de modo a observar que as frações solúveis em água desses metais foram refletidas pelas concentrações de carbono orgânico solúvel em água, sugerindo uma relação entre carbono orgânico e lixiviação de metal durante a compostagem. Dessa forma, observa-se que a redução das concentrações de Zn e Mn ao longo das coletas (Tabelas 11 e 12) pode estar relacionada a presença de carbono orgânico no processo de compostagem, nos tratamentos contendo resíduos orgânicos. O comportamento desses elementos na lixiviação pode estar relacionado ao teor de carbono orgânico disponível durante o processo de compostagem uma vez que a compostagem influencia no potencial de lixiviação de Cu, Zn e Mn (HSU; LO, 2001).

Portanto, em relação a lixiviação de manganês, os resultados encontrados exibem a complexa interação entre a matéria orgânica, o tipo de solo, e a dinâmica de elementos. Evidencia-se que a presença de matéria orgânica, especialmente na forma de resíduos frescos, aumenta expressivamente a lixiviação de manganês, com variações notáveis em função do tipo de solo utilizado.

Os tratamentos contendo resíduos frescos, especialmente com solo franco arenoso, apresentaram resultados acima do padrão estabelecido pela Resolução CONAMA nº 430/2011, sendo o limite de 1,0 mg/L Mn (CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE, 2011).

4.8 LIXIVIAÇÃO DE ÍONS DE FERRO (Fe)

Os resultados para a perda de íons de ferro por lixiviação foram descritos quantitativamente, de acordo com a Tabela 13.

Tabela 13 - Concentração de íons de ferro no lixiviado de solos contendo composto orgânico e resíduos frescos do processo de compostagem laminar.

Coletas	Solo muito argiloso			Solo franco arenoso		
	Testemunha	Composto orgânico	Compostagem laminar	Testemunha	Composto orgânico	Compostagem laminar
	mg/L			mg/L		
1	< 0,5	< 0,5	0,665 ± 0,087	< 0,5	< 0,5	0,635 ± 0,074
2	< 0,5	< 0,5	0,928 ± 0,526	< 0,5	< 0,5	0,648 ± 0,090
3	< 0,5	< 0,5	3,143 ± 0,615	< 0,5	< 0,5	6,930 ± 0,859
4	< 0,5	< 0,5	7,815 ± 0,597	< 0,5	< 0,5	19,960 ± 3,142
5	< 0,5	< 0,5	6,610 ± 0,344	< 0,5	< 0,5	25,540 ± 1,454
6	< 0,5	< 0,5	7,543 ± 0,764	< 0,5	< 0,5	45,120 ± 5,413
7	< 0,5	< 0,5	2,660 ± 0,185	< 0,5	< 0,5	36,780 ± 6,111
8	< 0,5	< 0,5	1,910 ± 0,652	< 0,5	< 0,5	13,410 ± 0,468
9	< 0,5	< 0,5	2,063 ± 0,050	< 0,5	< 0,5	12,703 ± 0,274
10	< 0,5	< 0,5	1,583 ± 0,208	< 0,5	< 0,5	11,523 ± 0,254
11	< 0,5	< 0,5	0,593 ± 0,012	< 0,5	< 0,5	6,226 ± 0,175

Cada valor corresponde à média de 4 repetições ± desvio padrão. Fonte: o autor (2024).

O padrão de lixiviação de Fe foi semelhante ao manganês, com maiores concentrações de Fe no lixiviado dos tratamentos contendo resíduo fresco do processo de compostagem, principalmente no solo franco arenoso. O solo franco arenoso demonstrou ser mais suscetível a perda de ferro por lixiviação em comparação ao solo argiloso, tendo em vista que o solo arenoso apresenta menor capacidade retenção de água e íons em relação ao solo argiloso (BISSANI *et al.*, 2008).

Em relação aos tratamentos com compostagem laminar sobre a superfície, houve o aumento das concentrações até a coleta 4 para o solo argiloso. A partir de então, os resultados apresentaram a tendência de queda das concentrações. Ainda assim, as concentrações foram

relativamente mais altas em comparação aos tratamentos das testemunhas e com incorporação de composto orgânico.

O tratamento de solo arenoso com compostagem laminar sob a superfície apresentou um padrão semelhante ao solo argiloso com compostagem laminar. Começaram em 0,635 mg/L de Fe na coleta 1 e aumentaram para 45,120 mg/L de Fe na coleta 6, sendo esta a maior concentração. Em seguida, houve uma diminuição nas concentrações nas coletas subsequentes (Tabela 13).

Os resultados encontrados para os tratamentos com compostagem laminar podem indicar um processo de liberação e subsequente diminuição de substâncias solúveis ao longo das coletas.

As concentrações de Fe presentes estiveram abaixo do limite máximo dos padrões de lançamento de efluentes para Fe que é de 15 mg/L, de acordo com a Resolução CONAMA Nº 430/2011, no que diz respeito aos tratamentos contendo solo argiloso. Em relação aos tratamentos contendo solo franco, destaca-se que apenas os tratamentos contendo resíduos frescos apresentaram concentrações acima do padrão estabelecido, no período compreendido entre as coletas 4 e 7 (CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE, 2011).

5 CONCLUSÃO

A utilização de composto orgânico incorporado aos solos e resíduos frescos no processo de compostagem laminar aumentaram as concentrações de nutrientes e sódio nos solos, resultando em maiores concentrações no lixiviado, sendo que as maiores perdas por lixiviação ocorreram no solo franco arenoso quando comparado ao solo de textura muito argilosa.

Assim, tendo em vista os elementos avaliados nesse trabalho, a aplicação de material orgânico sob o solo pode resultar, de forma geral, em perdas significativas de nutrientes por lixiviação. Com isso, a reciclagem de resíduos sólidos pode ser benéfica como forma de destinação desses resíduos, no entanto, pode-se obter consequências no solo por conta da perda de nutrientes e sódio. Vale ressaltar que alterações no padrão de compostagem laminar, como ajustes na relação C/N e variações nas porcentagens de resíduos do grupo de proteínas, carboidratos, lipídios e afins, podem influenciar os resultados obtidos na lixiviação de nutrientes e sódio.

As altas concentrações de sódio e cloreto encontradas no lixiviado dos tratamentos contendo composto orgânico incorporado aos solos e resíduos frescos no processo de compostagem laminar são provenientes, provavelmente, da presença de alimentos processados na compostagem e ao uso de sal de cozinha (NaCl) como tempero dos alimentos.

Faz-se necessário a realização de estudos adicionais em relação a quantificação dos efeitos da lixiviação de nutrientes e sódio no solo, a partir da aplicação de compostagem laminar e incorporação de composto orgânico no solo com a utilização de alimentos processados no processo, especialmente em relação à qualidade do solo, à contaminação do lençol freático e aos efeitos nas plantas cultivadas.

6 SUGESTÕES DE ESTUDOS FUTUROS

- Avaliar a ação microbiana no processo de compostagem laminar e composto incorporado ao solo, com a determinação do carbono e nitrogênio da biomassa microbiana durante o processo de compostagem laminar, de modo a verificar a imobilização e disponibilização dos elementos no sistema manejado.
- Comparar os efeitos da compostagem e aterramento do composto orgânico no solo em seus mais amplos aspectos, incluindo a formação de consciência ambiental ou, pelo contrário, a seu desincentivo, inclusive a ausência de responsabilidade compartilhada (do cidadão e dos grandes geradores) na gestão de resíduos.

REFERÊNCIAS

- ABOUTAYEB, R. *et al.* Effect of carbon to nitrogen ratio and aeration rate on phosphorus and exchangeable cation contents and their leaching in the soil during olive pomace and turkey manure co-composting. **Journal Of Engineering And Applied Science**, [S.l.], v. 70, n. 12, p. 1-14, Fev. 2023. DOI: <http://dx.doi.org/10.1186/s44147-023-00177-w>. Disponível em: <https://jeas.springeropen.com/articles/10.1186/s44147-023-00177-w#citeas>. Acesso em: 23 out. 2023.
- ALFARO, M.A.; JARVIS, S.C.; GREGORY, P.J. Factors affecting potassium leaching in different soils. **Soil Use And Management**, [S.l.], v. 20, n. 2, p. 182-189, Jan. 2006. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1475-2743.2004.tb00355.x>. Disponível em: <https://bsssjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1475-2743.2004.tb00355.x>. Acesso em: 18 set. 2023.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for Examination of Water and Waste Water**. 24. ed. Washington: American Public Health Association, 2022.
- ARANTES, B. O. **Análise de viabilidade econômico-financeira de uma unidade de tratamento de resíduos sólidos orgânicos em Volta Redonda, RJ**. 2022. 77 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Curso de Graduação em Engenharia de Agronegócios) — Escola de Engenharia Industrial Metalúrgica de Volta Redonda, Universidade Federal Fluminense, Volta Redonda, 2022. Disponível em: <https://vea.uff.br/monografias-2022-2023/>. Acesso em: 08 de abril de 2023
- BATISTA, M. A. *et al.* Capítulo 4 - Princípios de fertilidade do solo, adubação e nutrição mineral. In: BRANDÃO FILHO, J. U. T. *et al.* **Hortaliças-fruto**. Maringá: Editora da Universidade Estadual de Maringá, 2018. Cap. 4. p. 113-162. DOI: <https://doi.org/10.7476/9786586383010.0006>. Disponível em: <https://books.scielo.org/id/bv3jx/pdf/brandao-9786586383010-06.pdf>. Acesso em: 01 set. 2023.
- BERTOL, O. J. *et al.* Perdas de nitrogênio via superfície e subsuperfície em sistema de semeadura direta. **Floresta**, Curitiba, v. 35, n. 3, p. 429-442, Set/ dez. 2005. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/32127/1/PERDAS-DE-NITROGENIO-VIA-SUPERFICIE-E-SUBSUPERFICIE-EM.pdf>. Acesso em: 02 out. 2023.
- BHERING, L. L. Rbio: a tool for biometric and statistical analysis using the r platform. **Crop Breeding And Applied Biotechnology**, [S.l.], v. 17, n. 2, p. 187-190, jun. 2017. FapUNI-FESP (SciELO). DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1984-70332017v17n2s29>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/cbab/a/ndxxG8NyDnqfh9vDH48WTrK/?lang=en>. Acesso em: 03 fev. 2024.
- BISSANI, C. A. *et al.* **Fertilidade dos solos e manejo da adubação de culturas**. 2 ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008. 344 p.
- BOLDRIN, A. *et al.* Composting: mass balances and product quality . In: CHRISTENSEN, T. (ed.). **Solid Waste Technology and Management**. [S.l.]: Wiley Online Library All

Obooks, 2010. Cap. 9.3. p. 569-582. DOI: <https://doi.org/10.1002/9780470666883.ch36>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/9780470666883.ch36>. Acesso em: 10 fev. 2024.

BORGES, Ana Lúcia *et al.* **Compostagens em leiras e laminar em sistema orgânico de plátanos (*Musa spp.*):** respostas agronômicas e efeito nos atributos químicos do solo. Cruz das Almas: Embrapa Mandioca e Fruticultura, 2021. 28 p. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento / Embrapa Mandioca e Fruticultura, ISSN 1809-5003, 127. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1138670/compostagens-em-leiras-e-laminar-em-sistema-organico-de-platanos-musa-spp-respostas-agronicas-e-efeito-nos-atributos-quimicos-do-solo>. Acesso em: 10 fev. 2024.

BRASIL. **Lei Nº 12.305, de 02 de agosto de 2010.** Institui a política nacional de resíduos sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Brasília: Presidência da República, 2010. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm. Acesso em: 05 ago. 2023.

BRITO, O. R. *et al.* The influence of crop residues in vertical soil mobility of potassium. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 35, n. 6, p. 3043 - 3052, nov./dez. 2014. DOI: <http://dx.doi.org/10.5433/1679-0359.2014v35n6p3043>. Disponível em: <https://ojs.uel.br/revistas/uel/index.php/semagrarias/article/view/16283>. Acesso em: 04 set. 2023.

CANDIANI, G.; VIANA, E. Emissões fugitivas de metano em aterros sanitários. **GEOUSP: Espaço e Tempo (Online)**, v. 21, n. 3, p. 845 - 857, dez. 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.11606/issn.2179-0892.geousp.2017.97398>. Disponível em: <https://www.revistas.usp.br/geousp/article/view/97398/195474#:~:text=Os%20resultados%20mostram%20que%20as,foi%20de%2068%2C6%25>. Acesso em: 04 set. 2023.

CANTARELLA, H. Nitrogênio. *In*: NOVAIS, R. F. *et al.* (Ed.). **Fertilidade do Solo**. 1 ed. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. Cap. VII. p. 376-448.

CERDA, A. *et al.* Composting of food wastes: status and challenges. **Bioresource Technology**, v. 248, p. 57-67, jan. 2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2017.06.133>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0960852417310374>. Acesso em: 05 set. 2023.

CINTRA, F. L. D. *et al.* **Alternativas tecnológicas para o cultivo de coqueiro gigante na Baixada Litorânea Nordestina.** Aracaju: Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2021. 20 p. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, Embrapa Tabuleiros Costeiros, ISSN 1678-1961, 163. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1133893/alternativas-tecnologicas-para-o-cultivo-de-coqueiro-gigante-na-baixada-litoranea-nordestina>. Acesso em: 22 jul. 2022.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução 430, de 13 de maio de 2011.** Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a

resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2011. Disponível em: <https://www.ibama.gov.br/component/legislacao/?view=legislacao&legislacao=118583>. Acesso em: 05 ago. 2023.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução 481, de 03 de outubro de 2017**. Estabelece critérios e procedimentos para garantir o controle e a qualidade ambiental do processo de compostagem de resíduos orgânicos, e dá outras providências. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2017. Disponível em: <https://www.ibama.gov.br/component/legislacao/?view=legislacao&legislacao=137380>. Acesso em: 05 ago. 2023.

COOPER, M. *et al.* **Compostagem e reaproveitamento de resíduos orgânicos agroindustriais: teórico e prático**. Piracicaba: Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz – ESALQ – Divisão de Biblioteca, Universidade de São Paulo, 2010. Disponível em: <https://www.esalq.usp.br/biblioteca/file/252/download?token=Q8ZLmkve>. Acesso em: 10 ago. 2023.

DAMATTO JUNIOR, E. R. *et al.* Alterações em propriedades de solo adubado com doses de composto orgânico sob cultivo de bananeira. **Revista Brasileira de Fruticultura**, v. 28, n. 3, p. 546-549, dez. 2006. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-29452006000300048>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbf/a/J6NB88nsXLfHGwVYdr5pDsF/?lang=pt>. Acesso em: 04 ago. 2023.

DONG, S. *et al.* Decomposition and Nutrient Release Characteristics of Incorporated Soybean and Maize Straw in Northeast China. **Ekoloji Dergisi**, v. 107, 2019. ISSN 1300-1361. Disponível em: <https://openurl.ebsco.com/EPDB%3Aagcd%3A7%3A11780663/detailv2?sid=ebsco%3Aplink%3Ascholar&id=ebsco%3Aagcd%3A136264846&crl=f>. Acesso em: 10 ago. 2023.

ERNANI, P. R.; ALMEIDA, J. De; SANTOS, F. C. Dos. Potássio. *In*: NOVAIS, R. F. *et al.* (Ed.). **Fertilidade do Solo**. 1 ed. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. Cap. VII. p. 376-448.

FERREIRA, D. F. Sisvar: a computer statistical analysis system. **Ciência e Agrotecnologia**, [S.L.], v. 35, n. 6, p. 1039-1042, dez. 2011. FapUNIFESP (SciELO). DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-70542011000600001>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/cagro/a/yjKLJXN9KysfmX6rvL93TSh>. Acesso em: 03 fev. 2024.

FLURY, Markus *et al.* **Experimental Evaluation of Compost Leachates**. Puyallup: Washington State University, 2015. Disponível em: <http://depts.washington.edu/trac/bulkdisk/pdf/848.1.pdf>. Acesso em: 14 mar. 2024.

FORUM INTERNACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS, 11., 2020, Porto Alegre. **A compostagem como estratégia de sustentabilidade: relato de experiência sobre o projeto lixo orgânico zero**. [...]. Porto Alegre: Instituto Venturi, 2020. v. 11. Disponível em: <https://institutoventuri.org/ojs/index.php/FIRS/article/view/104>. Acesso em: 5 ago. 2022.

FREIRE, L.R. *et al.* **Manual de calagem e adubação do Estado do Rio de Janeiro**. Brasília, DF: Embrapa; Seropédica, RJ: Editora Universidade Rural, 2013.

GASPAR, L. M. R. *et al.* Análise econômico-financeira do gerenciamento dos resíduos sólidos orgânicos em uma agroindústria de processamento mínimo de hortaliças. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 25, n. 3, p. 477-488, jun. 2020. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-4152202020180189>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/58hkFZM9cbTPmZCJQxSKDbj/?lang=pt>. Acesso em: 10 ago. 2023.

GEILFUS, C. M. Chloride in soil: from nutrient to soil pollutant. **Environmental And Experimental Botany**, v. 157, p. 299-309, jan. 2019. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envexpbot.2018.10.035>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0098847218309699?via%3Dihub>. Acesso em: 25 jan. 2024.

GIRARDI NETO, J.; SILVA, J. D. da; PINHEIRO, I. G. Balanço de massa no tratamento de resíduos sólidos orgânicos provenientes de restaurantes em biorreator. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 22, n. 3, p. 491-499, jun. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1590/s1413-41522017150094>. Disponível: <https://www.scielo.br/j/esa/a/QVtWvsNJtzhqx8dbrm4mNXd/?lang=pt>. Acesso em: 25 nov. 2023.

GOPINATH, K. P. *et al.* A critical review on the influence of energy, environmental and economic factors on various processes used to handle and recycle plastic wastes: development of a comprehensive index. **Journal Of Cleaner Production**, v. 274, p. 123031, nov. 2020. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123031>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0959652620330766?via%3Dihub>. Acesso em: 02 ago. 2023.

GUTTLER, G. **Acúmulo e perdas de nutrientes durante a compostagem de resíduos orgânicos diretamente sobre o solo com cultivo de hortaliças**. 2019. 74 f. Tese (Doutorado) - Curso de Programa de Pós -Graduação em Ciências do Solo, Centro de Ciências de Agroveterinárias, Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2019. Disponível em: https://www.oasisbr.ibict.br/vufind/Record/BRCRIS_e6ec295c26f256dd80170e5e8e608b5e. Acesso em: 10 jun. 2022.

HSU, J. H.; LO, S. L. Effect of composting on characterization and leaching of copper, manganese, and zinc from swine manure. **Environmental Pollution**, v. 114, n. 1, p. 119-127, ago. 2001. DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/s0269-7491\(00\)00198-6](http://dx.doi.org/10.1016/s0269-7491(00)00198-6). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0269749100001986?via%3Dihub>. Acesso em: 02 out. 2023.

INÁCIO, C. T. *et al.* Struvite Precipitation in Composting Leachate for Use as Fertilizer. **Revista Virtual de Química**, v. 14, n. 5, p. 870-876, abr. 2022. DOI: <http://dx.doi.org/10.21577/1984-6835.20220042>. Disponível em:

<https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1142346/precipitacao-de-estruvita-em-lixiviado-de-compostagem-para-uso-como-fertilizante>. Acesso em: 11 jul. 2022.

INACIO, C. T.; MILLER, P. R. M. **Compostagem**: prática para a gestão de resíduos orgânicos. 1 ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2009. 156 p. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/663578>. Acesso em: 11 jul. 2022.

KOWALENKO, C.G.; IVARSON, K.C.; CAMERON, D.R. Effect of moisture content, temperature and nitrogen fertilization on carbon dioxide evolution from field soils. **Soil Biology And Biochemistry**, v. 10, n. 5, p. 417-423, jan. 1978. DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/0038-0717\(78\)90068-8](http://dx.doi.org/10.1016/0038-0717(78)90068-8). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/0038071778900688>. Acesso em: 03 nov. 2023.

KROB, A. D. *et al.* Propriedades químicas de um Argissolo tratado sucessivamente com composto de lixo urbano. **Ciência Rural**, v. 41, n. 3, p. 433-439, mar. 2011. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/s0103-84782011005000017>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/cr/a/fjX4PSqfH3MLS45Bvf7KwFf/abstract/?lang=pt>. Acesso em: 04 fev. 2024.

KROGMANN, U.; WOYCZECHOWSKI, H. Selected characteristics of leachate, condensate and runoff released during composting of biogenic waste. **Waste Management e Research**, S.L., v. 18, n. 3, p. 235-248, jan. 2000. DOI: <https://doi.org/10.1177/0734242X0001800305>. Disponível em: <https://journals.sagepub.com/doi/abs/10.1177/0734242x0001800305>. Acesso em: 10 mar. 2024.

LI, H. *et al.* A Critical Review on the Multiple Roles of Manganese in Stabilizing and Destabilizing Soil Organic Matter. **Environmental Science & Technology**, v. 55, n. 18, p. 12136-12152, set. 2021. DOI: <http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.1c00299>. Disponível em: <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.1c00299>. Acesso em: 15 jan. 2024.

LIMA, L. C. *et al.* Potencial de contaminação do solo após processo de compostagem em pátio não impermeabilizado. **Revista Engenharia na Agricultura - REVENG**, v. 25, n. 4, p. 298-306, nov. 2017. DOI: <https://doi.org/10.13083/reveng.v25i4.759>. Disponível em: <https://periodicos.ufv.br/reveng/article/view/683>. Acesso em: 15 jan. 2024

LIMA JUNIOR, R. G. de S. *et al.* Avaliação de novas práticas de compostagem em pequena escala com aproveitamento energético. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [S.L.], v. 22, n. 2, p. 361-370, jan. 2017. FapUNIFESP (SciELO). DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522016159687>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/qtqhQ3Wv4HrRy4yCVjQwvsS/?lang=pt#>. Acesso em: 15 jan. 2024.

LISBOA, C. C. *et al.* Lixiviação de nitrato e amônio em Latossolo Vermelho distroférico. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias - Brazilian Journal of Agricultural Sciences**, v. 14, n. 2, p. 1-8, 2019. DOI: <https://doi.org/10.5039/agraria.v14i2a5658>. Disponível em: <http://www.agraria.pro.br/ojs32/index.php/RBCA/article/view/v14i2a5658>. Acesso em: 15 nov. 2023.

LIU, J.; ZHU, J.. A Calcium Sensor Homolog Required for Plant Salt Tolerance. **Science**, v. 280, n. 5371, p. 1943-1945, jun. 1998. American Association for the Advancement of Science (AAAS). DOI: <http://dx.doi.org/10.1126/science.280.5371.1943>. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.280.5371.1943>. Acesso em: 15 nov. 2023.

LORENSINI, F. *et al.* Lixiviação e volatilização de nitrogênio em um Argissolo cultivado com videira submetida à adubação nitrogenada. **Ciência Rural**, v. 42, n. 7, p. 1173-1179, jul. 2012. DOI: <https://doi.org/10.1590/s0103-84782012005000038>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/cr/a/Z8RcsnqHWFDNtGc8LqHBTDn/?lang=pt>. Acesso em: 15 nov. 2023.

MAULINI-DURAN, C. *et al.* Gaseous emissions in municipal wastes composting: effect of the bulking agent. **Bioresource Technology**, [S.L.], v. 172, p. 260-268, nov. 2014. Elsevier BV. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2014.09.041>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0960852414012929?via%3Dihub>. Acesso em: 27 fev. 2024.

MENDES, W. C. *et al.* Potassium leaching in different soils as a function of irrigation depths. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 20, n. 11, p. 972-977, set. 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v20n11p972-977>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbeaa/a/y6rKHWynQ38WfXNqTbMShsH/?lang=en>. Acesso em: 10 out. 2023.

MERSONI, C.; REICHERT, G. A. Comparação de cenários de tratamento de resíduos sólidos urbanos por meio da técnica da Avaliação do Ciclo de Vida: o caso do município de Garibaldi, RS. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 22, n. 5, p. 863-875, out. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1590/s1413-41522017150351>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/dbK94bttFv6xGnHsbWsnMDh/?lang=pt>. Acesso em: 04 out. 2022.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. 2 ed. Lavras: Universidade Federal e Lavras, 2006. 729 p. Disponível em: http://www.esalq.usp.br/departamentos/lso/arquivos_aula/LSO_400%20Livro%20-%20Microbiologia%20e%20bioquimica%20do%20solo.pdf. Acesso em: 04 out. 2022.

MORTULA, M. M. *et al.* Sustainable management of organic wastes in Sharjah, UAE through co-composting. **Methods and Protocols**, v. 3, n. 4, p. 76, nov. 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/mps3040076>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2409-9279/3/4/76>. Acesso em: 04 out. 2022.

NUNES, M. U. C. Compostagem laminar como estratégia de sustentabilidade para sistemas de produção de coco no Nordeste. In: SEMINÁRIO SOBRE MANEJO SUSTENTÁVEL PARA A CULTURA DO COQUEIRO, 2017, Aracaju. Resultados de pesquisa e estudo de casos: anais. Brasília, DF: Embrapa, 2017. p. 89-105. Disponível em: <https://www.embrapa.br/arroz-e-feijao/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1076353/compostagem-laminar-como-estrategia-de-sustentabilidade-para-sistemas-de-producao-de-coco-no-nordeste>. Acesso em: 18 jun. 2022.

NUNES, M. U. C.; SANTOS, J. R. Alternativas tecnológicas para o aproveitamento de resíduos de coqueiro gigante para produção de adubo orgânico, compostagem e outras. *In: CINTRA, F. L. D. et al. Fundamentos tecnológicos para a revitalização das áreas cultivadas com coqueiro gigante no nordeste do Brasil*. Aracaju: Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2009. p. 127-144. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/427720/alternativas-tecnologicas-para-o-aproveitamento-de-residuos-de-coqueiro-gigante-para-producao-de-adubo-organico-compostagem-e-outras>. Acesso em: 17 fev. 2024.

ÖBERG, G. Chloride and Organic Chlorine in Soil. *Acta Hydrochimica Et Hydrobiologica*, v. 26, n. 3, p. 137-144, dez. 1998. Wiley. DOI: [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1521-401X\(199805\)26:3<137::AID-AHEH137>3.0.CO;2-1](https://doi.org/10.1002/(SICI)1521-401X(199805)26:3<137::AID-AHEH137>3.0.CO;2-1). Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/%28SICI%291521-401X%28199805%2926%3A3%3C137%3A%3AAID-AHEH137%3E3.0.CO%3B2-1>. . Acesso em: 14 jun. 2023.

ÖBORN, I. *et al.* Critical aspects of potassium management in agricultural systems. *Soil Use and Management*, v. 21, n. 1, p. 102-112, jun. 2008. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2005.tb00114.x>. Disponível em: <https://bsssjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1475-2743.2005.tb00114.x>. Acesso em: 19 jul. 2023.

OLADEJI, O. *et al.* Nitrogen release and plant available nitrogen of composted and un-composted biosolids. *Water Environment Research*, v. 92, n. 4, p. 631-640, out. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1002/wer.1260>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/wer.1260>. Acesso em: 19 jul. 2023.

ONWOSI, C. O. *et al.* Composting technology in waste stabilization: on the methods, challenges and future prospects. *Journal Of Environmental Management*, v. 190, p. 140-157, abr. 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.12.051>. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/28040590/>. Acesso em: 17 ago. 2023.

PEREIRA NETO, J. T. **Manual de compostagem: processo de baixo custo**. 22 ed. Viçosa: Ed. UFV, 2007. 81p.

RAIJ, B. V. **Fertilidade do solo e adubação**. Piracicaba: Internacional Plant Nutrition Institute, 2011. 420 p.

RAJ, D.; ANTIL, R. S. Evaluation of maturity and stability parameters of composts prepared from agro-industrial wastes. *Bioresource Technology*, v. 102, n. 3, p. 2868-2873, fev. 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.10.077>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0960852410017335?via%3Dihub>. Acesso em: 06 jun. 2022.

RODRIGUES, C. A. de O. *et al.* **Valorização de resíduos orgânicos**. Brasília: Plansab, 2019. Disponível em:

https://antigo.mdr.gov.br/images/stories/ArquivosSNSA/Arquivos_PDF/plansab/4-CadernotematicoValorizacaodeResiduosOrganicos.pdf. Acesso em: 06 jun. 2022.

ROY, D. *et al.* Composting leachate: characterization, treatment, and future perspectives. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 17, n. 2, p. 323-349, fev. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11157-018-9462-5>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11157-018-9462-5>. Acesso em: 13 jul. 2023.

SALEEM, A. *et al.* Transformations of phosphorus and other plant nutrients in poultry litter composted with sugarcane and cabbage wastes. **Compost Science & Utilization**, v. 26, n. 2, p. 114-127, mar. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1080/1065657x.2017.1396268>. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/1065657X.2017.1396268>. Acesso em: 13 jul. 2023.

SALMI, G. P.; SALMI, A. P.; ABOUD, A. C. de S. Dinâmica de decomposição e liberação de nutrientes de genótipos de guandu sob cultivo em aléias. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 41, n. 4, p. 673-678, abr. 2006. FapUNIFESP (SciELO). DOI: <https://doi.org/10.1590/s0100-204x2006000400019>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/pab/a/ynFX3ZJdcpmKTbNsk8FFssf/?lang=pt>. Acesso em: 08 ago. 2023.

SCHWENGBER, J. E.; SCHIEDECK, G.; GONÇALVES, M. de M. **Compostagem laminar – uma alternativa para o manejo de resíduos orgânicos**. Pelotas: Embrapa Clima Temperado, 2007. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/746034/compostagem-laminar---uma-alternativa-para-o-manejo-de-residuos-organicos>. Acesso em: 05 ago. 2023.

SHEPHERD, M. A.; BENNETT, G. Nutrient leaching losses from a sandy soil in lysimeters. **Communications In Soil Science And Plant Analysis**, v. 29, n. 7-8, p. 931-946, nov. 1998. Informa UK Limited. DOI: <http://dx.doi.org/10.1080/00103629809369997>. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/00103629809369997>. Acesso em: 03 set. 2023.

SILVA, N. F. da *et al.* Distribution of solutes NO₃⁻ e ca in soil columns with vinasse. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**, v. 10, n. 4, p. 777-786, ago. 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.7127/rbai.v10n400433>. Disponível em: https://www.inovagri.org.br/revista/index.php/rbai/article/view/433/pdf_287. Acesso em: 03 set. 2023.

SILVA, R. M. *et al.* Análise da viabilidade técnica da compostagem para produção de adubo orgânico. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 11, n. 2, p. 182-191, fev. 2020. DOI: <http://dx.doi.org/10.6008/cbpc2179-6858.2020.002.0020>. Disponível em: <https://www.sustenere.inf.br/index.php/rica/article/view/CBPC2179-6858.2020.002.0020>. Acesso em: 01 set. 2023.

SUPPTITZ, L.; CHECHI, L. A.; DREBES, L. M. Compostagem como estratégia de sustentabilidade: relato de experiência sobre o programa lixo orgânico zero. **Revista Tecnologia e Sociedade**, v. 18, n. 53, p. 180-192, set. 2022. Universidade Tecnológica

Federal do Paraná (UTFPR). DOI: 10.3895/rts.v18n53.15788. Disponível em: <https://periodicos.utfpr.edu.br/rts/article/view/15788>. Acesso em: 01 set. 2023.

SWATI *et al.* Scenario of Landfilling in India: problems, challenges, and recommendations. **Handbook Of Environmental Materials Management**, p. 1-16, mai. 2018. DOI: http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-58538-3_167-1. Disponível em: https://link.springer.com/referenceworkentry/10.1007/978-3-319-58538-3_167-1. Acesso em: 02 jul. 2022.

TEDESCO, M. J. *et al.* **Análise de solo, plantas e outros materiais**. 2.ed. Porto Alegre, Departamento de Solos da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 1995. 174p. (Boletim Técnico de Solos, 5).

TEIXEIRA, P. C. *et al.* (ed.). **Manual de Métodos de Análise de Solo**. 3. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2017. 577 p. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1085209/manual-de-metodos-de-analise-de-solo>. Acesso em: 05 jul. 2023.

TEODORO, M.; PEREIRA, A. M. L. Aproveitamento de resíduos de pescado na confecção de composto orgânico para produção de mudas de alface. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 26, n. 3, p. 441-449, jun. 2021. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-415220180172>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/DYbTsZHXRWm4Q7KKsr3pRHq/?lang=pt&format=pdf>. Acesso em: 05 jul. 2023.

WAKEEL, A. Potassium–sodium interactions in soil and plant under saline-sodic conditions. **Journal Of Plant Nutrition And Soil Science**, v. 176, n. 3, p. 344-354, mai. 2013. Wiley. DOI: <http://dx.doi.org/10.1002/jpln.201200417>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/jpln.201200417>. Acesso em: 01 set. 2023.

WANG, X. *et al.* Influence of conditioner proportion on aerobic composting of food waste and microbial characteristics. **Chinese Journal Of Environmental Engineering**, [S.L.], v. 10, n. 6, p. 3215-3222, jun. 2016. DOI: 10.12030/j.cjee.201501137. Disponível em: <http://www.cjee.ac.cn/en/article/doi/10.12030/j.cjee.201501137>. Acesso em: 01 fev. 2024

WANG, Y. *et al.* Effects of Long-Term Application of Cl-Containing Fertilizers on Chloride Content and Acidification in Brown Soil. **Sustainability**, v. 15, n. 11, p. 8801, mai. 2023. DOI: <http://dx.doi.org/10.3390/su15118801>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2071-1050/15/11/8801>. Acesso em: 05 out. 2023.

WERLE, R.; GARCIA, R. A.; ROSOLEM, C. A. Lixiviação de potássio em função da textura e da disponibilidade do nutriente no solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 6, p. 2297-2305, dez. 2008. DOI: <https://doi.org/10.1590/s0100-06832008000600009>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbcs/a/bWXMZQPnWW8FQTp7m48C7Bs/?lang=pt>. Acesso em: 14 ago. 2023.

YANG, X. *et al.* Erratum to: a randomised translational trial of lifestyle intervention using a 3-tier shared care approach on pregnancy outcomes in chinese women with gestational diabetes mellitus but without diabetes. **Journal Of Translational Medicine**, [S.L.], v. 13, n.

1, p. 70, 2015. Springer Science and Business Media LLC. DOI: <http://dx.doi.org/10.1186/s12967-014-0332-9>. Disponível em: https://link.springer.com/article/10.1186/s12967-014-0332-9?utm_source=getftr&utm_medium=getftr&utm_campaign=getftr_pilot. Acesso em: 01 fev. 2024.

ZENG, Q.; BROWN, P. H.; HOLTZ, B. A. Potassium fertilization affects soil K, leaf K concentration, and nut yield and quality of mature pistachio trees. **HortScience**, v. 36, n. 1, p. 85-89, 2001. Disponível em: <https://journals.ashs.org/hortsci/downloadpdf/journals/hortsci/36/1/article-p85.pdf>. Acesso em: 15 set. 2023.