

UNIVERSIDADE DO ESTADO DE SANTA CATARINA – UDESC
CENTRO DE CIÊNCIAS AGROVETERINÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

CINDY FERNANDES MENDES

**ATRIBUTOS FÍSICOS, QUÍMICOS E BIOLÓGICOS DE UM SOLO SOB
PROCESSO DE RECICLAGEM DE RESÍDUOS ORGÂNICOS DOMÉSTICOS**

LAGES

2022

CINDY FERNANDES MENDES

**ATRIBUTOS FÍSICOS, QUÍMICOS E BIOLÓGICOS DE UM SOLO SOB
PROCESSO DE RECICLAGEM DE RESÍDUOS ORGÂNICOS DOMÉSTICOS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, da Universidade do Estado de Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciência do Solo.

Orientador: Prof. Dr. Jackson Adriano Albuquerque

Coorientador: Prof. Dr. Germano Güttler

LAGES

2022

**Ficha catalográfica elaborada pelo programa de geração automática da
Biblioteca Setorial do CAV/UDESC,
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)**

Mendes, Cindy

ATRIBUTOS FÍSICOS, QUÍMICOS E BIOLÓGICOS DE UM
SOLO SOB PROCESSO DE RECICLAGEM DE RESÍDUOS
ORGÂNICOS DOMÉSTICOS / Cindy Mendes. -- 2022.

84 p.

Orientador: Jackson Adriano Albuquerque

Coorientador: Germano Guttler

Dissertação (mestrado) -- Universidade do Estado de Santa
Catarina, Centro de Ciências Agroveterinárias, Programa de
Pós-Graduação em Ciência do Solo, Lages, 2022.

1. Reciclagem. 2. Resíduos Orgânicos. 3. Carbono. 4. Sódio. I.
Adriano Albuquerque, Jackson. II. Guttler, Germano. III.
Universidade do Estado de Santa Catarina, Centro de Ciências
Agroveterinárias, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo.
IV. Título.

CINDY FERNANDES MENDES

**ATRIBUTOS FÍSICOS, QUÍMICOS E BIOLÓGICOS DE UM SOLO SOB
PROCESSO DE RECICLAGEM DE RESÍDUOS ORGÂNICOS DOMÉSTICOS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, da Universidade do Estado de Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciência do Solo.

Orientador: Prof. Dr. Jackson Adriano Albuquerque

Coorientador: Prof. Dr. Germano Güttler

BANCA EXAMINADORA

Orientador: _____

Prof. Dr. Jackson Adriano Albuquerque

Universidade do Estado de Santa Catarina – UDESC

Membro interno: _____

Prof. Dr. Paulo Cezar Cassol

Universidade do Estado de Santa Catarina – UDESC

Membro Externo: _____

Profa. Dra. Luciane Costa de Oliveira

Instituto Federal de Santa Catarina - IFSC

Lages, 17 de agosto de 2022

Dedico essa dissertação aos meus pais, meu
irmão e minhas sobrinhas;
Ao meu companheiro;
Aos meus amigos;
E a todos os meus professores!

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente aos meus pais, Ana Maris Fernandes Mendes e Antonio Dias Mendes, que sempre me incentivaram e deram suporte em todas as decisões. Minha mãe em especial, que me alfabetizou e sempre esteve ao meu lado durante as lições de casa na época da escola, demonstrando o quanto era importante estudar e que sempre fica muito orgulhosa com minhas conquistas, muito obrigada!

Agradeço ao meu irmão Diego Fernandes Mendes que foi meu exemplo acadêmico, quem eu gostaria de ser e seguir!

Agradeço ao meu parceiro de vida André Pires Braga de Andrade, por todo o apoio e amor dedicado, por ser também meu parceiro de mestrado, de análises, coletas, estatísticas, escrita, obrigada por enfrentar tantas batalhas comigo, a caminhada seria bem mais difícil se não fosse compartilhada contigo!

Agradeço ao meu orientador Prof. Dr. Jackson Adriano Albuquerque, por aceitar me orientar, por toda paciência, dedicação, ensinamentos e compreensão!

Muito obrigada a todos os colegas do laboratório de Física e Manejo do Solo, pois realizar esse mestrado, ainda mais em época de pandemia, não seria possível se não fosse a ajuda de tantos amigos e colegas que compartilharam comigo seus saberes, em especial a Larissa Costa Mello, Cleiton Júnior Ribeiro Lazzari, Elias Scopel, Maria Izabel Warmling, Giulliana Momm, Jadiel Andognini, Gabriel Cunha, Daniela Tomazelli, Jéssica Favversani e aos bolsistas que tanto me ajudaram João Vitor Ritter, Guilherme Parisotto e Henrique Stockhausen.

Agradeço aos meus amigos Larissa dos Santos e Ítalo Wiering por todo companheirismo e amizade!

Agradeço a todos os meus professores, que fizeram parte em algum momento da minha jornada, graças a eles cheguei até aqui!

Agradeço ao programa Lixo Orgânico Zero e ao prof. Dr. Germano Güttler por disponibilizar locais e dados para que esse estudo fosse realizado.

A UDESC e ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, pelo ensino público e de excelência. A Fapesc, Capes e CNPq pelo suporte à pesquisa, pelo auxílio e recursos!

Agradeço a todos que de alguma forma contribuíram para que a pesquisa acontecesse e a todos que sempre torceram por mim!

RESUMO

O crescimento populacional, a urbanização e o desenvolvimento econômico são fatores que geram resíduos sólidos urbanos. Nesses resíduos a fração orgânica é a principal componente. Para reduzir a quantidade de resíduos orgânicos em aterros, os mesmos podem ser compostados. O objetivo deste estudo foi avaliar os efeitos da reciclagem de resíduos sólidos orgânicos, conduzida a céu aberto e diretamente sobre o solo, nos atributos físicos, químicos e biológicos de um Cambissolo Háptico, no município de Lages/SC. Foi selecionada uma área com histórico de aplicação de resíduos orgânicos diretamente sobre o solo há mais de um ano, a qual foi comparada com uma área adjacente sem histórico de interferência, utilizada como referência (controle). Foram coletadas amostras em quatro camadas 0-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm para análises de atributos físicos, químicos e biológicos. O processo de reciclagem de resíduos orgânicos favorece os atributos químicos do solo, através da adição de cátions básicos para a nutrição das plantas como cálcio, magnésio e potássio, eleva o pH e, consequentemente, reduz os teores de alumínio trocável. No entanto, o elevado teor de sódio inibe a atividade microbiana responsável pela ciclagem do carbono e confere caráter sódico ao solo. O sódio adicionado prejudica a estrutura do solo, pois aumenta a dispersão da argila e a densidade do solo, e reduz o diâmetro médio dos agregados, a porosidade e a água disponível no solo.

Palavras-chave: Reciclagem; Resíduos orgânicos; Carbono; Sódio.

ABSTRACT

The population growth, urbanization and economic development are factors that generate urban solid waste. In these residues the organic fraction is the main component. To reduce the sending of organic waste to landfills, they can be composted. The objective of this study was to evaluate the effects of recycling organic solid waste, carried out in the open and directly on the ground, on the physical, chemical and biological attributes of a Cambissolo Háplico, in the city of Lages/SC. An area with a history of applying organic residues directly to the soil for more than a year was selected, which was compared with an adjacent area without a history of interference, used as a reference (control). Samples were collected in four layers 0-10, 10-20, 20-40 and 40-60 cm for analysis of physical, chemical and biological attributes. The recycling process of organic residues favors the chemical attributes of the soil, through the addition of basic cations for plant nutrition such as calcium, magnesium and potassium, raises the pH and, consequently, reduces the exchangeable aluminum contents. However, the high sodium content inhibits the microbial activity responsible for carbon cycling and gives the soil a sodium character. Added sodium impairs soil structure as it increases clay dispersion and soil density, and reduces the mean aggregate diameter, porosity and available water in the soil.

Keywords: Recycling; organic waste; Carbon; Sodium.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos no Brasil em 2020.	15
Figura 2 - Disposição dos resíduos sobre o solo (A), cobertura seca adicionada sobre os resíduos (B) e plantio de hortaliças (C)	18
Figura 3 - Localização da área de estudo	25
Figura 4 – Formato dos canteiros	26
Figura 5 - Perfil do Cambissolo Háplico Distrófico onde o estudo foi realizado em Lages/SC (ANEXO A e B).....	27
Figura 6 - Coleta das amostras com estrutura preservada (A) e alterada (B).....	28
Figura 7 - Permeâmetro de carga Variável.....	31
Figura 8 - Amostras no aparelho de oscilação vertical.....	32
Figura 9 - Amostras incubadas em temperatura controlada	35
Figura 10 - Teores de sódio (Na^+) e potássio (K^+) no controle e na reciclagem de resíduos orgânicos em duas épocas e quatro camadas do Cambissolo Háplico Distrófico, Lages/SC.....	38
Figura 11 - Teores de Cálcio (Ca^{2+}) e de Magnésio (Mg^{2+}) no controle e na reciclagem de resíduos orgânicos em duas épocas e quatro camadas do Cambissolo Háplico Distrófico, Lages/SC.....	40
Figura 12 - Teores de alumínio (Al^{3+}), Saturação por Bases e pH no controle e na reciclagem de resíduos orgânicos em duas épocas e quatro camadas do Cambissolo Háplico Distrófico, Lages/SC.....	43
Figura 13 - Teores de Fósforo disponível (P) no controle e na reciclagem de resíduos orgânicos em duas épocas e quatro camadas do Cambissolo Háplico Distrófico, Lages/SC.....	44
Figura 14 - Teores de carbono orgânico total (COT), e a percentagem de carbono orgânico particulado (COp) e de carbono orgânico associado aos minerais (COam), no controle e na reciclagem de resíduos orgânicos em duas épocas e quatro camadas do Cambissolo Háplico.....	46
Figura 15 - Carbono da biomassa microbiana (CBM) e Respiração basal do solo (RBS) Quociente metabólico (qCO_2) e Quociente microbiano (qMic) no controle e na reciclagem de resíduos orgânicos no Cambissolo Háplico Distrófico, Lages/SC.....	48
Figura 16 - Grau de floculação no controle e na reciclagem de resíduos orgânicos em duas épocas e quatro camadas do Cambissolo Háplico Distrófico, Lages/SC.	52

Figura 17 - Diâmetro médio geométrico no controle e na reciclagem de resíduos orgânicos em duas épocas e quatro camadas do Cambissolo Háplico Distrófico, Lages/SC.	53
Figura 18 - Densidade do Solo (DS) no controle e na reciclagem de resíduos orgânicos em duas épocas e quatro camadas do Cambissolo Háplico Distrófico, Lages/SC. A linha em $1,4 \text{ g cm}^{-3}$ representa o limite crítico da Ds proposto por Reichert, Reinert e Braida (2003)	55
Figura 19 - Porosidade Total (PT), macroporosidade e microporosidade no controle e na reciclagem de resíduos orgânicos em duas épocas e quatro camadas do Cambissolo Háplico Distrófico, Lages/SC.	57
Figura 20 - Capacidade de campo, ponto de murcha permanente (PMP) e água disponível no controle e na reciclagem de resíduos orgânicos em duas épocas e quatro camadas do Cambissolo Háplico Distrófico, Lages/SC.	59
Figura 21 - Condutividade Hidráulica Saturada (Ks) no controle e na reciclagem de resíduos orgânicos em duas épocas e quatro camadas do Cambissolo Háplico Distrófico, Lages/SC.	60
Figura 22 - Análise dos componentes principais para o controle (CT11) e a reciclagem de resíduos orgânicos (RRO11) na primeira coleta e primeira camada do Cambissolo Háplico Distrófico, Lages/SC.	62
Figura 23 - Análise dos componentes principais para o controle (CT21) e a reciclagem de resíduos orgânicos (RRO21) na segunda coleta e primeira camada do Cambissolo Háplico Distrófico, Lages/SC.	63

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO.....	12
1.1	OBJETIVOS	14
1.1.1	Objetivo Geral.....	14
1.1.2	Objetivos Específicos	14
1.2	HIPÓTESE	14
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	15
2.1	COMPOSTAGEM.....	15
2.2	MÉTODO LAGES DE COMPOSTAGEM	17
2.3	APLICAÇÃO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS NO SOLO	19
2.3.1	Benefícios da adição de resíduos orgânicos no solo	19
2.3.2	Prejuízos da adição de resíduos orgânicos no solo	23
3	MATERIAL E MÉTODOS	25
3.1	LOCAL DO ESTUDO	25
3.2	CARACTERÍSTICAS DO SOLO.....	27
3.3	COLETA DO SOLO	28
3.4	ANÁLISE DOS ATRIBUTOS FÍSICOS, QUÍMICOS E BIOLÓGICOS DO SOLO	30
3.4.1	Atributos Físicos do Solo.....	30
3.4.2	Atributos Químicos do Solo	33
3.4.3	Atributos Biológicos do Solo	34
3.5	ANÁLISES ESTATÍSTICAS	35
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	37
4.1	ATRIBUTOS QUÍMICOS DO SOLO	37
4.1.1	Cátions trocáveis e pH.....	37
4.1.2	Teor de Fósforo disponível.....	44
4.1.3	Carbono orgânico total.....	45
4.2	ATRIBUTOS BIOLÓGICOS DO SOLO	47

4.3	ATRIBUTOS FÍSICOS DO SOLO.....	50
4.3.1	Grau de Flocculação.....	51
4.3.2	Estabilidade dos agregados.....	53
4.3.3	Densidade do solo.....	55
4.3.4	Porosidade.....	56
4.3.5	Água no solo.....	58
4.4	ANÁLISE DOS COMPONENTES PRINCIPAIS.....	62
5	CONCLUSÕES.....	64
	REFERÊNCIAS.....	65
	ANEXO A - PARTE DO MAPA GEOLÓGICO (CPRM, 2014) DO MUNICÍPIO DE LAGES.....	81
	ANEXO B – PERFIL DE SOLO.....	82
	ANEXO C - CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA E FÍSICA DO PERFIL - Cambissolo Háplico Distrófico.....	83

1. INTRODUÇÃO

O crescimento populacional, a urbanização e o desenvolvimento econômico são fatores que geram resíduos urbanos e industriais. Esse rápido crescimento populacional, aliado à urbanização, dificulta a prestação de serviços adequados de coleta de lixo e tratamento de resíduos (BROWN, 2015; FRANCO et al., 2021)

Do total de resíduos sólidos urbanos gerados globalmente, 44% correspondem a alimentos e resíduos verdes (podas, gramas). No entanto, apenas 5,5% dos resíduos sólidos urbanos (RSU) gerados é encaminhado para compostagem ou outras formas de valorização (CESTONARO; DE VASCONCELOS BARROS; DE MATOS, 2022; KAZA et al., 2018). No Brasil 80 milhões de toneladas de RSU foram gerados em 2020, dentre esses resíduos a fração orgânica foi a principal componente, com 45%, correspondendo a aproximadamente 170 kg de matéria orgânica descartada por pessoa a cada ano (ABRELPE, 2020).

A gestão dos RSU é um serviço público indispensável para a humanidade. As tecnologias empregadas para disposição e aproveitamento de resíduos são bastante revisadas na literatura, destacando-se três principais rotas tecnológicas, com rentabilidade e aceitabilidade ambiental e social: a rota térmica (gaseificação, pirólise, incineração), rota de bioconversão (digestão anaeróbia, compostagem) e deposição em aterro (KHAN et al., 2022; PADILHA; MESQUITA, 2022).

Os aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos representam a opção dominante para disposição de resíduos em muitas partes do mundo. Em geral, os custos comparativamente altos das alternativas de tratamento e disposição são uma das principais razões para a dependência de aterros sanitários de RSU (CODIGNOLE et al., 2015; PADILHA; MESQUITA, 2022). A maioria desses aterros é administrada por empresas privadas contratadas pelos municípios, que pagam pela massa de material depositada (GREICE et al., 2017), portanto quanto menos material é destinado ao aterro, menor os custos para os municípios.

Uma alternativa de destinação dos resíduos orgânicos ao lugar de envio aos aterros, é sua compostagem, onde a fração orgânica dos RSU é convertida em um produto estável que pode ser utilizado como fonte de nutrientes para o crescimento das plantas e melhoria das propriedades físicas do solo (GERALDO et al., 2022; HAUG, 1993).

A realização de programas de compostagem em diferentes níveis desempenha um papel crucial no objetivo final de cidades e comunidades sustentáveis. A aplicação do composto na

produção agrícola pode melhorar as propriedades físicas, químicas e microbiológicas do solo, melhorando assim a segurança alimentar (SÁNCHEZ; OSPINA; MONTOYA, 2017; WANG et al., 2021). Além disso, dá uso a subprodutos orgânicos considerados descartáveis, através da recirculação de nutrientes, especialmente de áreas urbanas (GRAVERT et al., 2021).

O uso de compostos oriundos de resíduos orgânicos é bem discutido na literatura, através da adição de dejetos líquidos suíno (MAFRA et al., 2015; RECH et al., 2018), esterco suíno (CASSOL et al., 2012; GATIBONI et al., 2015), cama de aviário (LUNARDI NETO et al., 2008; RAUBER et al., 2012) e compostos de resíduos sólidos urbanos (FEDER, 2018; HARGREAVES; ADL; WARMAN, 2008; PARADELO et al., 2011; SOMERVILLE; MAY; LIVESLEY, 2018).

A adição desses resíduos orgânicos ao solo incrementa os teores de matéria orgânica e melhora os atributos químicos, com adição de cátions básicos e carbono orgânico, incremento do pH e imobilização do alumínio (ERNANI, 2016), os atributos físicos são favorecidos com a estabilização dos agregados, aumento da porosidade e diminuição da densidade do solo (BRAIDA et al., 2011) e estimula os processos biológicos do solo através do aumento da biomassa microbiana (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

Todavia, estudos sobre a influência do processo de compostagem de resíduos sólidos urbanos diretamente sobre o solo, sem nenhum tipo de impermeabilização, em atributos físicos químicos e biológicos do solo ainda são escassos (LAZZARI et al., 2020). Existe uma preocupação com o excesso de elementos que este processo pode proporcionar ao solo, pois o lixiviado resultante do processo de compostagem que infiltra no solo pode ser ambientalmente problemático devido à existência de sais orgânicos e inorgânicos, elementos traços, nitrato e fósforo (CHATTERJEE et al., 2013). Cátions em excesso, principalmente Na^+ , podem prejudicar a estrutura do solo com a dispersão das partículas de argila (ALBUQUERQUE et al., 2002, 2011; PÉRTILE et al., 2012; MEDEIROS et al., 2013) e inibir processos microbianos (HAJ-AMOR et al., 2022).

Com o objetivo de garantir que a reciclagem de resíduos orgânicos diretamente sobre o solo seja uma alternativa segura e viável, que não cause problemas na química, física e biologia do solo, deve ser analisada as interrelações entre esses atributos que controlam os processos e os aspectos relacionados à sua variação no tempo e no espaço. Este projeto se justifica para analisar se as alterações no solo podem alterar diretamente sua estrutura e atividade biológica

e, em consequência, a fertilidade, com reflexos na sua qualidade e na produtividade das culturas (CARNEIRO et al., 2009; CUNHA et al., 2012).

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

Avaliar os efeitos da Reciclagem de Resíduos Orgânicos, conduzidos a céu aberto e diretamente sobre o solo, nos atributos físicos, químicos e biológicos de um Cambissolo Háplico, no município de Lages/SC.

1.1.2 Objetivos Específicos

- Avaliar se a reciclagem de resíduos orgânicos eleva o teor de nutrientes e carbono orgânico do solo;
- Avaliar se a reciclagem de resíduos orgânicos eleva os teores de sódio e, com isso, degrada a estrutura do solo;
- Avaliar se a reciclagem de resíduos orgânicos estimula a atividade microbológica do solo.

1.2 HIPÓTESE

- A reciclagem de resíduos orgânicos eleva o teor de nutrientes e Carbono Orgânico, com isso, estimula a atividade microbológica do solo;
- A reciclagem de resíduos orgânicos eleva os teores de sódio e, com isso, degrada a estrutura do solo.

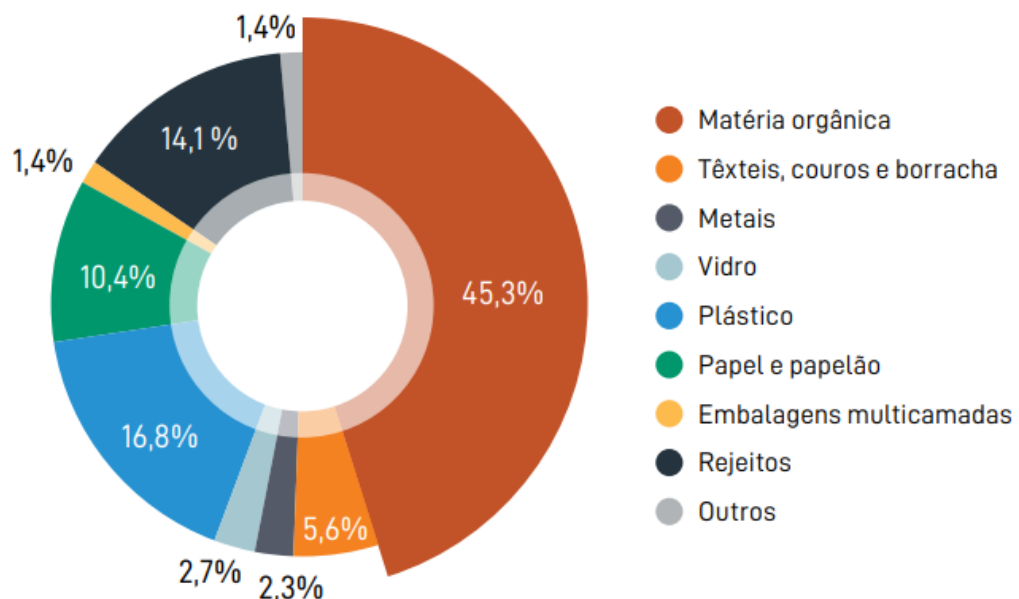
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 COMPOSTAGEM

O crescimento acelerado e desordenado das cidades brasileiras, associado ao crescimento populacional e ao consumo, em larga escala, de produtos industrializados e descartáveis, tem causado um aumento expressivo na quantidade de resíduos sólidos urbanos (RSU) de origem domiciliar e pública (BRASIL, 2019). Grande parte pode ser recuperada desde que coletada e manejada de forma favorável a sua reciclagem nos ciclos produtivos. Sobras de alimentos, galhadas e folhas de árvores (resíduos úmidos) podem ser destinadas às unidades de compostagem. Papéis, plásticos, metais, vidros (resíduos secos), após triagem, podem ser recuperados em processos industriais (SNIS, 2021).

De acordo com os dados publicados pela Abrelpe (2020), a fração orgânica, abrange sobras e perdas de alimentos, resíduos verdes e madeiras, é a principal componente dos RSU, com 45% (Figura 1). Os resíduos recicláveis secos somam 34%, sendo compostos principalmente pelos plásticos (17%), papel e papelão (10%), vidros (2,7%), metais (2,3%) e embalagens multicamadas (1,4%). Outros resíduos somam 21%, dentre os quais resíduos têxteis, couros e borrachas representam 5,6%, e rejeitos compostos principalmente por resíduos sanitários que representam 14%.

Figura 1 – Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos no Brasil em 2020.



Fonte: Abrelpe (2020)

A Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS), Lei nº 12.305/2010 em seu art. 3º, inciso VII, define que algumas das destinações finais ambientalmente adequadas para RSU compreende a reciclagem e a compostagem, observando normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar impactos ambientais adversos (BRASIL, 2010).

A PNRS define reciclagem como o processo de transformação dos resíduos sólidos que envolve a alteração de suas propriedades físicas, físico-químicas ou biológicas, com vistas à transformação em insumos ou novos produtos, e, portanto, pode ser aplicada tanto para resíduos secos como orgânicos.

De acordo com Conama (2017) o processo de compostagem pode ser definido como a degradação controlada de resíduos orgânicos por uma diversidade de microrganismos, em fase termofílica e aerobiose, que tem como resultado um composto orgânico com atributos distintos dos resíduos que o originaram.

Dessa forma, o processo de compostagem é o que apresenta maior viabilidade técnica e econômica e com menores riscos, utiliza-se os resíduos orgânicos de maior facilidade de segregação na fonte, como em residências, feiras livres, mercados municipais, manutenção de áreas verdes, restaurantes e iniciativas comunitárias (BRASIL, 2022).

No entanto, existem alguns fatores que podem afetar a eficácia da compostagem, como temperatura, aeração, umidade, relação C/N, tamanho de partícula, pH e grau de compactação. A temperatura, por exemplo, é um fator significativo que determina a eficácia da compostagem, ela evolui ao longo de todo o processo de compostagem e de acordo com diferentes temperaturas, o processo de compostagem pode ser dividido em quatro fases, mesofílica, termofílica, resfriamento e maturação, caso algumas das fases não sejam atingidas, o processo de decomposição é comprometido (CHEN; ZHANG; YUAN, 2020).

De acordo com Kiehl (1985) a primeira fase da compostagem, conhecida como mesofílica (de aquecimento), tem duração de poucos dias e fornece condições necessárias para que o processo se inicie, predominam temperaturas moderadas, entre 30 e 45°C. A segunda fase de temperatura evidenciada pela compostagem é a fase termofílica, é nesta fase que o material atinge a temperatura máxima, geralmente maior que 55 °C (BOSCO, 2017). Neste momento é que ocorre a máxima decomposição dos compostos orgânicos, sendo considerada uma fase de degradação ativa, somente quando o substrato orgânico é em sua maior parte degradado é que a temperatura volta a decair (fase mesofílica de resfriamento) e a população termofílica tende a

ser desativada, o que faz com que a atividade biológica reduza significativamente e os microrganismos mesofílicos voltem a se instalar (ANDREOLI et al., 2001). Por fim, a maturação é a última etapa da degradação do material na compostagem. Para essa etapa o oxigênio requerido é menor, a temperatura está próxima à temperatura ambiente e há a mineralização da matéria orgânica (BOSCO, 2017).

De acordo com Chen, Zhang e Yuan (2020) a compostagem é um processo aeróbico, através do qual O_2 é consumido e CO_2 e H_2O são liberados, portanto, a aeração é outro fator importante que influencia a compostagem. Quando se busca a compostagem de resíduos orgânicos, procura-se oferecer um ambiente aeróbio para que os microrganismos se desenvolvam, diminuindo, assim, a emissão de odores e de gases causadores do efeito estufa, além disso, a presença de oxigênio na compostagem faz com que ocorra uma decomposição mais rápida da matéria orgânica. Dessa forma, o revolvimento nas leiras diminui o tempo de compostagem (COTTA et al., 2015; KIEHL, 2004).

2.2 MÉTODO LAGES DE COMPOSTAGEM

O Método Lages de Compostagem (MLC) é um método de compostagem acessível e de execução simples, que foi desenvolvido inicialmente para ser aplicado nas escolas públicas da cidade de Lages/SC. Difere dos processos convencionais de compostagem através das seguintes características: I) colocação laminar dos resíduos orgânicos, dispensa a formação de leiras; II) não necessita de uma composteira; III) período de compostagem curto, menos de 30 dias; III) associação de horta e compostagem no mesmo local pois o cultivo de hortaliças é realizado diretamente sobre a compostagem (GUTTLER, 2019).

O MLC baseia-se em adicionar o resíduo orgânico produzido diretamente sobre o solo (Figura 2), aplica-se uma cobertura de aproximadamente 10 cm de serragem, cinza, folhas de grama cortada ou outro material seco que proteja o resíduo orgânico e diminua os odores que ocorrem no processo de decomposição. Após aproximadamente trinta dias, pode ser cultivado hortaliças ou outras plantas de interesse, no mesmo local onde foi realizado o MLC. Ele tem como objetivo encurtar o ciclo de reciclagem, destinar os resíduos adequadamente próximo a fonte geradora e cultivar hortaliças.

Figura 2 - Disposição dos resíduos sobre o solo (A), cobertura seca adicionada sobre os resíduos (B) e cultivo de hortaliças (C)



Fonte: Elaborada pela autora (2022)

Sari (2020) ao analisar as propriedades físicas e químicas de solos em que foram realizados o MLC em vasos, constatou queda contínua da temperatura durante o processo de compostagem com o passar dos dias, de próximo a 40°C para 20°C, portanto concluiu que não foi atingida a temperatura característica da fase termófila (entre 40° e 65°C). Essa fase é necessária para que ocorra a eliminação de possíveis patógenos existentes no resíduo.

Como o método não atinge uma das características essenciais para ser denominado compostagem, a autora sugere que ele seja referido como reciclagem de resíduos orgânicos e não como compostagem.

2.3 APLICAÇÃO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS NO SOLO

Os resíduos orgânicos (RO) são derivados de materiais residuais de origem industrial, agrícola e urbano. Devido aos teores de nutrientes presentes no RO, muitos estudos têm destacado as vantagens de sua aplicação como substituto de fertilizantes como prática agroecológica para a agricultura sustentável (WEZEL et al., 2014; HO et al., 2022; RODRÍGUEZ-BERBEL et al., 2022). A correção do solo com resíduos orgânicos urbanos e animais pode desempenhar um papel crucial na manutenção da fertilidade das terras aráveis e como alternativa aos fertilizantes solúveis (GRAVERT et al., 2021). Recentemente os fertilizantes estão com preços muito elevados, em função da baixa produção deles no Brasil, bem como por problemas geopolíticos mundiais. Além disso, oferece uma alternativa de uso a subprodutos orgânicos considerados descartáveis pela recirculação de nutrientes, especialmente de áreas urbanas (CHEN; ZHANG; YUAN, 2020).

2.3.1 Benefícios da adição de resíduos orgânicos no solo

Dentre os RO mais utilizados na agricultura, destacam-se dejetos líquidos suínos, cama sobreposta de suínos, cama de aves, biochar, compostos de RSU e resíduos vegetais. Por exemplo, o dejetos suíno é uma importante fonte de nutrientes em solos cultivados sob diversos sistemas de manejo, suas aplicações repetidas podem melhorar as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo e ter efeitos positivos na produtividade das culturas (CASSOL et al., 2012; MAFRA et al., 2015; RODRIGUES et al., 2021). Esses benefícios se devem principalmente ao aumento dos teores de matéria orgânica, que favorecem a agregação do solo

e a disponibilidade de nutrientes para as plantas (SPAGNOLLO et al.; 2002; BAYER et al., 2003; COOPER et al., 2020; SANTOS et al., 2022).

As diferenças na natureza dos RO proporcionam características diferenciadas nos materiais orgânicos que os compõem (C lábil ou resiliente), que, juntamente com os parâmetros ambientais (temperatura, umidade, clima), determinam a disponibilidade de nutrientes (carbono, nitrogênio e fósforo) nos solos (VELOSO et al., 2018; RODRÍGUEZ-BERBEL et al., 2022).

Os compostos de RSU contém grande quantidade de matéria orgânica solúvel proveniente do processo biológico oxidativo pelo qual substâncias orgânicas biodegradáveis favorecem a qualidade do solo. O composto também contém macronutrientes (nitrogênio, fósforo, potássio), micronutrientes (cobre, zinco, ferro, manganês), metais pesados (chumbo, cádmio, cromo) e consórcios microbianos como protistas, fungos, oomicetos, leveduras, actinomicetos e bactérias (EPELDE et al., 2018; DE CORATO, 2020).

Existe extensa literatura sobre os benefícios da adição de compostos de RSU na correção do solo, nomeadamente a melhoria da estrutura do solo, por exemplo, com o aumento da estabilidade dos agregados e fertilidade, com incrementos no teor de matéria orgânica do solo e relação C/N (HARGREAVES; ADL; WARMAN, 2008; BRAIDA et al., 2011; SRIVASTAVA et al., 2016; CHELINHO et al., 2019).

A longo prazo, muitas das propriedades físicas dos solos são, na maioria dos casos, melhoradas pela adição de RO. A agregação e a estabilidade estrutural são melhoradas, especialmente para os resíduos orgânicos mais estáveis e quando são trazidos em grandes quantidades. Além disso, a aplicação regular de resíduos orgânicos aumenta a capacidade de infiltração e porosidade do solo e todos os tamanhos de poros são afetados. Indiretamente, a melhoria de todas essas propriedades reduz o risco de erosão por escoamento e facilita o desenvolvimento das raízes, enquanto o trabalho das minhocas é melhorado, como resultado, a densidade do solo diminui e a capacidade de retenção de água no solo é geralmente maior (RAUBER et al., 2012; FEDER, 2018; RECH et al., 2018; SOMERVILLE; MAY; LIVESLEY, 2018)

A adição de RO no solo influencia na dinâmica entre a MO e a agregação do solo. O alto nível de agregação reduz a acessibilidade de compostos orgânicos para os microrganismos e enzimas extracelulares, aumentam a proporção de poros pequenos ($<4\ \mu\text{m}$) devido ao acúmulo de MO em poros maiores. Um aumento no teor de MO, melhora a agregação porque ela é um

importante agente de ligação para partículas do solo (TISDALL; OADES, 1982; LIN et al., 2019). A agregação do solo, por sua vez, afeta inúmeras funções do solo, como capacidade de retenção de água armazenamento de MO e nutrientes e resiliência do solo a estresses climáticos e mecânicos e, portanto, é de grande importância para o desenvolvimento e produtividade das culturas (BRAIDA et al., 2011; COOPER et al., 2020).

A densidade do solo também pode ser afetada pela adição de resíduos com alto teor de matéria orgânica, conforme demonstrado por Curtis e Claassen (2009) e Carrizo et al. (2015), pois a adição de produtos orgânicos (composto de resíduos ou esterco) é capaz de estabilizar a estrutura do solo e diminuir a densidade do solo, o que proporciona um ambiente de solo saudável, pois solos com alta densidade levam à baixa capacidade de absorção de nutrientes, redução do crescimento das raízes das plantas e diminuição da atividade microbiana (SOANE; VAN OUWERKERK, 1994).

As modificações da matéria orgânica do solo e seus benefícios nos atributos físicos do solo foi discutido detalhadamente por Braida et al. (2011), onde relataram que a matéria orgânica é um componente fundamental à estabilidade de agregados em solos tropicais e subtropicais brasileiros; embora ainda existam divergências sobre o efeito da matéria orgânica na quantidade de água disponível no solo, a maioria dos estudos comprova relação positiva (COSTA et al., 2013ab; BORTOLINI; ALBUQUERQUE, 2018); em condições naturais, em geral, o acúmulo de matéria orgânica no solo resulta em melhorias da estrutura do solo, com redução da densidade do solo e aumento da porosidade.

Em seu estudo de revisão Hargreaves, Adl e Warman (2008) relatam que a adição de compostos de resíduos sólidos urbanos (RSU) no solo altera os atributos químicos, com o aumento no pH do solo, do teor de carbono orgânico total (COT) e de nutrientes como fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca) e magnésio (Mg).

Ho et al. (2022) ao adicionarem compostos de RSU relataram que quando o composto é adicionado ao solo ácido, aumenta o pH do solo. Como resultado, melhora os teores de macro micronutrientes disponíveis para o crescimento das plantas, em particular a disponibilidade de fósforo (P) e reduz os teores de alumínio (Al) e ferro (Fe). O aumento do pH do solo foi devido à rápida troca de íons H^+ entre o solo e os corretivos orgânicos. A redução na acidez trocável, Al trocável e Fe trocável está parcialmente relacionada ao aumento do pH do solo. Os autores essaltam que o aumento do pH resultou na precipitação de Al e Fe trocáveis e solúveis na forma de hidróxidos de Al e Fe insolúveis, reduzindo assim as concentrações de Al e Fe na solução

do solo.

O carbono orgânico total (COT) é um índice de fertilidade do solo que modifica também vários indicadores físicos, químicos e biológicos do solo, composto principalmente por duas frações distintas: carbono orgânico particulado e carbono orgânico associado aos minerais (CAMBARDELLA; ELLIOTT, 1992). O carbono orgânico particulado do solo (COp) é uma fração do COT associada à fração areia ($COp > 53\mu m$), composto por partículas derivadas de resíduos de plantas e hifas com estruturas celulares reconhecíveis, cuja permanência no solo está condicionada à proteção física desempenhada por agregados (GOLCHIN et al., 1994). A degradação e mineralização do COp é um processo relativamente rápido e fácil, e sua resposta ao manejo de do solo é mais rápida que o COT (YANG et al., 2021). O COam é a fração do COT associada às frações silte e argila do solo ($COam < 53\mu m$), sendo definida como a fração do COT que interage com a superfície de partículas minerais, formam os complexos organo-minerais, e protegida pelo mecanismo de proteção coloidal (CHRISTENSEN, 1992). Os estoques de COT são compostos em mais de 80% por COam (NICOLOSO, 2005).

Paradelo et al. (2019), ao avaliarem se a adição de compostos de RO (RSU, resíduos verdes e lodo de ETE) ao solo altera as características físicas e a dinâmica do COT, concluíram que os tratamentos que mais elevaram o COT foram os compostos de resíduos verde e de lodo de ETE, o que reflete a diferença na composição e biodegradabilidade de cada composto: aqueles materiais com predominância de matéria orgânica de baixa degradabilidade sofreram menor perda de COT por mineralização microbiana e, conseqüentemente, mais COT permanecerá no solo.

Os atributos microbianos do solo, tais como carbono da biomassa microbiana (CMB), a respiração microbiana (RBM) e suas relações: quociente metabólico (qCO_2) e quociente microbiano ($qMic$) são importantes indicadores, tanto no que se refere à ciclagem dos nutrientes, como também na estimativa da capacidade de uso e manejo do solo para o crescimento vegetal (ARAUJO et al., 2012).

Alterações nas características biológicas dos solos, após a adição de resíduos orgânicos, são reveladas na macrofauna, microrganismos e suas atividades. O teor de carbono orgânico fornece informações sobre a capacidade de um resíduo orgânico de fornecer a energia necessária aos microrganismos para sua mineralização, quando o carbono do resíduo orgânico está prontamente disponível para uso por microrganismos, o crescimento e a atividade destes são rápidos e intensos, por outro lado, essa estimulação é mais lenta, porém mais durável, se o

carbono orgânico for pouco mineralizável (FEDER, 2018) pois exige sucessões de populações microbianas mais especializadas enquanto houver frações de carbono capazes de sofrer biodegradação (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

Sadet-Bourgeteau et al. (2019) ao avaliarem o efeito da aplicação de diferentes tipos de material orgânico em cinco diferentes comunidades microbianas do solo constataram que a aplicação de composto de RSU melhorou as propriedades biológicas dos solos. A biomassa microbiana do solo, determinada pelo carbono da biomassa microbiana aumentou em solos tratados com composto em comparação com solos não tratados. A adição de composto de RSU levou a um rápido aumento da emissão de CO₂ em todas as amostras de solo testadas. Isso confirmou o papel do COp na indução de um rápido aumento da respiração microbiana do solo após a aplicação do aditivo.

Os microrganismos do solo dependem da disponibilidade de carbono orgânico do solo e suas fontes de COp e, portanto, uma diminuição no COT provavelmente resultará em baixa biomassa microbiana do solo. O CBM é um indicador da estabilização do C do solo, seu aumento é uma indicação de maior disponibilidade de insumos lábeis de C (FRIMPONG; ABBAN-BAIDOO; MARSCHNER, 2021).

2.3.2 Prejuízos da adição de resíduos orgânicos no solo

A adição de grandes volumes de MO nos solos pode ter consequências negativas. A MO se decompõe e pode levar ao desenvolvimento de condições anaeróbicas à medida que o oxigênio é consumido, e a decomposição anaeróbica contínua pode levar a desnitrificação, processo prejudicial, pois representa perda de NO₃ do solo e, portanto, diminuição da disponibilidade de nitrogênio às culturas (CERETTA; AITA, 2012).

Da mesma forma, a MO em decomposição também pode imobilizar nutrientes críticos do solo na biomassa microbiana do solo e, portanto, indisponível para absorção pelas raízes das plantas (SOMERVILLE; MAY; LIVESLEY, 2018). O que determina essa imobilização é a composição do resíduo orgânico adicionado, pois quando as relações C:N (20-30), C:P (200-300) e C:S (200-400) do resíduo estiverem adequadas, ele é mineralizado e ocorre a disponibilidade do nutriente, no entanto, quando os resíduos não possuem nutrientes em

quantidade suficiente para atender a demanda da comunidade microbiana mineralizadora, ocorre a imobilização desses nutrientes (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

A incorporação de resíduos excessivos como correção do solo pode ter impactos adversos no solo, meio ambiente e rendimento das culturas porque muitas funções do solo requerem matéria orgânica madura e estável (GUENET et al., 2012; JIANG et al., 2012). A garantia de um alto suprimento e disponibilidade de nutrientes para as culturas e o armazenamento a longo prazo do carbono orgânico nos solos serão favorecidos se os resíduos orgânicos estiverem bem estabilizados antes de sua aplicação no solo (MEDINA et al., 2015).

No entanto, um elemento preocupante em excesso no solo é o fósforo, aplicações sucessivas de compostos de RO no solo, resultam em quantidades de P acima da demanda das culturas, o que ocasiona uma saturação dos sítios de adsorção das partículas reativas do solo. Portanto, o P será mais suscetível à migração no perfil do solo, o que resulta no risco de contaminação das águas subsuperficiais ou ainda ser transferido por escoamento superficial (LOURENZI et al., 2021).

Lazzari et al. (2020) ao avaliar os teores de P disponível em áreas utilizadas para compostagem de resíduos alimentares diretamente no solo sem proteção contra intempéries e sem impermeabilização do solo, em pequena escala na cidade de Florianópolis, constataram que a produção de composto orgânico alterou os teores disponíveis de fósforo (P) no solo. Todas as áreas avaliadas neste estudo apresentaram teores de P acima do limite crítico ambiental de fósforo (LCA-P) para o solo analisado (GATIBONI et al., 2015) em pelo menos uma das camadas, o que indica que a compostagem pode aumentar o P do solo acima dos níveis ambientalmente recomendáveis.

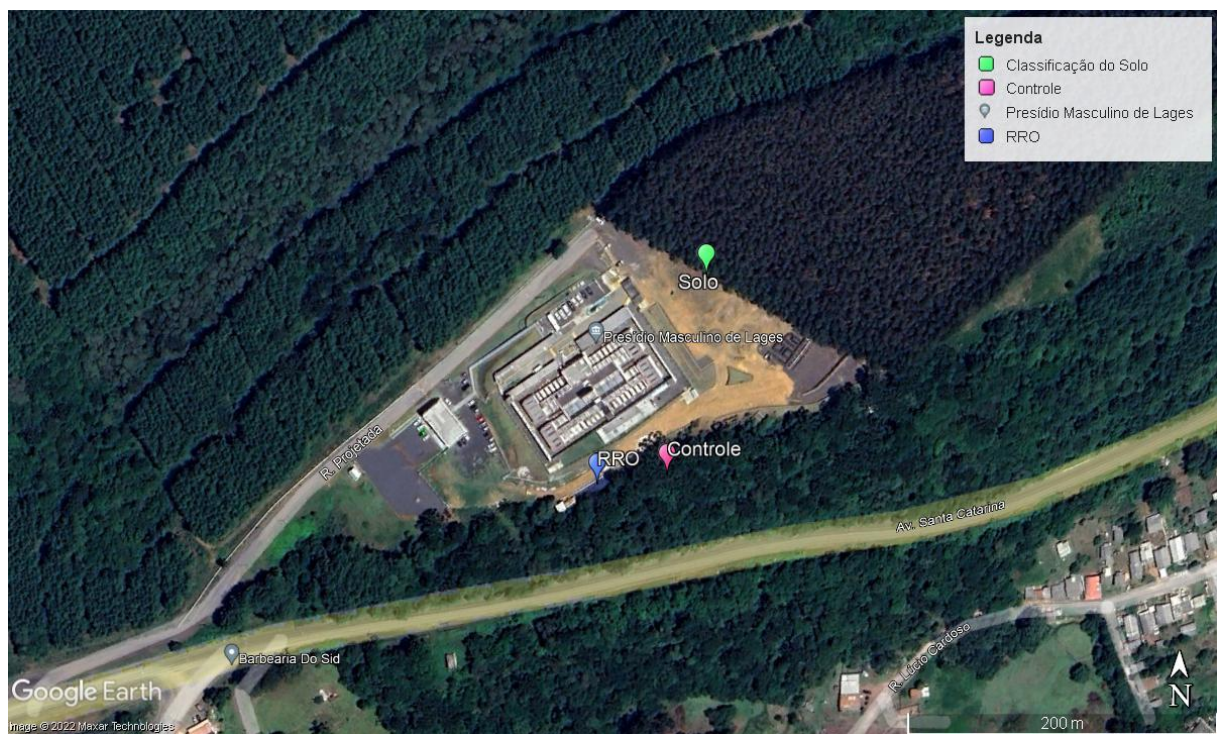
O sódio (Na^+) é outro elemento que requer atenção quando adicionado em grandes quantidades no solo, pois sua presença é prejudicial à estrutura do solo porque dispersa a argila. O mecanismo de dispersão ocorre pois o sódio é um elemento monovalente e com grande raio hidratado, e em grande quantidade, torna os solos mais suscetíveis ao selamento superficial, diminui a infiltração de água no perfil e favorece a erosão hídrica (REICHERT; NORTON 1996; ALBUQUERQUE et al., 2011). Hargreaves, Adl e Warman (2008) em sua revisão, constataram que as concentrações de sódio em compostos de RSU variam de 3,5 a 21,0 g Na kg⁻¹ e encontraram estudos que relatam que o composto de RSU aumentou os teores de Na^+ nos solos (MAFTOUN et al., 2004; WARMAN et al., 2004; ZHELJAZKOV et al., 2006).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 LOCAL DO ESTUDO

Para a realização deste estudo foi selecionada uma área no município de Lages/SC, com histórico de aplicação de resíduos orgânicos no método Lages de Compostagem (MLC) há mais de um ano, os canteiros que foram selecionados para a coleta apresentavam o estágio final do processo de compostagem, mas ainda não possuíam hortaliças cultivadas. O local utilizado como referência (controle) é uma área adjacente sem histórico de interferência do MLC, possui remanescentes de vegetação nativa, com presença de gramíneas, arbusto e árvores. A área selecionada para este estudo situa-se no Presídio Masculino de Lages, com latitude 27°50'18,56" S e longitude 50°21'20,31" O e altitude média de 989 m (Figura 3).

Figura 3 - Localização da área de estudo no Google Maps®



Fonte: Elaborada pela autora (2022)

A área de reciclagem dos resíduos orgânicos (RRO) recebeu em média 42 toneladas de resíduos orgânicos por ano, sendo dispostos em canteiros de tamanho variável (Figura 4), os retangulares com largura média de 1 m e comprimento de 2,5 m, as circulares possuem 1 m de

diâmetro, totalizam uma área de aproximadamente 130 m², o que representa a disposição de aproximadamente 323,1 kg resíduos m⁻² (base úmida) /ano.

Figura 4 – Área de reciclagem de resíduos orgânicos sobre o solo do local de realização do estudo, onde se vê diferentes formato dos canteiros



Fonte: Elaborada pela autora (2022)

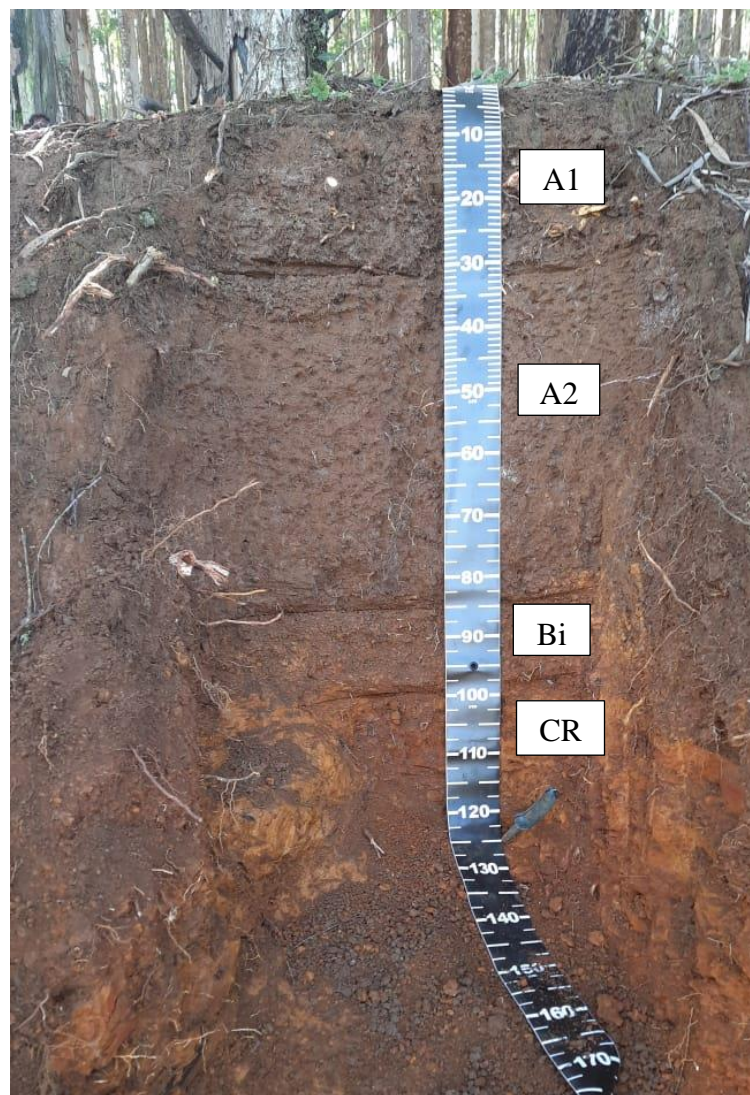
Todos os canteiros da área com RRO são conduzidos a céu aberto, apenas com a proteção de uma tela, o que não impede a ação de intempéries como chuvas e ventos, e os resíduos são dispostos diretamente sobre o solo, sem nenhuma impermeabilização ou coleta de chorume.

Os resíduos utilizados nesta área são provenientes do preparo da alimentação dos internos (legumes, verduras, grãos, carnes in natura) e produtos processados, cozidos e temperados, advindos das sobras das refeições. O material seco utilizado é composto por aparas de gramas e podas de árvores.

3.2 CARACTERÍSTICAS DO SOLO

O município de Lages/SC compreende a Bacia do Paraná. O solo onde o estudo foi realizado foi classificado como Cambissolo Háplico Distrófico (SANTOS et al., 2018), com rochas da formação geológica Botucatu (ANEXO A) (Figura 5).

Figura 5 - Perfil do Cambissolo Háplico Distrófico onde o estudo foi realizado em Lages/SC (ANEXO A e B)



Fonte: Elaborada pela autora (2022)

A paisagem da área tem relevo local ondulado e relevo regional forte ondulado. O solo possui características de boa a moderada drenagem e se situa em região com cobertura vegetal dominante de campo, floresta nativa e florestas plantadas.

3.3 COLETA DO SOLO

Foi adotado o delineamento inteiramente casualizado, com dois tratamentos (RRO e controle). No local foram selecionados dez pontos de amostragem de solo, sendo cinco pontos situados sob os canteiros com RRO e cinco pontos em um local próximo com vegetação nativa. Foram realizadas duas coletas, a primeira em 24/11/2020 e a segunda em 05/08/2021.

Foram coletadas, nas duas ocasiões, amostras na porção média das camadas 0-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm. Sendo um conjunto de amostras com estrutura preservada e outro com estrutura alterada, para análises físicas e químicas (Figura 6). As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos e transportadas ao Laboratório de Física e Manejo do Solo (LAFIMAS) da Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC), no Centro de Ciências Agroveterinárias (CAV), em Lages/SC.

Figura 6 – Ilustração da coleta das amostras de solo com estrutura preservada (A) e alterada (B).



Fonte: Elaborada pela autora (2022)

Na segunda coleta, além das amostras para análises químicas e físicas, foram coletadas amostras para análises biológicas, na camada de 0-10 cm, sendo selecionado cinco pontos amostrais e cinco no controle. Em cada ponto, seis amostras foram coletadas e homogeneizadas, o que resultou em uma amostra composta representativa, acondicionadas em sacos plásticos e

transportadas em caixa térmica com gelo para o LAFIMAS, onde ficaram armazenadas a 4° C até o início das análises.

3.4 ANÁLISE DOS ATRIBUTOS FÍSICOS, QUÍMICOS E BIOLÓGICOS DO SOLO

3.4.1 Atributos Físicos do Solo

As amostras com estrutura preservada foram coletadas em anéis volumétricos de aço inoxidável com dimensões de 6,0 cm de diâmetro, 5,0 cm de altura e volume de 141 cm³. Em laboratório foi realizada a limpeza, o toalete e saturação por capilaridade por 48 horas. Em seguida foram pesadas em balança de precisão e acondicionadas em mesa de tensão de areia submetendo às tensões de 1, 6 e 10 kPa (GUBIANI, 2009), e posteriormente em câmaras de Richards, sob tensões de 33, 100, 300, 500, 1000 e 1500 kPa (LIBARDI, 2005). Após a estabilização da drenagem em cada tensão, foram pesadas para calcular a retenção de água. Ao final da última tensão as amostras foram novamente saturadas para determinação da condutividade hidráulica saturada, e após essa análise foram secas em estufa de circulação de ar a 105° C por 48h para determinação da massa de solo seco.

A porosidade total (PT) foi calculada pela diferença entre a massa de solo saturado (*mSat*) e a massa de solo seco (*mSS*) em um volume conhecido (*V*), expresso na equação (1). O volume de microporos (*Micro*) foi calculado por meio da massa da amostra submetida a tensão de 6 kPa (*mS60*) em mesa de tensão de areia, segundo a equação (2). E o volume de macroporos (*macro*) foi obtido pela diferença entre a PT e micro porosidade, de acordo com a equação (3) (EMBRAPA, 1997). A capacidade de campo (CC) foi considerada como a umidade volumétrica do solo retida na tensão de 10 kPa. O ponto de murcha permanente (PMP) foi calculado como a umidade volumétrica retida na tensão de 1500 kPa. A água disponível (AD) foi calculada pela diferença entre a CC e PMP.

$$PT = \frac{(mSat - mSS)}{V} \quad (1)$$

$$Micro = \frac{(mS60 - mSS)}{V} \quad (2)$$

$$macro = PT - micro \quad (3)$$

$$AD = CC - PMP \quad (4)$$

A densidade do solo (*Ds*) foi determinada pelo método do anel volumétrico, através da divisão da massa de solo seco em volume conhecido, conforme equação (5) (BLAKE;

HARTGE, 1986).

$$D_s = \frac{m_{SS}}{V} \quad (5)$$

A condutividade hidráulica saturada (K_s) foi determinada a partir das amostras saturadas e colocadas em permeâmetro de carga variável (Figura 7) de acordo com a metodologia descrita por Gubiani et al. (2010).

Figura 7 - Amostras de solo submetidas ao permeâmetro de carga Variável



Fonte: Elaborada pela autora (2022)

Nas amostras com estrutura alterada, as unidades estruturais maiores foram fracionadas pela aplicação de tração com as mãos, evitando a compressão dos agregados, até passarem pela peneira de 8,0 mm e ficarem retidos na de 4,76 mm. Essa amostra foi utilizada para a determinação da estabilidade dos agregados, pelo método por via úmida padrão de acordo com Kemper & Chepil (1965). Para cada amostra coletada no experimento foram retiradas duas subamostras de 25 g cada e acondicionadas no aparelho de oscilação vertical (Figura 8) no conjunto de peneiras pela ordem decrescente de tamanhos de 4,76; 2,00; 1,00 e 0,250 mm. As amostras ficam submersas em água por 10 minutos para enfraquecer as ligações entre agregados e, na sequência, o equipamento é acionado para realizar uma oscilação vertical de 3,4 cm

durante 10 minutos. O material retido em cada peneira foi transferido para latas de alumínio as quais foram secas em estufa de circulação de ar a 105 °C por 24 h e pesados. Com a determinação da massa de agregados secos retidos em cada peneira foi calculado o diâmetro médio geométrico (DMG) das amostras.

Figura 8 - Amostras de solo submetidas à determinação da estabilidade de agregados no aparelho de oscilação vertical



Fonte: Elaborada pela autora (2022)

As amostras com estrutura alterada também foram peneiradas em malha de 2 mm para obter a terra fina seca ao ar (TFSA) e determinar a granulometria e os atributos químicos do solo. A granulometria do solo foi determinada pelo método da pipeta (GEE; BAUDER, 1986) e utilizado como dispersante químico o NaOH. Para a argila dispersa em água foi utilizado como dispersante a água destilada. Foram obtidos os teores de argila dispersa em NaOH (argila

total) e em água (argila dispersa), sendo o grau de floculação (GF) da argila determinado pela equação (6).

$$GF = \frac{\text{Argila em NaOH} - \text{Argila em H}_2\text{O}}{\text{Argila em NaOH}} \quad (6)$$

3.4.2 Atributos Químicos do Solo

Foi realizado o fracionamento granulométrico da MOS (CAMBARDELLA; ELLIOTT, 1992), obtendo-se o carbono orgânico particulado (COp) e o carbono orgânico associado aos minerais (COam). Para isso, foi utilizado 20 g de solo e 60 mL de solução de hexametáfosfato de sódio (5 g L^{-1}), os quais foram agitados durante 15 horas em agitador horizontal. A seguir, a suspensão foi passada por peneira de $53\mu\text{m}$. O material retido na peneira (COp) foi seco em estufa a 50°C , quantificado em relação a sua massa, moído em gral de porcelana e analisado em relação ao teor de C por combustão seca no analisador de carbono orgânico (TOC). O COam foi obtido a partir da diferença entre o COT e o COp equação (7).

$$COam = COT - COp \quad (7)$$

Foram determinados o pH em H_2O e os teores de cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), potássio (K^+), sódio (Na^+) e alumínio trocáveis (Al^{3+}), e fósforo disponível (P). O pH foi determinado em água na relação 1:1 com leituras em potenciômetro com eletrodo combinado; os teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} foram extraídos com solução salina neutra de $\text{KCl } 1\text{ mol L}^{-1}$, e determinados por espectrofotometria de absorção atômica; K^+ trocável, P disponível e Na^+ foram extraídos pelo método do extrator duplo ácido, com solução ácida de $\text{HCl } 0,05\text{ mol L}^{-1}$ e $\text{H}_2\text{SO}_4\text{ } 0,0125\text{ mol L}^{-1}$, sendo o teor de K^+ e Na^+ determinados por fotometria de chama enquanto o teor de P foi determinado com leitura da absorbância em espectrofotômetro UV-VIS (TEDESCO et al., 1995).

3.4.3 Atributos Biológicos do Solo

Para determinação do teor de carbono da biomassa microbiana (CBM) foi utilizado o método de fumigação/extração descrito por Vance et al. (1987). A fumigação foi realizada com clorofórmio livre de etanol (CHCl_3), foram incubadas 15g de cada amostra de solo em dessecador com o clorofórmio, por 24 h à temperatura de 25 °C, em ausência de luz. Para cada amostra incubada foi preparada uma amostra sem incubação com 15 g de solo (não fumigadas).

Após a incubação, as amostras fumigadas e não fumigadas foram submetidas a agitação por 30 minutos com sulfato de potássio 0,5 mol L⁻¹ (K_2SO_4), prosseguido de decantação e filtração lenta em filtro de papel (4-12 µm).

As amostras foram oxidadas com dicromato de potássio 66,7 mmol L⁻¹ ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$), ácido fosfórico (H_3PO_4) e ácido sulfúrico (H_2SO_4) em processo de banho maria a temperatura de 90°C por uma hora. Para determinar a quantidade de C solúvel foi realizado a titulação com $\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 33,3 mmol L⁻¹ juntamente com indicador difenilamina (1%).

Para calcular o teor de CBM foi utilizado o resultado do carbono extraído do solo fumigado menos o do não fumigado e multiplicado pelo fator de correção $K_{ec} = 0,33$, que representa a eficiência da extração de 33%, proposto por Sparling e West (1988).

A determinação da atividade microbiana seguiu a metodologia proposta por Alef e Nannipieri (1995), realizada através da respiração basal do solo (RBS), com amostras de 50 gramas de solo incubadas a temperatura de 28 °C (Figura 9) até que ocorresse a estabilização das emissões de CO_2 , ao final de 12 dias.

Para capturar o CO_2 foi utilizado solução de hidróxido de sódio (NaOH) 50 mmol L⁻¹, e para paralisar a reação era aplicado solução de cloreto de bário ($\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) 0,5 mol L⁻¹. A quantificação do NaOH restante foi realizada por titulação do com ácido clorídrico (HCl) 50 mmol L⁻¹ com indicador fenolftaleína (ALEF; NANNIPIERI, 1995).

Para o cálculo do quociente metabólico ($q\text{CO}_2$), foi utilizada a razão entre os resultados obtidos do RBS e CBM, o que representa a quantidade de C- CO_2 liberada em determinado tempo, por unidade de C microbiano ($\text{g h}^{-1} \text{ C-CO}_2 \text{ kg CBM}$), de acordo com a equação (8), conforme proposto por (ANDERSON; DOMSCH, 1993).

$$q\text{CO}_2 = \frac{\text{RBS}}{\text{CBM}} \quad (8)$$

O cálculo do quociente microbiano ($qMic$) foi realizado com os resultados de CBM e COT, sendo expresso como a percentagem de C microbiano em relação ao C orgânico total do solo, conforme equação (9) (ANDERSON, 1994).

$$qMic = \frac{CBM}{COT} * 100 \quad (9)$$

Figura 9 - Amostras incubadas em temperatura controlada



Fonte: Elaborada pela autora (2022)

3.5 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Os resultados foram submetidos ao teste de normalidade de Shapiro-Wilk. Foi realizada a transformação de Box-Cox para o grau de flocculação, água disponível, condutividade hidráulica e teor de cálcio. Atendido os pressupostos de normalidade foi calculada a análise de variância, considerando cada camada individualmente. Para as variáveis com efeito significativo dos tratamentos as médias foram comparadas pelo teste de Tukey a um nível de significância de 5%. O programa estatístico utilizado foi o SAS versão 9.0. Para verificar a relação entre os atributos do solo, foi realizada a análise de componentes principais (PCA) para

os atributos da camada superior da primeira coleta e da segunda coleta, com o auxílio do programa Past 4.03.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 ATRIBUTOS QUÍMICOS DO SOLO

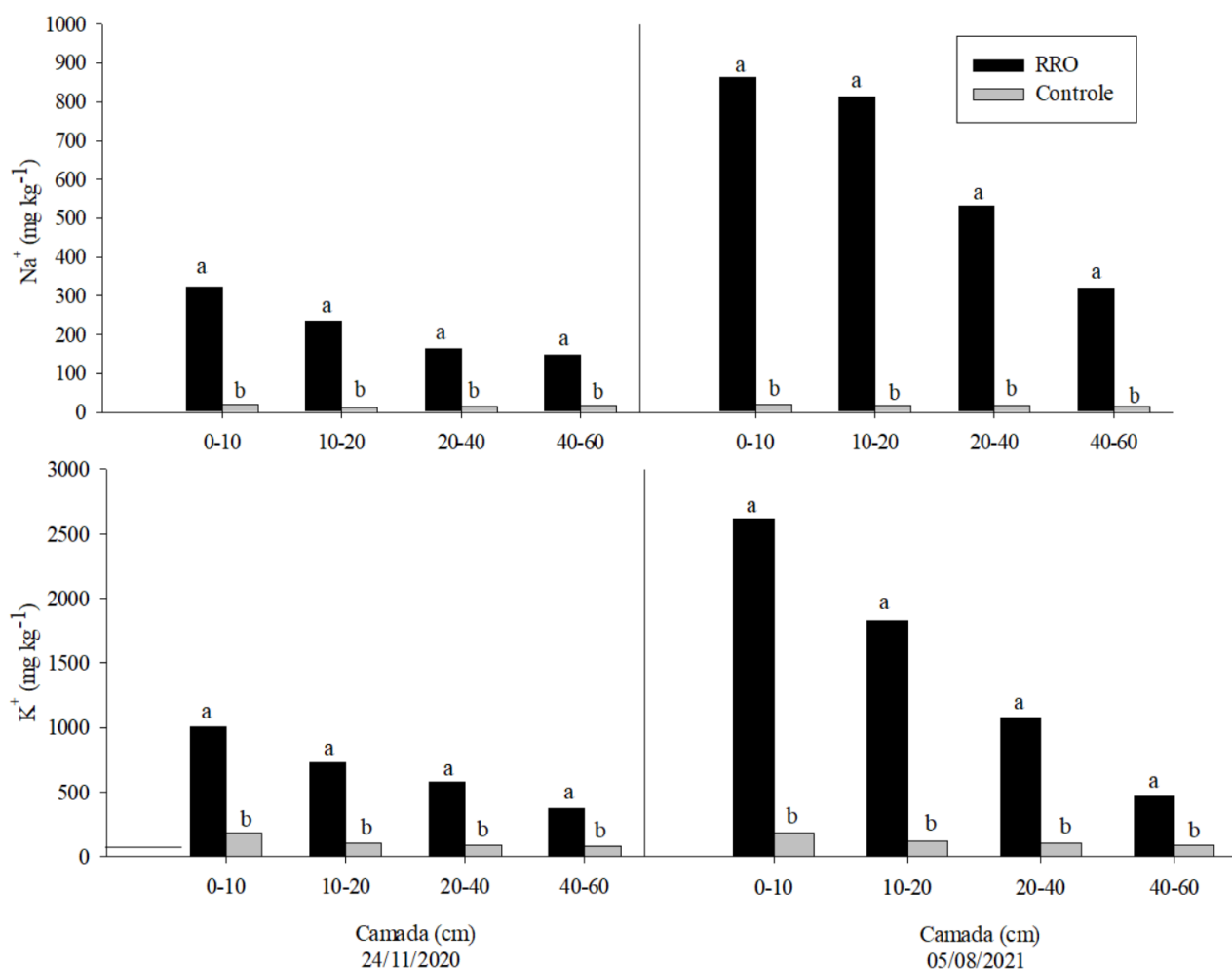
4.1.1 Cátions trocáveis e pH

A reciclagem de resíduos orgânicos (RRO) incrementou os teores de sódio (Na^+) em todas as camadas e em ambas as coletas de forma significativa em relação ao controle (Figura 10). Os incrementos de Na^+ estão relacionados com as características dos resíduos utilizados, pois parte deles são oriundos de sobras de alimentos cozidos e temperados, visto que a adição do NaCl (sal de cozinha) e demais temperos industrializados nesses alimentos, são as fontes originárias que resultam no acréscimo deste elemento no solo. Hargreaves, Adl, Warman (2008) em seu estudo de revisão, relataram que os teores de sódio em compostos de resíduos sólidos urbanos variam de 3,5 a 21 g kg^{-1} .

Krob et al. (2011) em seu estudo, avaliaram alterações nas propriedades químicas de um Argissolo Vermelho de textura média que recebeu, durante cinco aplicações sucessivas, diferentes doses de composto de lixo domiciliar, verificaram que os teores de Na^+ no solo aumentaram em função das doses de composto, sendo que as doses mais elevadas resultaram em teores médios iguais ao dobro do verificado nos demais tratamentos, entre 59 a 106 mg kg^{-1} .

Lazzari et al. (2020b) ao avaliarem a influência da compostagem de resíduos sólidos urbanos em sistema de pequena escala nos atributos relacionados à acidez dos solos, constataram que a compostagem incrementou em até 87% os teores de Na^+ em relação ao controle, com variação de 25 a 425 mg kg^{-1} , e atribuíram esses resultados as características do composto e do chorume produzido, pois os resíduos utilizados nas composteiras eram provenientes de restaurantes, e, portanto, recebiam adição de temperos.

Figura 10 - Teores de sódio (Na^+) e potássio (K^+) em quatro camadas do Cambissolo Háplico Distrófico sob tratamentos controle e reciclagem de resíduos orgânicos em duas épocas, Lages/SC.



Fonte: Elaborado pela autora (2022)

Em razão dos altos teores de sódio na RRO, foi avaliada a possibilidade de este adquirir um caráter sódico. Esse caráter é usado para distinguir horizontes ou camadas que apresentam saturação por sódio na CTC maior ou igual a 15% (SANTOS et al., 2018). Esse caráter ocorreu na RRO em todas as camadas da segunda coleta, agosto de 2021 (Tabela 1).

Estes resultados devem ser observados no tempo, pois a presença em excesso de sódio pode prejudicar a qualidade física (ALBUQUERQUE et al., 2011; COLOMBANI et al., 2020) e a microbiologia do solo (HAJ-AMOR et al., 2022; MAVI; MARSCHER, 2017).

Tabela 1 – Saturação por sódio em quatro camadas do Cambissolo Háplico Distrófico sob tratamento controle e na sob reciclagem de resíduos orgânicos em duas épocas, Lages/SC.

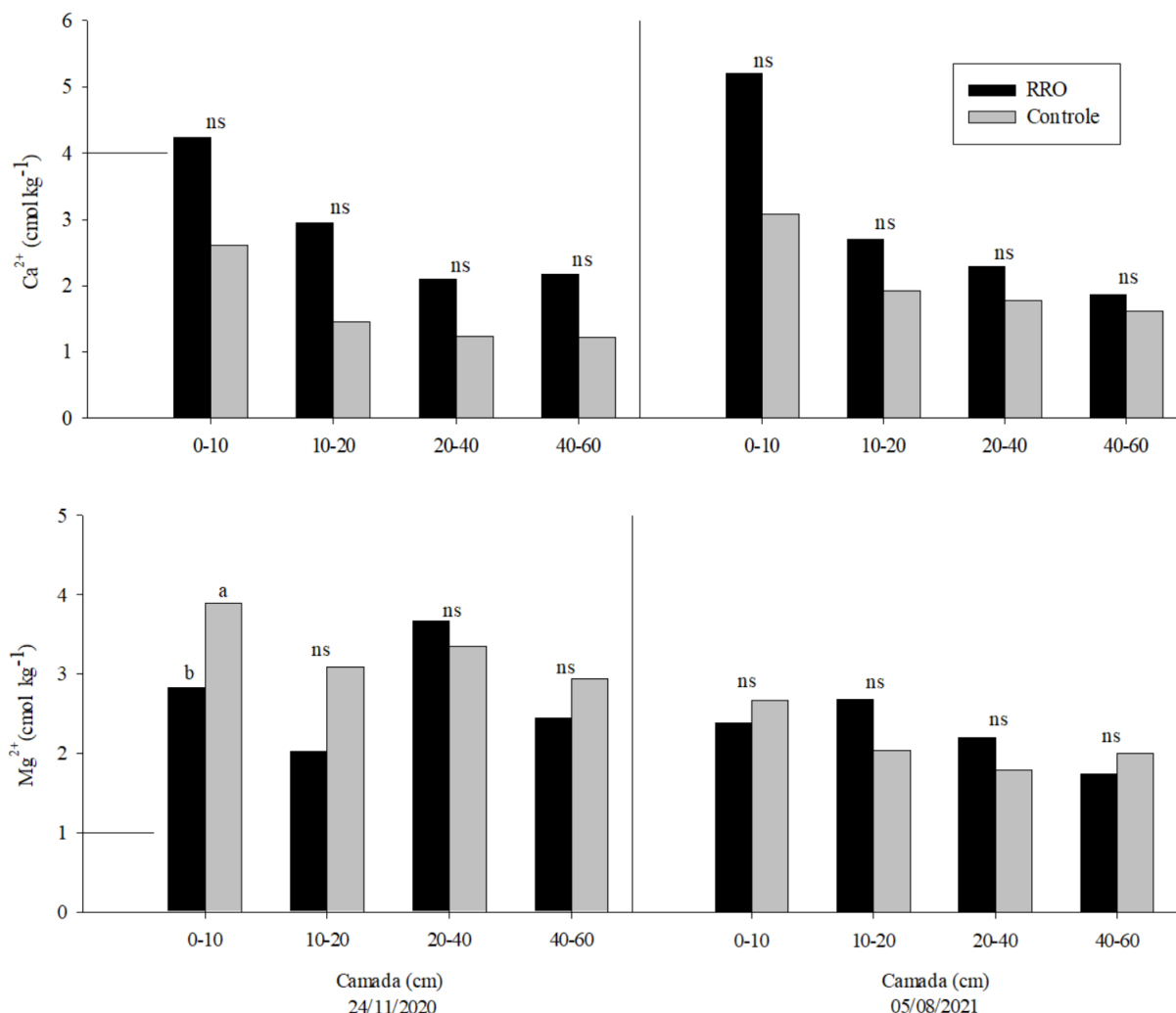
Saturação por sódio (%)			
Coleta	Camada (cm)	Tratamento	
		RRO	Controle
24/11/2020	00-10	11	0,9
	10-20	11	0,9
	20-40	8	0,9
	40-60	9	1,3
05/08/2021	00-10	20	1,0
	10-20	24	1,2
	20-40	24	1,3
	40-60	21	1,3

Fonte: Elaborado pela autora (2022)

A RRO incrementou de forma significativa (Figura 10), em todas as camadas de ambas as coletas, os teores de potássio (K^+), o que reflete a mobilidade do K^+ no solo em relação aos outros elementos, e indica estar sujeito a maiores perdas por lixiviação (CASSOL et al., 2012). Os teores de K^+ em todas as camadas na RRO foram superiores ao teor sugerido pela CQFS-RS/SC (2016) que preconiza mais de 90 mg kg⁻¹ para o adequado desenvolvimento de culturas de hortaliças, de acordo com a CTC a pH₇ deste solo.

A RRO também incrementou os teores de Cálcio no solo (Ca^{2+}) em todas as camadas e em ambas as coletas, no entanto não foi estatisticamente significativo. Os teores de magnésio (Mg^{2+}) diferiram apenas na camada superior da primeira coleta, onde os teores na RRO foram menores que no controle (Figura 11). No entanto os teores de Mg^{2+} em todas as camadas foram superiores ao considerado adequado pelo CQFS-RS/SC (2016) que deve ser superior a 1 cmol_c kg⁻¹. O maior teor de Mg^{2+} em profundidade pode ser explicado pela lixiviação desse cátion que, devido a adsorção eletrostática, sua ligação é mais fraca que do Ca^{2+} (ERNANI, 2016), e como o Ca^{2+} é adicionado em quantidade elevada no solo, o Mg^{2+} não consegue se ligar aos minerais de argila e acaba lixiviando no perfil.

Figura 11 - Teores de Cálcio (Ca^{2+}) e de Magnésio (Mg^{2+}) em quatro camadas do Cambissolo Háplico Distrófico sob tratamentos controle e reciclagem de resíduos orgânicos em duas épocas, Lages/SC



Fonte: Elaborado pela autora (2022)

Os teores de Ca^{2+} na camada superior (10 cm) na RRO (Figura 11) foi acima do limite sugerido pela CQFS-RS/SC (2016) que preconiza mais de $4 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ para o adequado desenvolvimento de culturas. Nas demais camadas os teores ficaram abaixo do recomendado.

Teixeira et al. (2002) ao estudar as características químicas e os níveis de metais pesados de composto orgânico, a partir de resíduos orgânicos urbanos encontrou teores de Ca^{2+} igual a $399 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ e de Mg^{2+} de $138 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$. No estudo de Lazzari et al. (2020b) ao avaliarem no solo os efeitos da compostagem direta os autores relataram teores de K^+ entre 500 e 2250 mg kg^{-1} , de Ca^{2+} entre 6,0 e 15 $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ e de Mg^{2+} entre 1,2 e 3,7 $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$.

De Paula et al. (2021) ao caracterizarem um composto de resíduos de cozinha produzido em pilhas estáticas de compostagem como estimulante do crescimento da alface e seu efeito residual no solo, relataram teores de K^+ próximo de 3200 mg kg^{-1} , de Ca^{2+} igual a $31 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ e de Mg^{2+} de $137 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ no composto gerado. O residual de K^+ no solo foi de 30 mg kg^{-1} e de $Ca^{2+} + Mg^{2+}$ foi de $6,8 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$.

Portanto, os teores desses cátions no solo dependem das características e das quantidades dos resíduos adicionados. No presente estudo não foi realizada nenhuma análise dos resíduos e como o material é variável, tanto o resíduo úmido quanto o seco, os teores destes nutrientes podem variar.

Os teores de alumínio (Al^{3+}) diminuíram em todas as camadas de ambas as coletas na RRO, no entanto de forma significativa apenas nas três camadas superiores (Figura 12). O declínio dos teores de Al^{3+} está relacionado com o aumento do pH do solo, pois quando o pH está acima de 5,5 o alumínio trocável precipita na forma de $Al(OH)_3$. Além disso, parte fica complexada por compostos orgânicos (ERNANI, 2016). Essa neutralização do Al^{3+} favorece a retenção de cátions básicos, pois os sítios de ligação na superfície dos argilominerais e da matéria orgânica adsorvem K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} e Na^+ (LAZZARI et al., 2020b).

A saturação por bases foi superior na RRO em relação ao controle em todas as camadas e em ambas as coletas, mas de forma significativa apenas na camada superior da primeira coleta e nas três camadas superiores da segunda coleta (Figura 12). A maior saturação por bases foi de 97% na camada de 10 cm da segunda coleta. A saturação por bases indica a porcentagem de cargas negativas que estão ocupadas por cátions básicos ($K^+ + Na^+ + Ca^{2+} + Mg^{2+}$). Portanto é um indicativo das condições gerais de fertilidade do solo, sendo também utilizada na classificação dos solos. O solo é considerado eutrófico ou com alta saturação por bases, quando V for igual ou superior a 50%, e considerado distrófico ou de baixa saturação quando V for inferior a 50% (SANTOS et al., 2018). Solos eutróficos são considerados mais férteis do que os distróficos (RONQUIN, 2010). No entanto, com a elevada saturação por Na^+ encontrada no presente estudo, a alta saturação por bases está relacionada com os elevados teores de Na^+ , e não representa, portanto, um indicativo adequado da fertilidade do solo nesse tratamento. Por isso é importante analisar a proporção entre os cátions básicos.

A RRO incrementou o pH do solo de forma significativa na camada superior, de 4,4 no controle para 5,5 na RRO na primeira coleta, e de 4,5 no controle para 5,9 na RRO na segunda coleta (Figura 12). O aumento do pH do solo pode ser explicado pela mineralização do carbono

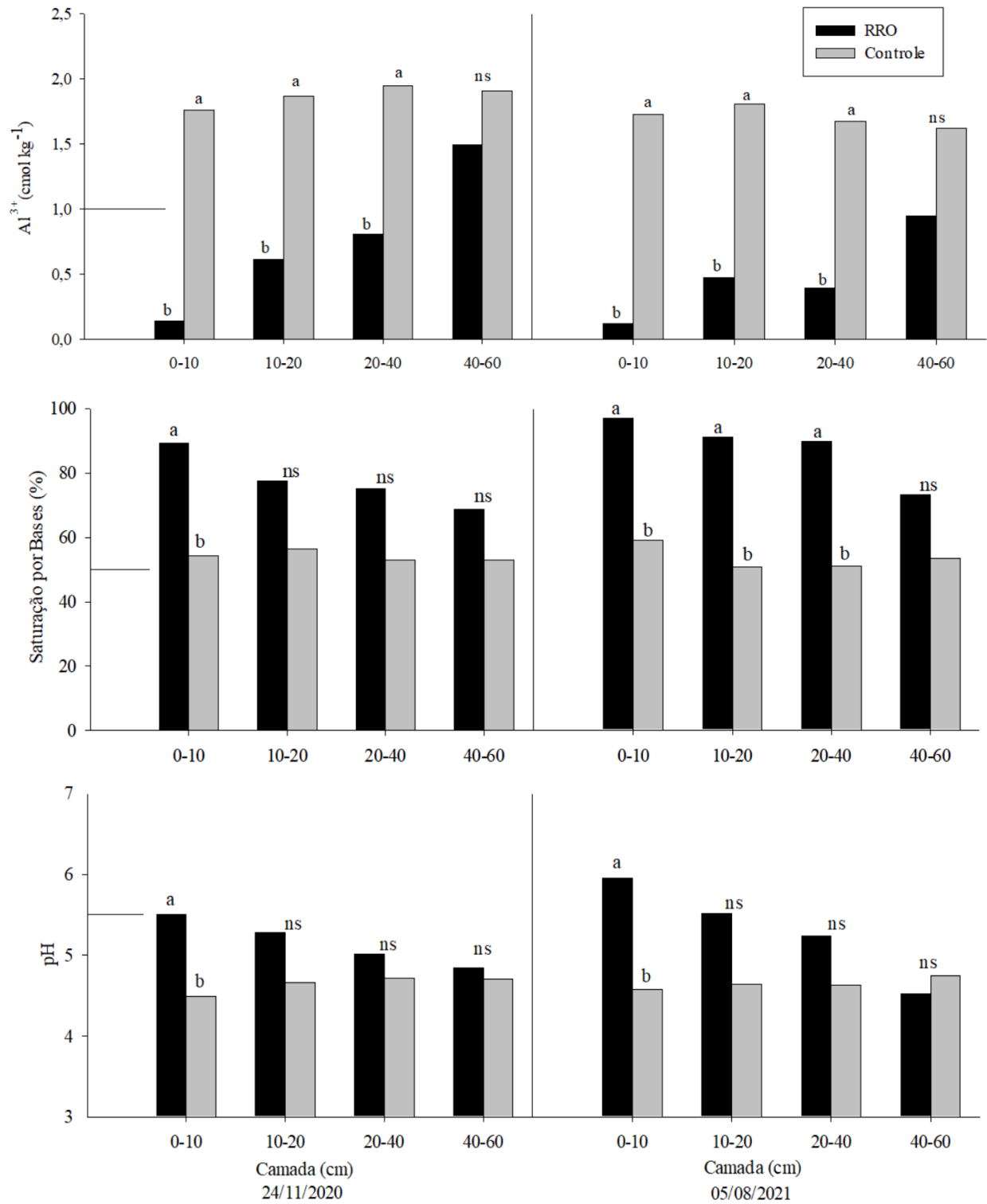
e a consequente produção de íons OH^- por troca de ligantes, pela adição de cátions básicos, como Na^+ , K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} (HARGREAVES; ADL; WARMAN, 2008; MKHABELA; WARMAN, 2005), bem como pela redução dos teores de Al^{3+} .

Mantovani et al. (2005) ao avaliarem o efeito da aplicação do composto de lixo urbano na fertilidade do solo, na produção de alface e no acúmulo de nutrientes nas plantas, verificaram que os aumentos no pH de solos tropicais devido à aplicação de adubos orgânicos foram diretamente proporcionais à capacidade desses materiais em consumir (neutralizar) H^+ , e que essa característica está relacionada com o total de cátions básicos (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ e Na^+) presente nos resíduos.

Lourenzi et al. (2011) ao avaliarem os atributos químicos relacionados à acidez de um solo submetido a aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suínos, relataram aumento do pH da camada superficial do solo, sendo esse efeito atribuído à reação de carbonatos presentes, à diminuição do Al^{3+} pela formação de complexo organometálico e ao aumento da saturação por bases que o resíduo provocou no solo.

No estudo de De Paula et al. (2021) maior pH do solo foi devido ao caráter alcalino do composto (pH = 8,0), que foi aplicado em um solo ácido (pH = 5,7). Os grupos de função aniônica como carboxila e hidroxila presente em materiais orgânicos adsorvem H^+ da solução e aumenta o pH do solo. Além disso, a adição de cátions básicos como K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} , bem como a formação de OH^- e HCO^- , resultantes da mineralização de compostos carbonáceos, contribuem para o aumento do pH no solo.

Figura 12 - Teores de alumínio (Al^{3+}), Saturação por Bases e pH em quatro camadas do Cambissolo Háplico Distrófico sob tratamentos controle e reciclagem de resíduos orgânicos em duas épocas, Lages/SC

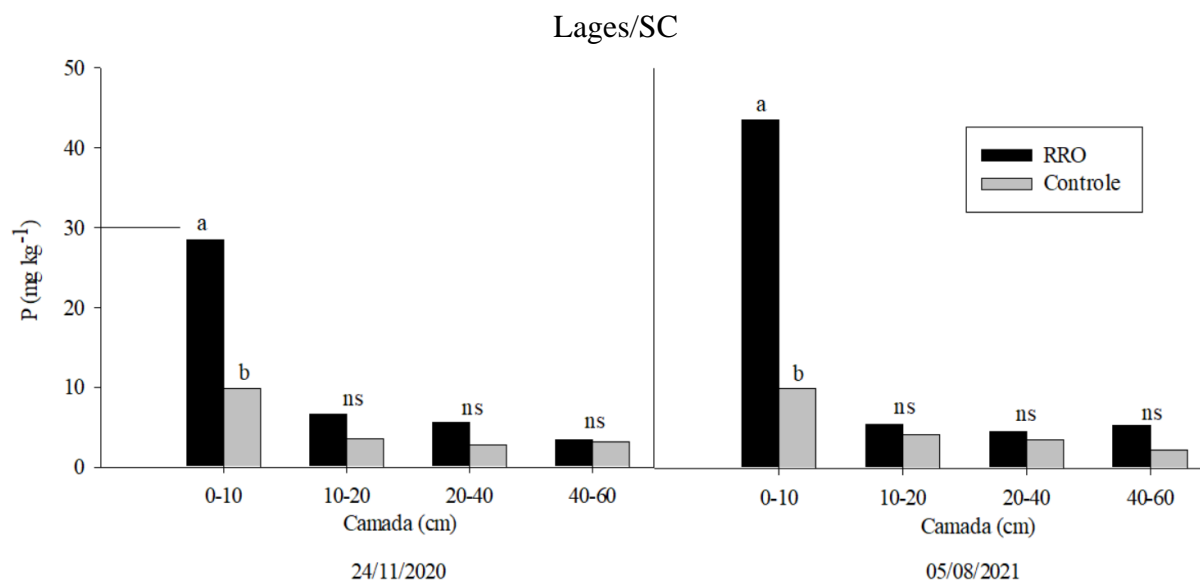


Fonte: Elaborado pela autora (2022)

4.1.2 Teor de Fósforo disponível

A RRO incrementou os teores de fósforo disponível (P) no solo em todas as camadas e em ambas as coletas, mas de forma estatisticamente significativa apenas na camada superior (10 cm) das duas coletas (Figura 13). O aumento nos teores de P na RRO ocorrem principalmente a presença de P nos resíduos (WEI et al., 2015) e também pela presença de ácidos orgânicos que competem pelos sítios de adsorção e favorecem a dessorção de P das partículas e gera o incremento de P na solução do solo (PAVINATO; ROSOLEM, 2008).

Figura 13 - Teores de Fósforo disponível (P) em quatro camadas do Cambissolo Háplico Distrófico sob tratamentos controle e reciclagem de resíduos orgânicos em duas épocas,



Fonte: Elaborado pela autora (2022)

De acordo com a CQFS-RS/SC (2016) para o adequado desenvolvimento de culturas de hortaliças, solos com os teores de argila entre 21 e 40%, como desse Cambissolo Háplico, o teor de fósforo deve ser superior a 30 mg kg⁻¹. Na primeira coleta os teores ainda eram inferiores ao desejado, no entanto na primeira camada da segunda coleta o tratamento RRO, incrementou o teor de fósforo que atingiu o valor adequado.

O fósforo é um elemento pouco móvel no solo e, portanto, suas maiores concentrações localizam-se na camada superficial do solo. Quando os teores de P estão em excesso, ocorrem perdas que representam riscos ao meio ambiente, em especial, a eutrofização de corpos d'água

(GATIBONI et al., 2015). Em geral, as perdas de P ocorrem tanto por escoamento superficial quanto por lixiviação, sendo a primeira de particular importância para solos com alta capacidade de sorção de P, uma característica típica de solos agrícolas de áreas subtropicais do Brasil (ABDALA et al., 2020; BORTOLUZZI et al., 2015).

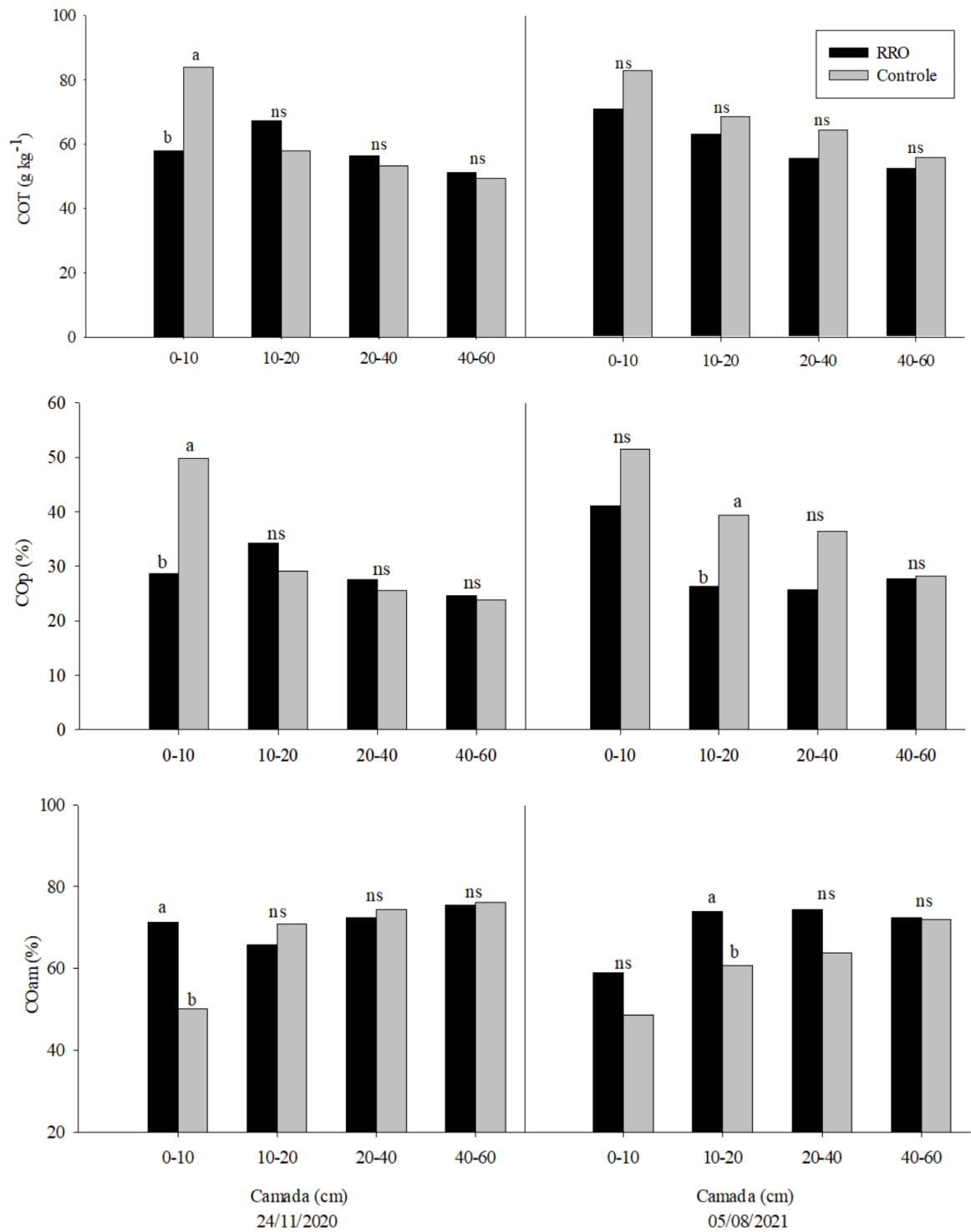
Gatiboni et al. (2015) estabeleceram os Limites Críticos Ambientais de P (LCA-P) para solos com diferentes teores de argila no Estado de Santa Catarina abaixo dos quais não há alto risco de transferência de P do solo para a superfície das águas. O LCA-P, calculado para a camada superficial do solo estudado, é igual a 70 mg kg⁻¹, e os teores encontrados de P em ambas as coletas foram menores que esse limite crítico (28 e 44 mg kg⁻¹).

4.1.3 Carbono orgânico total

A RRO não alterou os teores de carbono orgânico total (COT) em relação ao controle. Diferente do relatado por outros estudos, na camada superior da primeira coleta, os teores foram significativamente menores. No entanto, na segunda coleta essa diferença diminuiu e não foi mais significativa. Os teores de carbono orgânico particulado (COp) seguiram padrão semelhante ao COT, com teores inferiores na RRO e diferença significativa na camada superior da primeira coleta. No entanto, na segunda coleta houve diferença significativa na segunda camada (20 cm), com teores inferiores de COp na RRO. De forma inversa ao COp, o teor de carbono orgânico associado aos minerais (COam) foi maior na RRO em comparação com o controle na camada superior da primeira coleta e na segunda camada da segunda coleta (Figura 14).

O COp representa uma forma de C lábil que é suscetível à mineralização em curto prazo, muito sensível às variações nos aportes de resíduos vegetais e sua exposição à degradação em relação ao manejo do solo, sendo a primeira fração a refletir mudanças no teor de C no solo (CONCEIÇÃO et al., 2005). Isso corrobora os resultados encontrados, pois o declínio no COT foi refletido nos teores de COp. Por outro lado, o COam é um compartimento de renovação lenta, principalmente de origem microbiana, associado a partículas de argila, e relacionado ao sequestro de C a longo prazo em solos tropicais e subtropicais (RODRIGUES et al., 2022; VELOSO et al., 2018). Isso reflete os teores de COam encontrados, pois ele representa a maior parte do COT na RRO (acima de 70%), o que demonstra que os resíduos orgânicos que são reciclados não favorecem o incremento de COT no solo.

Figura 14 - Teores de carbono orgânico total (COT), e a percentagem de carbono orgânico particulado (COp) e de carbono orgânico associado aos minerais (COam), em quatro camadas do Cambissolo Háplico Distrófico sob tratamentos controle e reciclagem de resíduos orgânicos em duas épocas, Lages/SC



Fonte: Elaborado pela autora (2022)

Um fator que incrementa os teores de COT no solo, decorrente da adubação com fontes orgânicas, é a maior produtividade da biomassa vegetal que ela promove, principalmente das raízes, tendo em vista que as raízes são a principal fonte de C acumulado no solo (ALBUQUERQUE et al., 2005; MAFRA et al., 2015). Na RRO no momento da coleta não existia o cultivo de nenhuma cultura, fator que pode influenciar nos menores teores de COT. Outro fator que explica os menores teores de COT na RRO é a salinidade do solo proporcionada pelos elevados teores de Na^+ , que inibe a atividade dos microrganismos e esses, ao mineralizarem os resíduos orgânicos, promovem perda de carbono em forma de CO_2 , ao invés de armazená-lo no solo (MAVI; MARSCHER, 2017).

O processo de reciclagem de resíduos orgânicos no solo exerce influência positiva na química do solo, através da adição de cátions básicos para a nutrição das plantas como cálcio, magnésio e potássio, eleva o pH do solo e consequentemente reduz os teores de alumínio trocável. No entanto, os elevados teores de Na^+ preocupa, pois inibem atividades microbianas necessárias a ciclagem do carbono (HAJ-AMOR et al., 2022; YANG et al., 2020; MAVI; MARSCHNER, 2017), confere caráter sódico ao solo (SANTOS ET AL., 2018) que ao longo do tempo afeta negativamente a física do solo (MEDEIROS et al., 2013; PÉRTILE et al., 2012; ALBUQUERQUE et al., 2011).

4.2 ATRIBUTOS BIOLÓGICOS DO SOLO

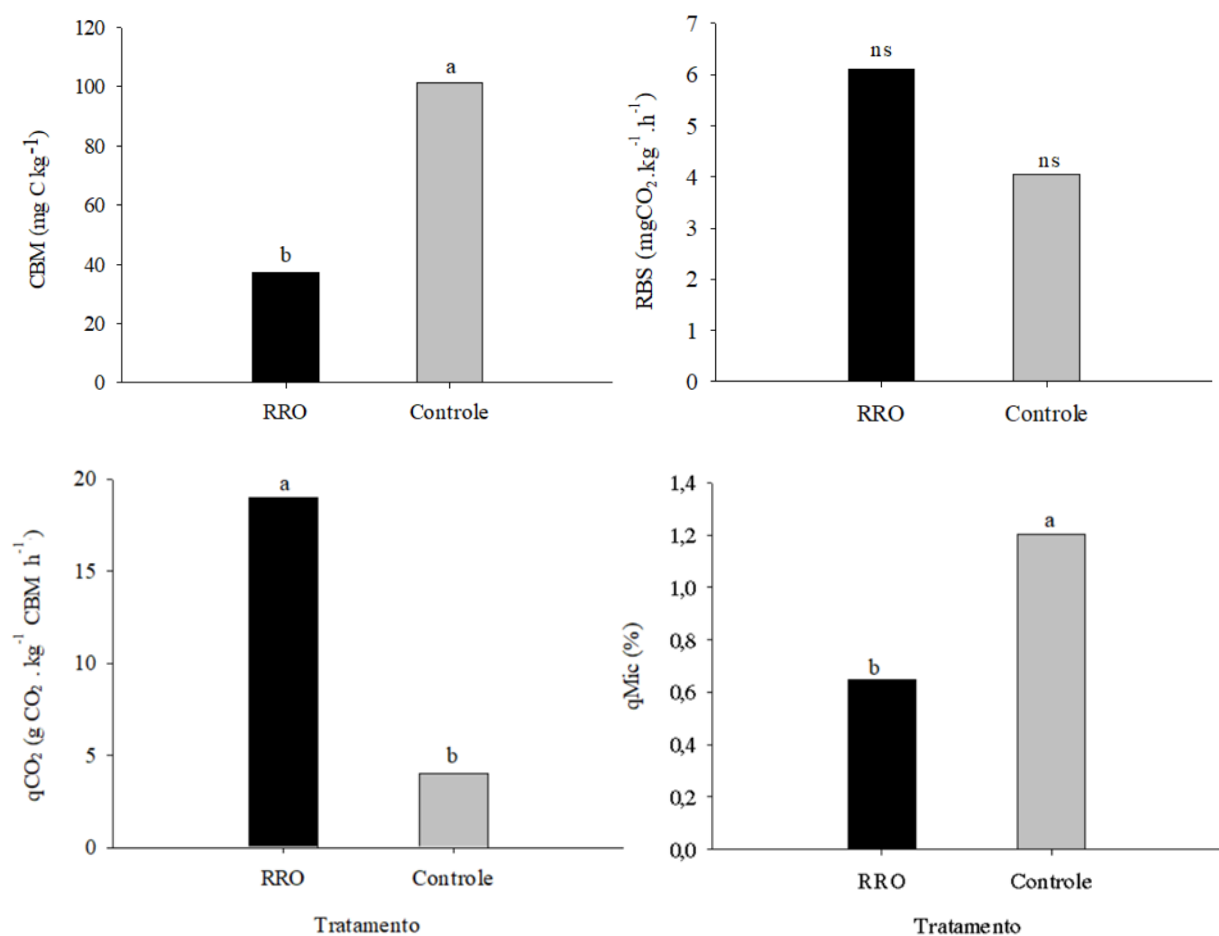
O carbono da biomassa microbiana (CBM) e o q_{Mic} foram menores na RRO em comparação com o controle. Entretanto, o quociente metabólico (q_{CO_2}) foi maior na RRO em comparação ao controle. A respiração basal do solo (RBS) não diferiu entre os tratamentos (Figura 15).

O carbono da biomassa microbiana (CBM) é o componente vivo da matéria orgânica do solo. Sua avaliação é útil para obter informações rápidas sobre mudanças nas propriedades orgânicas do solo (ARAÚJO et al., 2012; FRIGHETTO, 2000). É um indicativo da quantidade de carbono que o solo recebe, sendo favorecido em solos com textura argilosa, na presença de vegetação ou sob cultivo mínimo (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

A respiração basal do solo (RBS) é um processo que reflete a atividade biológica do solo, sendo definida como a produção de CO_2 como resultado de processos metabólicos de

organismos vivos do solo (ARAÚJO et al., 2012). Elevada RBS indica que a atividade microbiana pode liberar o carbono contido na matéria orgânica estável e comprometer os processos químicos e físicos do solo, como a agregação de partículas e retenção de água e nutrientes (PRIMIERI; MUNIZ; LISBOA, 2017).

Figura 15 - Carbono da biomassa microbiana (CBM) e Respiração basal do solo (RBS) Quociente metabólico (qCO_2) e Quociente microbiano ($qMic$) em quatro camadas do Cambissolo Háplico Distrófico sob tratamentos controle e reciclagem de resíduos orgânicos em duas épocas, Lages/SC



Fonte: Elaborado pela autora (2022)

De acordo com Moreira e Siqueira (2006) o quociente metabólico (qCO_2) é calculado a partir da RBS em relação ao CBM, e representa a quantidade de C- CO_2 por unidade de CBM. É um índice utilizado para avaliar a qualidade dos solos, pois indica o nível de estresse da biomassa microbiana, que sob estresse apresentará qCO_2 elevado, e resulta em maior consumo

de energia e consequente aumento na taxa de mineralização do C e da liberação de CO₂ (CUNHA et al., 2011). Valores acima de 2 g CO₂ kg⁻¹ CBM h⁻¹ proposto por Anderson; Domsch (1993), é indicador de um limiar crítico para o desempenho da comunidade microbiana.

A RBS e o qCO₂ refletem a atividade microbiana, em que as maiores atividades refletem em taxas mais rápidas de decomposição, o que aumenta a disponibilidade de nutrientes para as plantas a curto prazo, entretanto, em ausência de culturas em estágios iniciais de desenvolvimento resulta em perda de nutrientes via lixiviação (CUNHA et al., 2012).

O qCO₂ na RRO está muito acima do limiar crítico, pois a quantidade de CBM é baixa e a RBS elevada. Isso indica que esses organismos são poucos e estão em condições estressantes, o que resulta em um desequilíbrio no sistema, liberação de altas taxas de CO₂ e de potencial perda de nutrientes por lixiviação.

O quociente microbiano (qMic) corresponde à relação entre o CBM e o carbono orgânico total (COT) e reflete processos importantes relacionados às adições e transformações da MO, assim como a eficiência de conversão de COT em CBM (ANDERSON, 1994; SPARLING, 1992). Se a RBS for baixa, mais carbono estará disponível para a produção de biomassa, o que deve ser refletido em uma alta porcentagem de qMic (ANDERSON, 2003).

Anderson (1994), estabeleceu 2,2% para qMic utilizado como indicador de estabilidade do sistema, em que acima deste limite indica acúmulo de carbono, e abaixo deste há perda de carbono. No entanto, Balota (2017) definiu que para condições dos solos tropicais está relação pode ser menor, próximo de 1,5%. Em circunstâncias de desequilíbrio ambiental ou em situação em que a biomassa é submetida a algum fator de estresse, a capacidade de utilização de carbono é diminuída e, neste caso, o qMic tende a diminuir (WARDLE, 1992).

Portanto, os resultados obtidos indicam perda de carbono, o que corrobora com as altas taxas de qCO₂, pois a conversão de C da matéria orgânica em CBM está comprometida, o que resulta em uma liberação excessiva de CO₂.

No entanto, quando se adiciona um resíduo orgânico no solo em condições de equilíbrio, a população microbiana é estimulada em função da adição de C-oxidável e a demanda de nutrientes pela microbiota decompositora aumenta. A RBS também aumenta rapidamente e os nutrientes minerais são absorvidos em grande quantidade para atender às exigências dos microrganismos, e ficam imobilizadas na nova biomassa (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

Como a população microbiana do solo não foi favorecida com a reciclagem de resíduos orgânicos, pois apresenta baixa biomassa microbiana e q_{Mic} , elevada respiração basal e q_{CO_2} , sugere-se que algo no solo causa este desequilíbrio, visto que esses parâmetros são sensíveis ao manejo (SANTOS; MAIA, 2013). Uma possível explicação é o excesso de sais presente na RRO e ao caráter sódico que proporcionou ao solo. De acordo com Haj-Amor et al. (2022) a salinidade reduz a biomassa microbiana principalmente porque o estresse osmótico resulta na secagem e destruição das células. Esse fenômeno também afeta a atividade microbiana pois reduz a disponibilidade de água para atividades microbianas (YANG et al., 2020).

Mavi e Marscher (2017) analisaram os efeitos da salinidade na RBS e na quantidade de carbono orgânico dissolvido no lixiviado em quatro solos não salinos e não sódicos de textura diferente (com 4, 13, 24 e 40% de argila), que foram lixiviados com combinações de 1 mol L^{-1} NaCl e 1 mol L^{-1} CaCl₂, com dois níveis de sodicidade (não sódico e sódico). Concluíram que os tratamentos sódicos, em todas as texturas, apresentaram RBS mais altas e as maiores concentrações de carbono orgânico dissolvido no lixiviado, sugerindo que a liberação de compostos orgânicos e a falta de ligação do C adicionado foram maiores do que os microrganismos do solo foram capazes de decompor. Os autores atribuíram esse comportamento devido a inibição da atividade microbiana por altas concentrações de sais.

De maneira geral, a RRO foi prejudicial aos parâmetros biológicos analisados, e por isso os resíduos devem ser aplicados com cautela, especialmente controlando a dose aplicada em cada área. Para uma avaliação mais detalhada sobre a influência da RRO na biologia do solo, são necessários mais estudos e avaliações de diferentes parâmetros como abundância e diversidade da fauna edáfica e atributos microbianos.

4.3 ATRIBUTOS FÍSICOS DO SOLO

A classe textural do solo foi classificada como franco-argilosa (Tabela 2). Na camada mais superficial o teor de argila foi menor, enquanto de areia foi maior. As diferenças se devem a variabilidade que ocorre nos Cambissolos, considerados solos jovens e em processo de formação. Os solos franco argilosos apresentam maior disponibilidade hídrica devido ao maior teor de MO e à sua distribuição granulométrica, pois predominam poros de menor diâmetro ($<0,2 \text{ mm}$), que favorecem o aumento da retenção de água por capilaridade (PETERSEN et al., 1968; BRAIDA et al., 2011; COSTA et al., 2013a).

Tabela 2 – Frações Granulométricas do solo em quatro camadas do Cambissolo Háplico Distrófico sob tratamentos controle e reciclagem de resíduos orgânicos em duas épocas, Lages/SC.

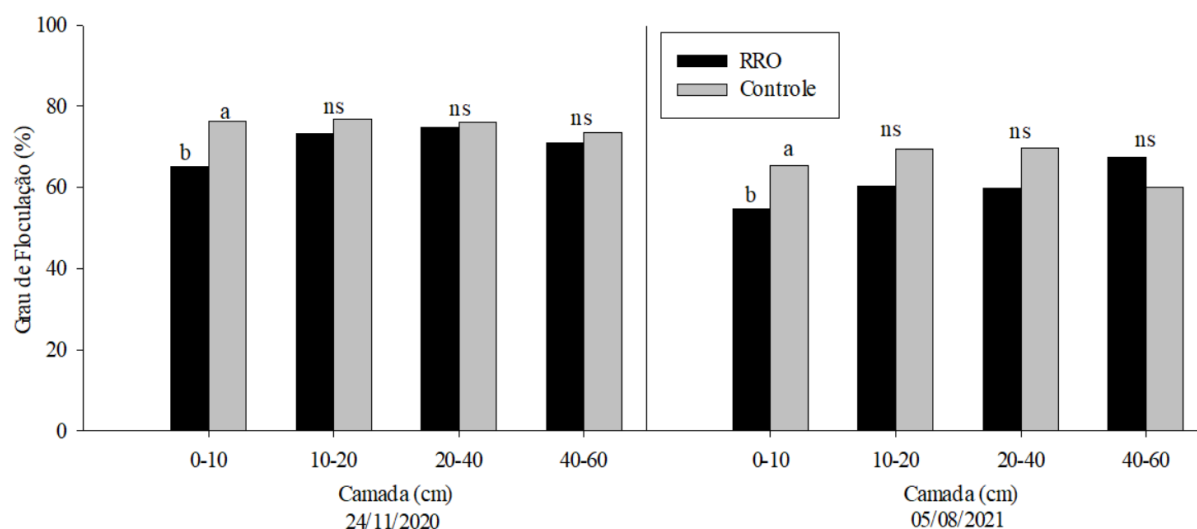
Tratamento	Camada	Areia	Silte	Argila
	---- cm ----	----- g 100 g ⁻¹ -----		
RRO	0-10	42	28	29
	10-20	33	32	35
	20-40	33	30	37
	40-60	37	29	34
Controle	0-10	35	36	29
	10-20	31	36	33
	20-40	30	37	33
	40-60	37	32	31

Fonte: Elaborada pela autora (2022)

4.3.1 Grau de Flocculação

A RRO diminuiu a flocculação da argila de forma significativa na camada superior em ambas as coletas (Figura 16). Como parte dos resíduos orgânicos utilizados na RRO provêm de alimentos processados que receberam a adição de temperos e NaCl, o teor de Na⁺ foi maior neste tratamento e a flocculação da argila foi menor, especialmente na primeira camada, a que recebe os resíduos na superfície do solo. Na segunda coleta as diferenças aumentaram, mas apenas na primeira camada foram significativas.

Figura 16 - Grau de flocculação em quatro camadas do Cambissolo Háplico Distrófico sob tratamentos controle e reciclagem de resíduos orgânicos em duas épocas, Lages/SC



Fonte: Elaborado pela autora (2022)

Com a interação entre as partículas de argila, forças tanto de repulsão quanto de atração ocorrem no solo. Quando as forças repulsivas são dominantes, as partículas se repelem e permanecem separadas umas das outras, o que favorece a dispersão da argila. Por outro lado, quando prevalecem as forças atrativas, a argila torna-se flocculada (HILLEL, 2004). Quando cátions monovalentes, especialmente o Na^+ predominam em relação aos cátions polivalentes como Ca^{+2} , Mg^{+2} ou Al^{+3} , as forças de atração não são capazes de superar a repulsão natural entre partículas de argila carregadas negativamente. Na presença do Na^+ as partículas de argila não podem se aproximar o suficiente para floccular, assim permanecem na sua forma dispersa (BRADY; WEILL, 2013).

Melo et al. (2019) ao analisarem se o aumento do teor de matéria orgânica pela aplicação de cama de aves poderia inibir a dispersão da argila após a ruptura mecânica dos agregados, contataram que a quantidade de argila dispersa depende da capacidade dos agregados resistirem às forças mecânicas aplicadas e da tendência da argila floccular após ser liberada dos agregados. O elevado teor de matéria orgânica observado neste estudo, relacionado com possíveis benefícios a estrutura do solo, não foi suficiente para evitar a dispersão da argila na RRO.

Albuquerque et al. (2011) ao avaliarem a utilização de um resíduo alcalino (dregs) como corretivo da acidez e quantificar as mudanças nos atributos químicos e físicos em dois Cambissolos Húmicos (textura franco-argilosa e franco arenosa), relataram que o aumento no

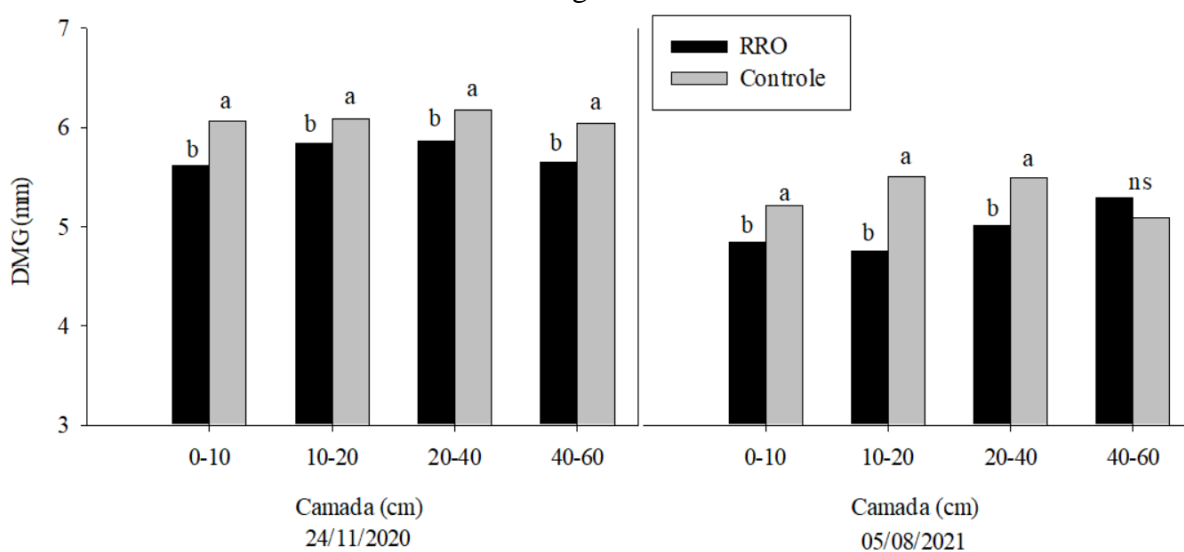
teor de Na^+ dispersou a argila. Essa relação também ocorreu nos estudos de Medeiros et al. (2013) e Pértile et al. (2012).

Colombani et al. (2020) analisaram a lixiviação de nutrientes e metais pesados de uma coluna de solo (franco argiloso) não perturbada sujeita a eventos extremos de chuva após a aplicação de dois condicionadores de solo (resíduos de palha e composto de resíduos orgânicos urbanos) em comparação com o fertilizante de ureia sintética padrão. Relataram que a compostagem dispersou a argila devido à presença de sódio, aproximadamente 450 mg kg^{-1} . A dispersão diminuiu a porosidade e a condutividade hidráulica do solo. A diminuição do grau de floculação da argila pode causar alterações na microestrutura do solo, pois partículas dispersas podem obstruir poros, prejudicar os fluxos de água e gases e favorecer processos erosivos (NUNES et al., 2020).

4.3.2 Estabilidade dos agregados

A RRO diminuiu o diâmetro médio geométrico (DMG) dos agregados em comparação ao controle (Figura 17), pois apresenta menor conteúdo de carbono orgânico total e carbono particulado (fração lábil). O menor de DMG indica que os macroagregados estão se desestabilizando e formando microagregados.

Figura 17 - Diâmetro médio geométrico em quatro camadas do Cambissolo Háplico Distrófico sob tratamentos controle e reciclagem de resíduos orgânicos em duas épocas, Lages/SC.



Fonte: Elaborada pela autora (2022)

Agregação é uma característica física importante em relação às funções do solo, pois influencia a porosidade, infiltração, retenção de água e resistência do solo à compactação. Microagregados ($<250\ \mu\text{m}$) são decorrentes principalmente de processos físico-químicos, como floculação, adsorção, interação química e física, tendo na matéria orgânica humificada (compostos orgânicos persistentes) um dos principais componentes responsáveis pela sua estabilidade, além da mineralogia da fração argila. Os macroagregados ($>250\ \mu\text{m}$) são de natureza biológica e a sua estabilidade depende da constante adição de resíduos vegetais que visem à reposição dos compostos orgânicos transitórios (polissacarídeos microbianos) e temporários (raízes finas e hifas de fungos), os quais são os principais responsáveis pela sua estabilidade (BRAIDA et al., 2011).

Solos com alto teor de matéria orgânica tendem a ter agregados maiores, mais estáveis e que resistem à compactação. A melhor agregação do solo depende do teor de carbono orgânico, especialmente da fração de CO lábil (ALMENDRO-CANDEL et al., 2018; TISDALL; OADES, 1982). Os componentes da matéria orgânica, estão envolvidos nos diferentes níveis da hierarquia de agregados do solo, desde a formação inicial de complexos organo minerais básicos até a estabilização de agregados de maior tamanho (SIX et al., 1998).

Rosa et al. (2013) ao avaliarem espécies de plantas de cobertura e sistemas de manejo nas propriedades físicas do solo e na produtividade da uva, observaram maior DMG dos agregados no tratamento com aveia preta e no multi espécies (consórcio) do que com espécies espontâneas. Sugeriram que esse efeito pode estar relacionado à atividade do sistema radicular, que libera exsudatos que aumentam a agregação do solo. Benefícios das plantas de cobertura também foram relatados por Spagnollo et al. (2002) e Bayer et al. (2003), especialmente no fornecimento de nitrogênio e nos estoques de carbono orgânico.

Na RRO, os canteiros que foram selecionados para amostragem do solo no momento da coleta não possuíam ainda nenhuma espécie de hortaliça cultivada, todavia, no controle por ser um local que previamente tinha mata nativa, existia a presença de gramíneas e arbustos nativos.

Santos et al. (2022) ao avaliarem alterações causadas por sucessivas aplicações de dejetos suínos e fertilizante solúvel na agregação de um Latossolo, relataram que os tratamentos com as maiores taxas de dejetos suíno apresentaram maior massa de microagregados e menor de macroagregados, isso refletiu em menor estabilidade (DMG) quando comparados as menores

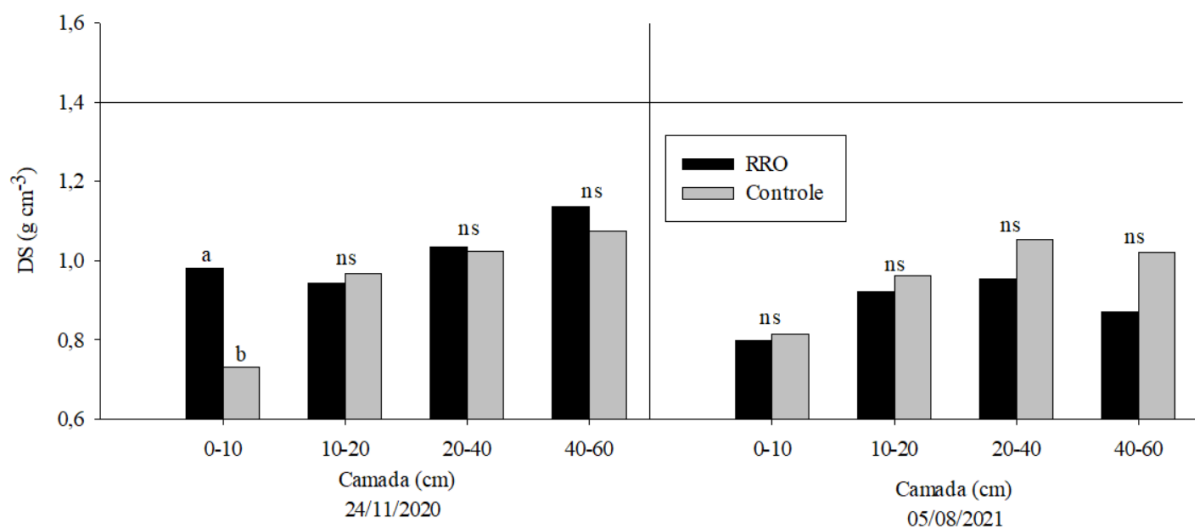
taxas de dejetos suínos. Aplicações de dejetos suínos (33 e 66 m³ ha⁻¹) em Latossolo Vermelho distroférico muito argiloso aumentaram a dispersão da argila e a quantidade de microagregados (<0,250 mm) (BARBOSA et al., 2015), o que indica prejuízos a estrutura do solo.

Portanto, no presente estudo, a diminuição da estabilidade dos agregados, pode estar relacionada com o aumento nos teores de sódio e da dispersão da argila no solo com a reciclagem de resíduos orgânicos.

4.3.3 Densidade do solo

A RRO aumentou a densidade do solo (DS) na primeira coleta de forma significativa na camada de 0-10 cm (Figura 18). Apesar do aumento, a Ds variou entre 0,78 e 1,13 g cm⁻³, abaixo do limite crítico, proposto por Reichert, Reinert e Braida (2003), para solos de textura franco-argilosa, o qual situa-se entre 1,4 e 1,5 g cm⁻³. Este limite crítico indica a densidade prejudicial ao crescimento das raízes das plantas.

Figura 18 - Densidade do Solo (DS) em quatro camadas do Cambissolo Háplico Distrófico sob tratamentos controle e reciclagem de resíduos orgânicos em duas épocas, Lages/SC. A linha em 1,4 g cm⁻³ representa o limite crítico da Ds proposto por Reichert, Reinert e Braida (2003)



Fonte: Elaborada pela autora (2022)

Uma possível explicação para este comportamento na camada superior é a maior dispersão de argila encontrada na RRO, pois a argila dispersa, obstrui os poros e aumenta a densidade do solo, reduz a taxa de infiltração e favorece o escoamento superficial (LUNARDI

NETO et al., 2008). O acúmulo de matéria orgânica no solo proporciona melhorias da estrutura do solo, com a redução da densidade e incremento da porosidade do solo (BRAIDA et al., 2011). A RRO apresenta menor teor de CO em relação ao controle, fator que contribui para elevar a densidade do solo.

Conforme discutido acima, também houve menor estabilidade dos agregados na camada mais superficial na RRO. É sabido que solos menos estáveis se desagregam mais facilmente e, com isso, sua densidade aumenta e a porosidade total diminui (ALBUQUERQUE et al., 2002; COSTA et al., 2009; FLORES et al., 2008).

Andognini et al. (2020) ao avaliarem o efeito de diferentes graus de compactação nas propriedades físicas de quatro classes de solos (Latossolo Vermelho distrófico, Cambissolo Húmico alumínico, Nitossolo Bruno distrófico e Nitossolo Bruno distrófico) e no crescimento e qualidade da aveia preta, constataram que aumento do grau de compactação alterou as propriedades físicas do solo, também observaram que uma maior densidade resultou em menor condutividade hidráulica, porosidade total, macroporosidade e água disponível, e maior microporosidade, capacidade de campo e ponto de murcha permanente. No presente estudo esse comportamento foi observado na primeira coleta na camada superior do solo.

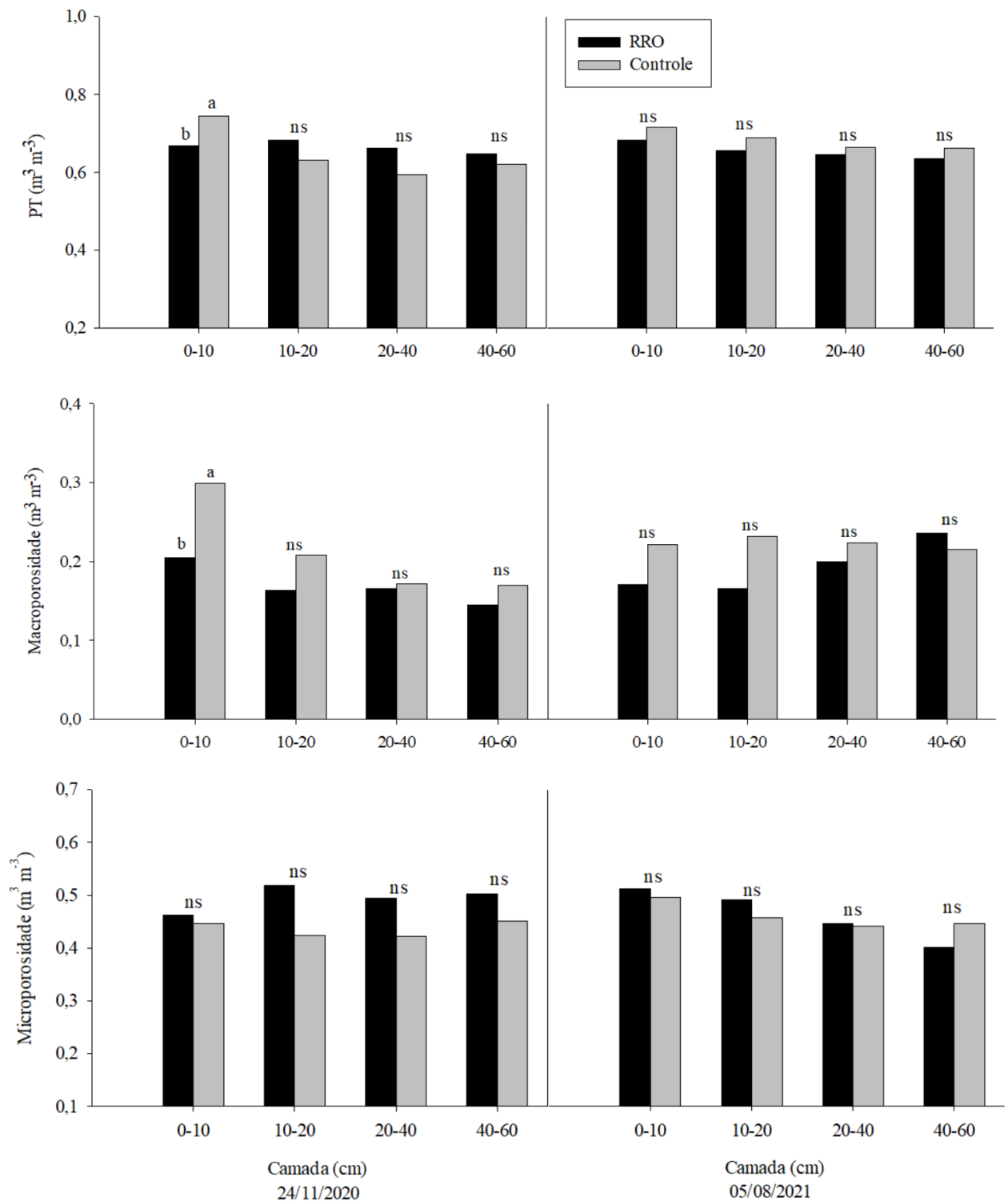
4.3.4 Porosidade

A porosidade total do solo (PT) apresentou diferença significativa apenas na primeira camada da primeira coleta, onde a PT foi menor na RRO do que no controle (Figura 19).

A macroporosidade (poros $>0,05\text{mm}$) foi menor na RRO do que no controle em todas as camadas da primeira coleta e nas três camadas superiores da segunda coleta, entretanto, com diferença significativa apenas na camada 0-10 cm da primeira coleta (RRO = $0,20\text{ m}^3\text{ m}^{-3}$; Controle = $0,30\text{ m}^3\text{ m}^{-3}$) (Figura 19). Essa diferença é resultado da maior dispersão e menor estabilidade dos agregados na RRO nessa camada, conforme discutido acima.

Em todas as épocas e camadas, a macroporosidade está superior a $0,10\text{ m}^3\text{ m}^{-3}$, o que indica que o solo apresenta adequada capacidade de aeração de acordo com Xu et al. (1992), pois quando a porosidade de aeração é inferior a esse limite a aeração no solo é muito baixa e causa anaerobiose das raízes das plantas.

Figura 19 - Porosidade Total (PT), macroporosidade e microporosidade em quatro camadas do Cambissolo Háplico Distrófico sob tratamentos controle e reciclagem de resíduos orgânicos em duas épocas, Lages/SC



Fonte: Elaborada pela autora (2022)

De acordo com Schafrath et al. (2008) a redução do diâmetro dos macroporos cria microporos, destacando-se a relação da porosidade com a densidade do solo e como o manejo pode reduzir a proporção de poros maiores transformando-os em microporos. Relatam que essa redução, além de alterar a distribuição de tamanho de poros do solo, eleva a densidade, corroborando o estudo de Andognini et al. (2020). Na maioria das camadas a microporosidade foi ligeiramente maior na RRO (entre 0,44 a 0,51 $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$) em relação ao controle (entre 0,42 a 0,49 $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$), mas a diferença não foi significativa (Figura 19).

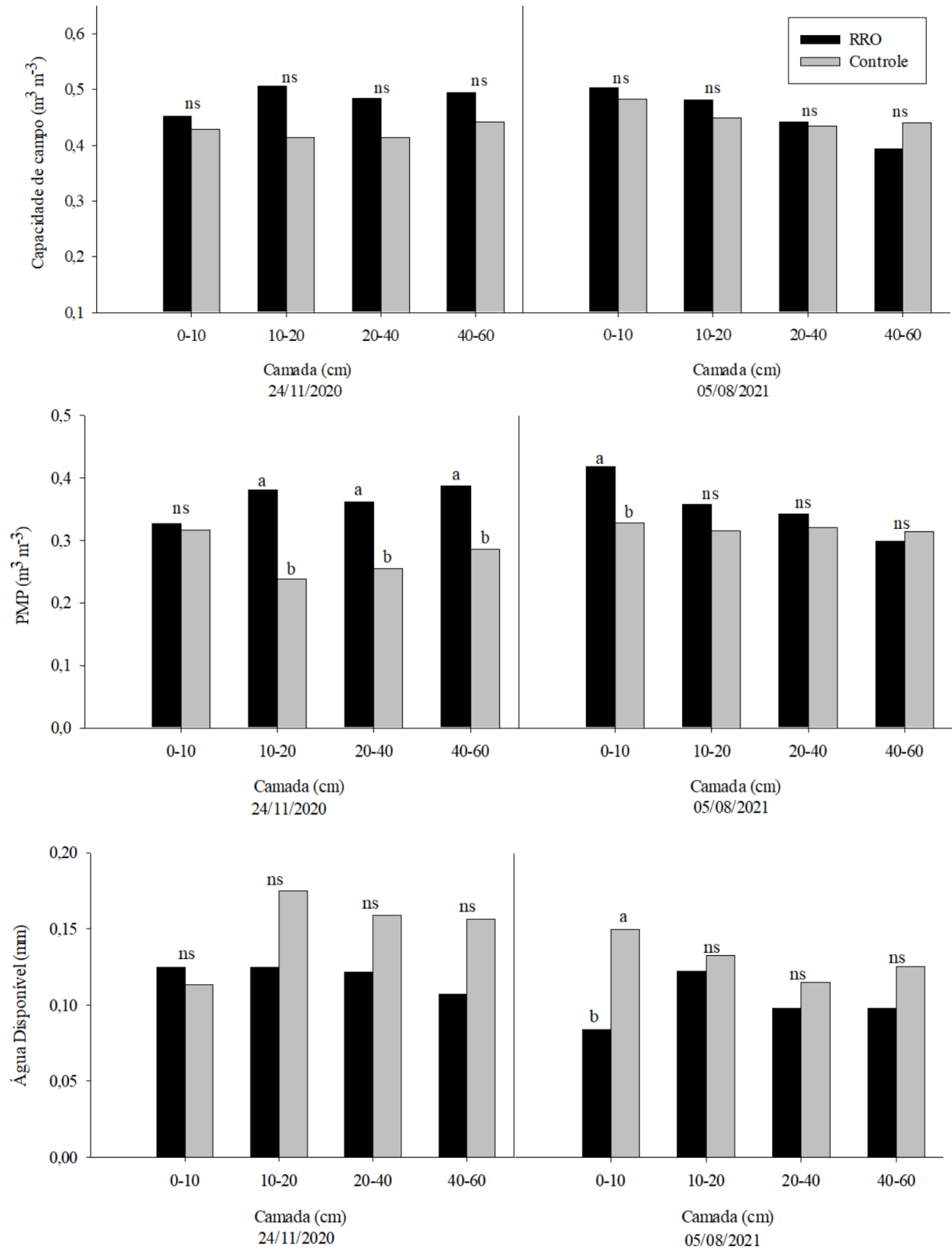
4.3.5 Água no solo

A capacidade de campo (CC) embora maior na RRO, à semelhança da microporosidade, não diferiu entre épocas e camadas (Figura 20). Os poros responsáveis pela retenção de água na CC têm diâmetro inferior a 0,03 mm e tem comportamento semelhante aos microporos, que possuem diâmetro inferior a 0,05 mm. A CC pode ser definida como o limite superior de armazenamento de água no solo, portanto o seu incremento é benéfico ao crescimento das culturas.

A RRO incrementou o ponto de murcha permanente (PMP) de forma significativa nas três camadas inferiores da primeira coleta e na camada superior da segunda coleta (Figura 20). O PMP é a umidade do solo na tensão de 1500 kPa, sendo o limite inferior de armazenamento de água no solo, ou umidade que ocasiona às plantas perda de turgescência das folhas e dessa murcha não se recuperam quando colocadas num ambiente escuro e saturado (KLEIN, 2008). Quanto maior o PMP maior será a quantidade de água não disponível retida no solo.

A água disponível é o intervalo de umidade entre capacidade de campo e ponto de murcha permanente, usado para definir estratégias de manejo (CASSEL; NIELSEN, 1986). A água disponível foi menor com a adição de resíduos do que no controle (Figura 20), pois a capacidade de campo aumentou na RRO, mas com intensidade menor que o aumento do PMP. Com isso, o volume de água disponível diminuiu na camada superior da segunda coleta.

Figura 20 - Capacidade de campo, ponto de murcha permanente (PMP) e água disponível em quatro camadas do Cambissolo Háplico Distrófico sob tratamentos controle e reciclagem de resíduos orgânicos em duas épocas, Lages/SC.

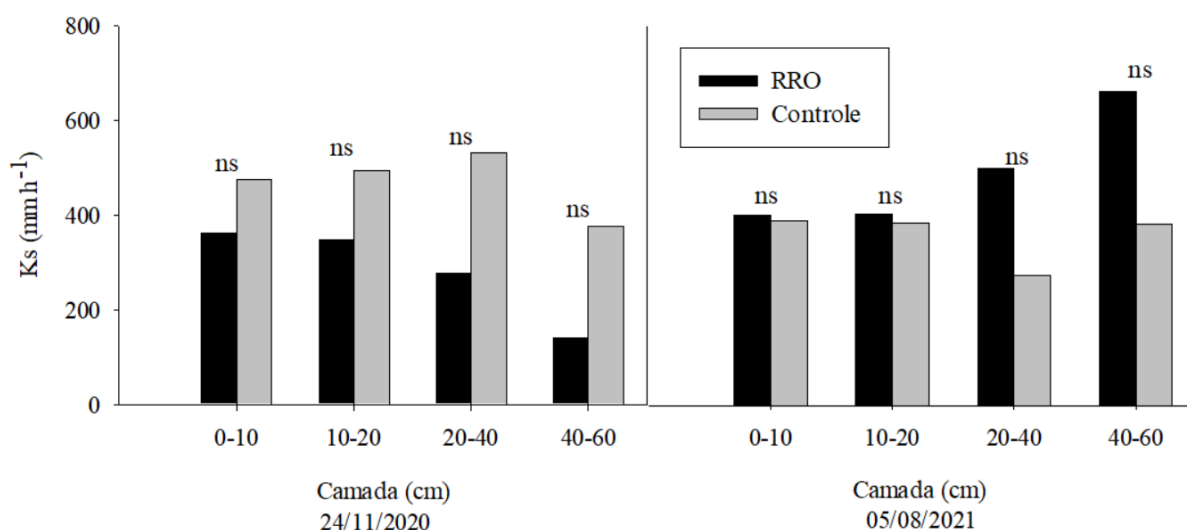


Fonte: Elaborada pela autora (2022)

A matéria orgânica afeta a retenção de água do solo devido à sua alta área superficial específica quando comparada com a maioria dos minerais de argila, especialmente os óxidos e a caulinita. A granulometria do solo também afeta a relação da retenção de água com o conteúdo de matéria orgânica (BIGORRE; TESSIER; PÉDRO, 2000; REICHERT et al., 2020). Em solos de textura fina, o conteúdo de água disponível é favorecido, pois o espaço poroso é maior que os solos de texturas mais arenosa. Costa et al. (2013ab) relatam que a elevada retenção de água em Cambissolo Húmico está relacionada aos teores de CO e a granulometria, propriedades que favorecem os mecanismos de adsorção e capilaridade. Minasny e McBratney (2018) relataram que o aumento em 1% do teor de CO elevou pouco a capacidade de água disponível (apenas 1,4 a 1,9%), com efeito mais pronunciado nos solos arenosos em relação aos argilosos.

A condutividade hidráulica saturada (K_s) na primeira coleta foi menor na RRO do que no controle, todavia, na segunda foi maior na RRO do que no controle, porém, sem diferença significativa (Figura 21). A K_s está relacionada com a distribuição do tamanho de poros, textura e densidade do solo e, principalmente, apresenta relação com a macroporosidade do solo (ALBUQUERQUE; SANGOI; ENDER, 2001; SORACCO et al., 2012). A menor K_s pode estar relacionada a maior densidade do solo e menor macroporosidade na RRO.

Figura 21 - Condutividade Hidráulica Saturada (K_s) em quatro camadas do Cambissolo Háplico Distrófico sob tratamentos controle e reciclagem de resíduos orgânicos em duas épocas, Lages/SC



Fonte: Elaborada pela autora (2022)

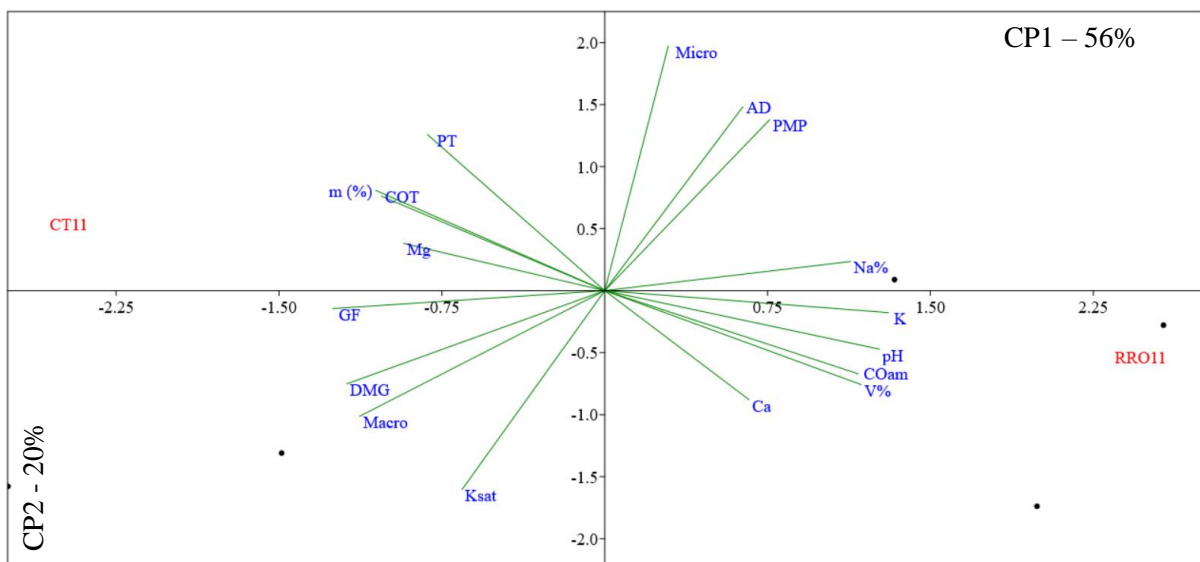
Apesar das diferenças apresentadas, condutividades maiores não diferiram daquelas menores devido aos altos coeficientes de variação, razão pela qual é necessário um número grande de amostras para detectar diferenças significativas (ANDOGNINI et al., 2020; DE LIMA et al., 2012).

De maneira geral, a reciclagem de resíduos orgânicos diretamente sob o solo não favoreceu os atributos físicos, principalmente porque os teores de sódio prejudicaram a estrutura do solo, resultando em maior dispersão da argila e densidade, e menor estabilidade de agregados, porosidade e água disponível no solo.

4.4 ANÁLISE DOS COMPONENTES PRINCIPAIS

Para a primeira coleta foi realizada a análise dos componentes principais (ACP) na primeira camada (0-10 cm), pois foi a que apresentou na maioria dos atributos do solo diferenças significativas entre os tratamentos. A ACP demonstrou que o componente principal 1 (CP1) e o componente principal 2 (CP2) explicaram 76% da variabilidade total dos dados das características físicas e químicas do solo (Figura 22). O CP1 modelou 56% da variância, enquanto o CP2 20%.

Figura 22 - Análise dos componentes principais para o controle (CT11) e a reciclagem de resíduos orgânicos (RRO11) na primeira coleta e primeira camada do Cambissolo Háplico Distrófico, Lages/SC.

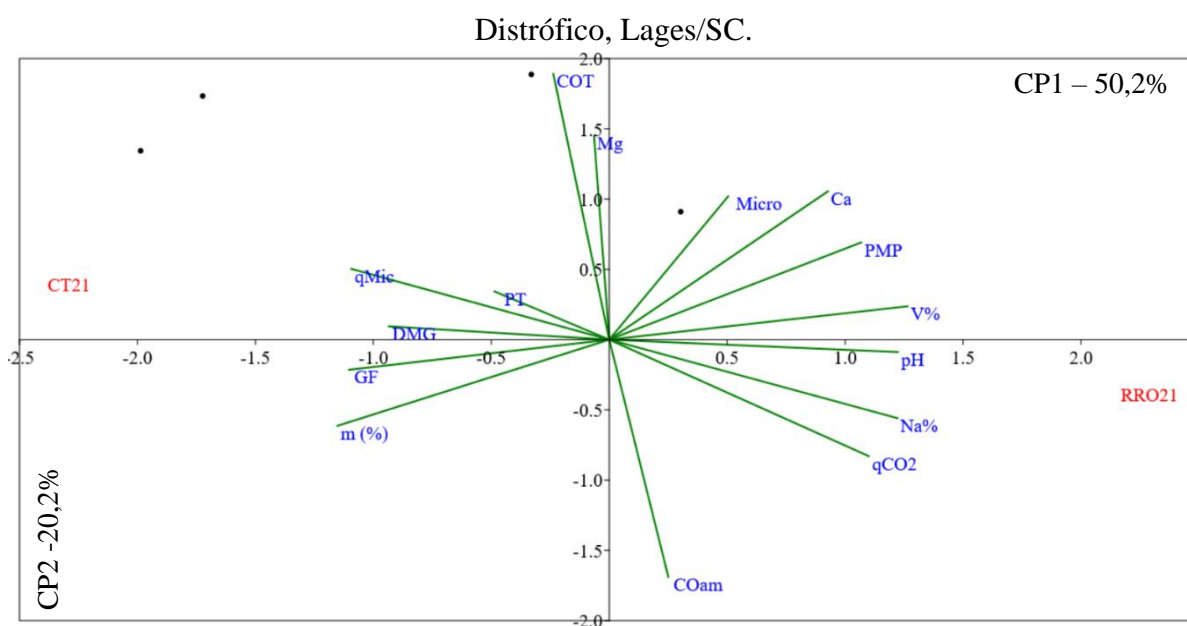


Fonte: Elaborada pela autora (2022)

Para o CP1 as variáveis explicativas com maior contribuição foram potássio (K), pH, saturação por bases (V%), carbono orgânico associado aos minerais (COam), saturação por sódio (Na%), sendo os atributos que mais se relacionaram com o tratamento RRO. Enquanto carbono orgânico total, saturação por Al (m%), teor de magnésio (Mg), grau de floculação (GF), diâmetro médio geométrico dos agregados (DMG) e macroporosidade (macro), são os atributos explicativos que mais contribuíram ao controle. Percebe-se a relação inversa entre a saturação por sódio com o grau de floculação e DMG. Também, com o aumento da V% ocorre o incremento do pH, conforme já discutido anteriormente.

Para a segunda coleta foi realizada a análise dos componentes principais (ACP) também na primeira camada (0-10 cm), pois foi a que apresentou na maioria dos dados diferenças significativas entre os tratamentos e a qual existia os dados microbiológicos. A ACP demonstrou que o componente principal 1 (CP1) e o componente principal 2 (CP2) explicaram 70% da variabilidade total dos dados das características físicas, químicas e biológicas do solo (Figura 23). O CP1 modelou 50% da variância, enquanto o CP2 20%.

Figura 23 - Análise dos componentes principais para o controle (CT21) e a reciclagem de resíduos orgânicos (RRO21) na segunda coleta e primeira camada do Cambissolo Háplico



As variáveis explicativas que mais contribuíram para explicação dos dados do CP1 foram e que estão relacionadas ao tratamento RRO foram ponto de murcha permanente (PMP), saturação por bases (V%), pH, saturação por sódio (Na%) e quociente metabólico (qCO₂), enquanto para o controle as variáveis que mais contribuíram foram quociente microbiano (qMic), diâmetro médio geométrico (DMG), grau de floculação (GF) e saturação por alumínio (m%).

Percebe-se a relação proporcional entre o aumento da Na% e V% no aumento das taxas de qCO₂, pois o excesso de sais causa o estresse dos microrganismos, enquanto a relação é inversa ao GF, DMG e qMic. Conforme já foi discutido anteriormente, o excesso de sódio prejudica a estrutura do solo, dispersando a argila, diminui o DMG e a população microbiana, portanto, menos carbono microbiano é produzido.

5 CONCLUSÕES

A reciclagem de resíduos orgânicos eleva os teores cálcio, potássio, sódio, fósforo e o pH e, por consequência, diminui os teores e a saturação por alumínio trocável no solo, mas não altera os teores de carbono orgânico. Com o aumento no teor de sódio prejudica a atividade dos microrganismos do solo.

A reciclagem de resíduos orgânicos eleva os teores de sódio e prejudica a estrutura do solo, pois aumenta a densidade e a argila dispersa, e reduz a estabilidade de agregados, a porosidade e a água disponível do solo.

No entanto, a reciclagem de resíduos sólidos diretamente sobre o solo é uma alternativa para destinação de resíduos, pois pode ser realizada em residências, em pequenos espaços, com isso reduz a destinação aos aterros sanitários. Estudos complementares devem ser realizados para definição de dosagens adequadas, melhoria no processo da reciclagem e quais resíduos podem ser reciclados.

REFERÊNCIAS

ABDALA, D. B. et al. Phosphorus speciation and iron mineralogy in an oxisol after 11 years of pig slurry application. **Science of the Total Environment**, v. 743, p. 77-87, 2020.

ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2020**. Disponível em: <<https://abrelpe.org.br/panorama-2020/>> Acesso em jun. 2022.

ALBUQUERQUE, J. A.; SANGOI, L.; ENDER, M. Efeitos da integração lavoura-pecuária nas propriedades físicas do solo e características da cultura do milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, p. 717–723, 2001. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832001000300021>

ALBUQUERQUE, J. A. et al. Propriedades físicas e químicas de solos incubados com resíduo alcalino da indústria de celulose. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, p.1065–1073, 2002. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832002000400024>

ALBUQUERQUE, J. A. et al. Relação de atributos do solo com a agregação de um Latossolo Vermelho sob sistemas de preparo e plantas de verão para cobertura do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, p. 415–424, 2005. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832005000300012>

ALBUQUERQUE, J. A. et al. Aplicação de resíduo alcalino na superfície de Cambissolos. **Bragantia**, v. 70, p. 888–898, 2011. <https://doi.org/10.1590/S0006-87052011000400023>

ALEF, K.; NANNIPIERI, P. (Eds.) **Methods in applied soil microbiology and biochemistry**. London: Academic Press, 576 p, 1995.

ALMENDRO-CANDEL, M. B. et al. Physical properties of soils affected by the use of agricultural waste. **Agricultural Waste and Residues**, p. 9-27, 2018.

ANDERSON, T. H. Physiological analysis of microbial communities in soil: applications and limitations. In: Ritz K.D, Giller K.E, editors. Beyond the biomass. London: **British Society of Soil Science**, p. 67-76. 1994.

ANDERSON, T. H. Microbial eco-physiological indicators to assess soil quality. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 98, p. 285–293, 2003.

ANDERSON, J. P. E.; DOMSCH, K. H. The metabolic quotient (qCO_2) as a specific activity parameters to assess the effects of environmental condition, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 25, p. 393-395, 1993.

ANDOGNINI, J. et al. Soil compaction effect on black oat yield in Santa Catarina, Brazil. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 44, p. 1–16, 2020.
<https://doi.org/10.36783/18069657rbcs20190157>

ANDREOLI, C.V. et al. Higienização do Lodo de Esgoto – Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final. In: Andreoli, C. V. **Lodo de Esgoto**. Rio de Janeiro: ABES, 2001.

ARAÚJO, E. A. et al. Qualidade do solo: conceitos, indicadores e avaliação. **Revista Brasileira de Tecnologia Aplicada nas Ciências Agrárias**, v. 5, p. 187-206, 2012.

BALOTA, E. L. Manejo e qualidade biológica do solo. Londrina: **Mecenas**, 2017.

BARBOSA, G. M. C. et al. Aggregation and clay dispersion of an oxisol treated with swine and poultry manures. **Soil and Tillage Research**, v. 146, p. 279–285, 2015.

BAYER, C.; SPAGNOLLO, E.; WILDNER, L. P.; ERNANI, P. R.; ALBUQUERQUE, J. A. Incremento de carbono e nitrogênio num Latossolo pelo uso de plantas estivais para cobertura do solo. **Ciência Rural**, v. 33, p. 469-475, 2003. <https://doi.org/10.1590/S0103-84782003000300012>

BIGORRE, F.; TESSIER, D.; PÉDRO, G. Contribution des argiles et des matieres organiques a la retention de l'eau dans les sols. Signification et role fondamental de la capacite d'echange

en cations. **Comptes Rendus de l'Academie de Sciences - Serie IIa: Sciences de la Terre et des Planetes**, v. 330, p. 245–250, 2000.

BLAKE, G. R.; HARTGE, K. H. Bulk density. In: KLUTE, A., (Ed.). **Methods of soil analysis: physical and mineralogical methods**. 2. ed. Madison. American Society of Agronomy, p.363-375, 1986.

BOSCO, T. C. Compostagem e vermicompostagem de resíduos sólidos: resultados de pesquisas acadêmicas. **Editora Blucher**, 2017.

BORTOLINI, D.; ALBUQUERQUE, J. A. Estimation of the retention and availability of water in soils of the state of Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 42, p. e0170250. 2018. <https://doi.org/10.1590/18069657rbc20170250>

BORTOLUZZI, E. C. et al. Occurrence of iron and aluminum sesquioxides and their implications for the P sorption in subtropical soils. **Applied Clay Science**, v. 104, p. 196–204, 2015.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 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. 2010.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Plano Nacional de Saneamento Básico - PLANSAB. Documento em revisão submetido à apreciação dos Conselhos Nacionais de Saúde, Recursos Hídricos e Meio Ambiente. Brasília: MDR.SNS, 240 p, 2019.

BRAIDA, J. A. et al. Matéria orgânica e seu efeito na física do solo. **Tópicos em Ciência do Solo**, v. 7, p. 221–278, 2011.

BRADY, N. C.; WEILL, R. R. The nature and properties of soils. 15. ed. 2013.

BROWN, D. P. Resources, conservation and recycling garbage: How population, landmass, and development interact with culture in the production of waste. **“Resources, Conservation & Recycling”**, v. 98, p. 41–54, 2015.

CARNEIRO, M. A. C. et al. Atributos físicos, químicos e biológicos de solo de cerrado sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 33, p. 147–157, 2009.

CARRIZO, M. E. et al. Aggregation agents and structural stability in soils with different texture and organic carbon contents. **Scientia Agricola**, v. 72, p. 75–82, 2015

CASSEL, D. K.; NIELSEN, D. R. Field capacity and available water capacity. In: KLUTE, A., ed. **Methods of soil analysis**. 2 ed. Madison, ASA – SSSA, p. 901-926, 1986.

CASSOL, P. C. et al. Disponibilidade de macronutrientes e rendimento de milho em Latossolo fertilizado com dejetos suíno. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 36, p. 1911–1923, 2012.

CERETTA, C. A.; AITA, C. Agricultura Familiar E Sustentabilidade Biologia Do Solo. **Revista Estudos Avançados**, v. 26, p. 323–330, 2012.

CESTONARO, T.; De VASCONCELOS BARROS, R. T.; De MATOS, A. T. Municipal composting facility: Is it possible to produce a compost that complies with legislation over time? **Environmental Technology and Innovation**, v. 26, p. 102342, 2022.

CHATTERJEE, N. et al. Chemical and Physical Characteristics of Compost Leachates. **Washington State Department of Transportation**, v.1, p. 54, 2013.

CHELINHO, S. et al. Quality standards for urban waste composts: The need for biological effect data. **Science of The Total Environment**, v. 694, p. 133602, 2019.

CHEN, T.; ZHANG, S.; YUAN, Z. Adoption of solid organic waste composting products: A critical review. **Journal of Cleaner Production**, v. 272, p. 122712, 2020.

CHRISTENSEN, B. T. Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density separates. v. 20, p. 1–90, 1992.

CODIGNOLE, F. et al. Techno-economic analysis of municipal solid waste gasification for

electricity generation in Brazil Chamber for Commercialization of Electrical Energy Guarantee Fund for Length of Service National Policy on Solid Waste. **Energy Conversion and Management**, v. 103, p. 321–337, 2015

COLOMBANI, N. et al. Soil conditioners effects on hydraulic properties, leaching processes and denitrification on a silty-clay soil. **Science of the Total Environment**, v. 733, p. 139342, 2020.

CONCEIÇÃO, P. C. et al. Qualidade do solo em sistemas de manejo avaliada pela dinâmica da matéria orgânica e atributos relacionados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, p. 777–788, 2005.

COOPER, J. et al. Effect of biochar and compost on soil properties and organic matter in aggregate size fractions under field conditions. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 295, p. 106882, 2020.

COSTA, A. et al. Propriedades físicas do solo em sistemas de manejo na integração agricultura-pecuária. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 235–244, 2009.

COSTA, A. et al. Pedotransfer functions to estimate retention and availability of water in soils of the state of Santa Catarina, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, p. 889-910, 2013a. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832013000400007>

COSTA, A. et al. Water retention and availability in soils of the State of Santa Catarina-Brazil: effect of textural classes, soil classes and lithology. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, p. 1535–1548, 2013b. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832013000600010>

CPRM- SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL. 2014. Disponível em: <https://rigeo.cprm.gov.br/xmlui/handle/doc/17996?show=full>. Acesso em: 19 jul. 2022.

CQFS-RS/SC – Comissão de Química e Fertilidade do Solo – RS/SC. Manual de calagem e adubação para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina. 11^a ed. **Sociedade Brasileira de Ciência do Solo** – Núcleo Regional Sul. 376 p. 2016.

CUNHA, E. Q. et al.,. Sistemas de preparo do solo e culturas de cobertura na produção orgânica de feijão e milho. ii - atributos biológicos do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, p. 603-611, 2011.

CUNHA, E. Q. et al.,. Atributos físicos, químicos e biológicos de solo sob produção orgânica impactados por sistemas de cultivo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, p. 56-63, 2012.

CURTIS, M. J.; CLAASSEN, V. P. Regenerating topsoil functionality in four drastically disturbed soil types by compost incorporation. **Restoration Ecology**, v. 17, p. 24–32, 2009.

De CORATO, U. Agricultural waste recycling in horticultural intensive farming systems by on-farm composting and compost-based tea application improves soil quality and plant health: A review under the perspective of a circular economy. **Science of The Total Environment**, v. 738, p. 139840, 2020.

De LIMA, C. L. R. et al. Soil compressibility and least limiting water range of a constructed soil under cover crops after coal mining in Southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 124, p. 190–195, 2012.

De PAULA, A. M. et al. Kitchen waste compost increases lettuce growth and shows residual effect on soil fertility. **Revista Brasileira de Ciencias Agrarias**, v. 16, p. 1–9, 2021.

EMBRAPA. Manual de métodos de análise de solo. 2.ed. **Empresa brasileira de pesquisa agropecuária**. Rio de Janeiro, Centro Nacional de Pesquisa de Solos, p. 212, 1997.

EPELDE, L. et al. characterization of composted organic amendments for agricultural use. **Frontiers in Sustainable Food Systems**, v. 2, p. 1–12, 2018.

ERNANI, P. R. **Química do solo e disponibilidade de nutrientes**. Santa Catarina: Lages, O autor, p. 254, 2016.

FEDER, F. Recycling organic waste products in a tropical context. **Soils as a Key Component of the Critical Zone 5: Degradation and Rehabilitation**, v.5, p.211-234, 2018.

FLORES, C. A. et al. Recuperação da qualidade estrutural, pelo sistema plantio direto, de um Argissolo Vermelho. **Ciencia Rural**, v. 38, p. 2164–2172, 2008.

<https://doi.org/10.1590/S0103-84782008000800012>

FRIGHETTO, R. T. S. Análise da biomassa microbiana em carbono: método de fumigação-extração. In: FRIGHETTO, R. T. S.; VALARINI, P. J., coord. Indicadores biológicos e bioquímicos da qualidade do solo. **EMBRAPA**, p. 157-166, 2000.

FRIMPONG, K. A.; ABBAN-BAIDOO, E.; MARSCHNER, B. Can combined compost and biochar application improve the quality of a highly weathered coastal savanna soil? **Heliyon**, v. 7, p. e07089, 2021.

FRANCO, D. G. et al. Optimization in waste landfilling partitioning in paraná state, brazil. **Journal of cleaner production**, v. 283, p.125353, 2021.

GATIBONI, L. C. et al. Soil phosphorus thresholds in evaluating risk of environmental transfer to surface waters in Santa Catarina, Brazil. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 39, p. 1225–1234, 2015.

GEE, G.; BAUDER, J. Particle size analysis. In: KLUTE, A. (Ed.). **Methods of Soil Analysis**. 2. ed. Madison: American Society of Agronomy, v. 1, p. 383–411, 1986.

GERALDO, D. et al. Comparison of a variety of physico-chemical techniques in the chronological characterization of a compost from municipal wastes. **Process Safety and Environmental Protection journal**. v. 164, p. 781–793, 2022.

GOLCHIN, A. et al. Soil structure and carbon cycling. **Australian Journal of Soil Research**, Victoria, v. 32, p. 1043-1068, 1994.

GRAVERT, T. K. O. et al. Non-target analysis of organic waste amended agricultural soils: Characterization of added organic pollution. **Chemosphere**, v. 280, p. 130582, 2021.

GREICE, R. et al. Municipal solid waste in Brazil: A review. **Waste Management & Research**, v. 35, p. 1195 – 1209, 2017.

GUBIANI, P. I., et al. Permeâmetro de carga decrescente associado a programa computacional para a determinação da condutividade hidráulica do solo saturado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p. 993-997, 2008.

GUBIANI, P. I., et al. Tensão e extração de água em mesa de tensão e coluna de areia, em dois solos com elevada densidade. **Ciência Rural**, v. 39, p. 2535-2538, 2009.
<https://doi.org/10.1590/S0103-84782009005000199>

GUENET, B. et al. Evidence that stable C is as vulnerable to priming effect as is more labile C in soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 52, p. 43–48, 2012.

GÜTTLER, 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 Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2019.

HARGREAVES, J. C.; ADL, M. S.; WARMAN, P. R. A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 123, p. 1–14, 2008.

HAIJ-AMOR, Z. et al. Soil salinity and its associated effects on soil microorganisms, greenhouse gas emissions, crop yield, biodiversity and desertification: A review. **Science of The Total Environment**, v. 843, p. 156946, 2022.

HAUG, R. T. The practical handbook of compost engineering (1st ed.). **Routledge**, 1993.

HILLEL, D. Introduction to environmental soil physics. **Academic Press**, 2004.

HO, T. T. K. et al. Compost to improve sustainable soil cultivation and crop productivity. **Case Studies in Chemical and Environmental Engineering**, v. 6, p. 100211, 2022.

JIANG, D. et al. Bioenergy potential from crop residues in China: Availability and distribution. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 16, p. 1377–1382, 2012.

KAZA, S. et al. What a waste 2.0: um instantâneo global da gestão de resíduos sólidos até 2050. **Publicações do Banco Mundial**, 2018.

KEMPER, W. D.; CHEPIL, W. S. Size distribution of aggregation. **Methods of soil analysis**, p. 499–510, 1965.

KHAN, S. et al. Technologies for municipal solid waste management: Current status, challenges, and future perspectives. **Chemosphere**, v. 288, p. 132403, 2022.

KIEHL, E. J. Fertilizantes orgânicos. Piracicaba, **Editora Agronômica Ceres Ltda**, p. 492. 1985.

KLEIN, V. A. Física do solo. **Editora Universidade de Passo Fundo**. Passo Fundo, p. 212. 2008.

KROB, A. D. et al. Propriedades químicas de um Argissolo tratado sucessivamente com composto de lixo urbano. **Ciencia Rural**, v. 41, p. 433–439, 2011.

LAZZARI, C. J. R. et al. phosphorus and heavy metal contents in small-scale composting areas. **International Journal of Research -GRANTHAALAYAH**, v. 8, p. 1–14, 2020.

LAZZARI, C. J. R. et al. changes in soil acidity attributes in areas of municipal organic waste composting, Santa Catarina, Brazil. **International Journal for Innovation Education and Research**, v. 8, p. 794–806, 2020b.

LIBARDI, P. L. Dinâmica da água no solo. São Paulo, **EDUSP**, p. 335, 2005.

LIN, Y. et al. Long-term manure application increases soil organic matter and aggregation, and alters microbial community structure and keystone taxa. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 134, p. 187–196, 2019.

LOURENZI, C. R. et al. Soil chemical properties related to acidity under successive pig slurry application. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, p. 1827–1836, 2011.

LOURENZI, C. R. et al. Forms of nitrogen and phosphorus transfer by runoff in soil under no-tillage with successive organic waste and mineral fertilizers applications. **Agricultural Water Management**, v. 248, p. 106779, 2021.

LUNARDI NETO, A. et al. Atributos físicos do solo em área de mineração de carvão influenciados pela correção da acidez, adubação orgânica e revegetação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 1379–1388, 2008. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832008000400002>

MAFRA, M. S. H. et al. Organic carbon contents and stocks in particle size fractions of a typic hapludox fertilized with pig slurry and soluble fertilizer. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 39, p. 1161–1171, 2015. <https://doi.org/10.1590/01000683rbcs20140177>

MAFTOUN, M. et al. Effects of two organic wastes in combination with phosphorus on growth and chemical composition of spinach and soil properties. **Journal of Plant Nutrition**, v. 27, p. 1635–1651, 2004.

MANTOVANI, J. R. et al. Alterações nos atributos de fertilidade em solo adubado com composto de lixo urbano. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, p. 817-824, 2005.

MAVI, M. S.; MARSCHNER, P. Impact of salinity on respiration and organic matter dynamics in soils is more closely related to osmotic potential than to electrical conductivity. **Pedosphere**, v. 27, p. 949–956, 2017.

MEDEIROS, J. C. et al. Resíduo alcalino da indústria de celulose na correção da acidez de um Cambissolo Húmico alumínico. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v. 12, p. 78–87, 2013.

MELO, T. R. et al. Biogenic aggregation intensifies soil improvement caused by manures. **Soil and Tillage Research**, v. 190, p. 186–193, 2019.

MEENA, M. D. et al. Municipal solid waste (MSW): Strategies to improve salt affected soil sustainability: A review. **Waste Management**, v. 84, p. 38–53, 2019.

MESQUITA, L. A. Waste-to-energy effect in municipal solid waste treatment for small cities in Brazil. **Energy Conversion and Management**, v. 265, p. 115743, 2022.

MINASNY, B.; MCBRATNEY, A. B. Limited effect of organic matter on soil available water capacity. **European Journal of Soil Science**, v. 69, p. 39–47, 2018.

MKHABELA, M. S.; WARMAN, P. R. The influence of municipal solid waste compost on yield, soil phosphorus availability and uptake by two vegetable crops grown in a Pugwash sandy loam soil in Nova Scotia. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 106, p. 57–67, 2005.

MOREIRA, F. M. D.; SIQUEIRA, J. O. Microbiologia e bioquímica do solo. 2.ed. Atualizada e ampliada. – Lavras: **Editora UFLA**, p. 429, 2006.

NICOLOSO, R. S. Áreas de integração lavoura-pecuária. Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo. Universidade Federal de Santa Maria, 2005.

NUNES, A. L. P. et al. Farm systems, soil chemical properties, and clay dispersion in watershed áreas. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 55, p. e01279, 2020.

PADILHA, J. L.; MESQUITA, L. A. Waste-to-energy effect in municipal solid waste treatment for small cities in Brazil. **Energy Conversion and Management**, v. 265, p. 115743, 2022.

PARADELO, R. et al. Soil physical properties of a Luvisol developed on loess after 15 years of amendment with compost. **Soil and Tillage Research**, v. 191, p. 207–215, 2019.

PAVINATO, P. S.; ROSOLEM, C. A. Disponibilidade de nutrientes no solo: decomposição e liberação de compostos orgânicos de resíduos vegetais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 911–920, 2008.

- PÉRTILE, P.; LABUQUERQUE, J. A.; GATIBONI, L. C.; COSTA, A.; WARMLING, M.I. Application of alkaline waste from pulp industry to acid soil with pine. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 939–950, 2012. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832012000300024>
- PETERSEN, G.W.; CUNNINGHAM, R.L. & MATELSKI, R.P. Moisture characteristics of Pennsylvania soils: I. Moisture retention as related to texture. **Soil Sci. Soc.** v. 32, p. 271-275, 1968.
- PRIMIERI, S.; MUNIZ, A. W.; LISBOA, H. DE M. Dinâmica do carbono no solo em ecossistemas nativos e plantações florestais em Santa Catarina. **Floresta e Ambiente**, v. 24, p. e00110314, 2017.
- RAUBER, L. P. et al. Physical properties and organic carbon content of a Rhodic Kandiudox fertilized with pig slurry and poultry litter. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 1323–1332, 2012. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832012000400026>
- RECH, C.; ALBUQUERQUE, J. A.; CORRÊA, J. C.; MAFRA, A. L.; BORTOLINI, D. Injection of liquid swine slurry and effects on properties of a Nitossolo Vermelho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 53, p. 518–521, 2018. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2018000400014>
- REICHERT, J. M.; NORTON, L. D. fluidized bed combustion bottom-ash effects on infiltration and erosion of variable-charge soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 60, p. 275–282, 1996.
- REICHERT J. M.; REINERT, D. J.; BRAIDA, J. A. Qualidade dos solos e sustentabilidade de sistemas agrícolas. **Ciência & Ambiente**, v. 27, p. 29-48, 2003.
- REICHERT, J. M.; ALBUQUERQUE, J. A.; PERAZA, J. E. S.; COSTA, A. Estimating water retention and availability in cultivated soils of southern Brazil. **Geoderma Regional**, v. 21, p. e00277, 2020. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geodrs.2020.e00277>

RHOADES, J. D.; LOVEDAY, J. Salinity in irrigated agriculture. **Agronomy**, n. 30, p. 1089-1142, 1990.

RODRIGUES, L. A. T. et al. Short- and long-term effects of animal manures and mineral fertilizer on carbon stocks in subtropical soil under no-tillage. **Geoderma**, v. 386, p. 114913, 2021.

RODRIGUES, L. A. T. et al. Carbon sequestration capacity in no-till soil decreases in the long-term due to saturation of fine silt plus clay-size fraction. **Geoderma**, v. 412, p. 115711, 2022.

RODRÍGUEZ-BERBEL, N. et al. Benefits of applying organic amendments from recycled wastes for fungal community growth in restored soils of a limestone quarry in a semiarid environment. **Science of The Total Environment**, v. 806, p. 151226, 2022.

RONQUIM, C. C. Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento - Embrapa Monitoramento por Satélite**. Campinas. V. 26, 2010.

ROSA, J. D. et al. Soil physical properties and grape yield influenced by cover crops and management systems. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, p. 1352–1360, 2013. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832013000500024>

SADET-BOURGETEAU, S. et al. Microbial communities from different soil types respond differently to organic waste input. **Applied Soil Ecology**, v. 143, p. 70–79, 2019.

SÁNCHEZ, Ó. J.; OSPINA, D. A.; MONTROYA, S. Compost supplementation with nutrients and microorganisms in composting process. **Waste Management**, v. 69, p. 136–153, 2017.

SANTOS, H. G. et al. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 5. ed. Brasília, DF: Embrapa, 356 p, 2018.

SANTOS, C. et al. Aggregation index and carbon and nitrogen contents in aggregates of pasture soils under successive applications of pig slurry in Southern Brazil. **Agronomy**, v. 12,

p. 320, 2022.

SANTOS, V. M.; MAIA, L. C. Bioindicadores de qualidade do solo. **Anais da Academia Pernambucana de Ciência Agronômica**, v. 10, p. 195-223, 2013.

SARI, G. M. S. **Atributos físicos e matéria orgânica do solo após reciclagem de resíduo orgânico doméstico**. 2020. 96 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2020.

SCHAFFRATH, V. R. et al. Variabilidade e espacialização de propriedades físicas de solo sob direta e preparação convencional. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 1369-1377, 2008.

SIX, J. et al. Aggregation and Soil Organic Matter Accumulation in Cultivated and Native Grassland Soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 62, p. 1367–1377, 1998.

SNIS. Diagnóstico Temático Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos. Visão Geral. Ano de referência 2020. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS)**, p. 1–59, 2021.

SOANE, B. D.; VAN OUWERKERK, C. Soil Compaction Problems in World Agriculture. **Developments in Agricultural Engineering**, v. 11, p. 1–21, 1994.

SOMERVILLE, P. D.; MAY, P. B.; LIVESLEY, S. J. Effects of deep tillage and municipal green waste compost amendments on soil properties and tree growth in compacted urban soils. **Journal of Environmental Management**, v. 227, p. 365–374, 2018.

SORACCO, C. G. et al. Contribution of macroporosity to water flux of a soil under different tillage systems. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 1149–1156, 2012.

SPAGNOLLO, E.; BAYER, C.; WILDNER, L. P.; ERNANI, P. R.; ALBUQUERQUE, J. A.; PROENÇA, M. M. Summer legumes intercrops as a maize nitrogen source in southern Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, p. 417-423, 2002.

<https://doi.org/10.1590/S0100-06832002000200015>

SPARLING, G. P. Ratio of microbial biomass carbon to soil organic carbon as sensitive indicator of changes in soil organic matter. **Australian Journal of Soil Research**, v. 30, p. 195-207, 1992.

SRIVASTAVA, V. et al. Biological response of using municipal solid waste compost in agriculture as fertilizer supplement. **Reviews in Environmental Science and Biotechnology**, v. 15, p. 677–696, 2016.

TEDESCO, M. J. et al. **Análises de Solo, Plantas e Outros Materiais**. Porto Alegre. 1995.

TEIXEIRA, L. B. et al. Composição química de composto de lixo orgânico urbano de Barcarena. **Ministerio da Agricultura, Pecuária e Abastecimento**, p. 1–4, 2002.

TISDALL, J. M.; OADES, J. M. Organic matter and water-stable aggregates in soils - TISDALL - 2006 - Journal of Soil Science - Wiley Online Library. **European Journal of Soil Science**, p. 141–163, 1982.

VELOSO, M. G. et al. High carbon storage in a previously degraded subtropical soil under no-tillage with legume cover crops. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 268, p. 15–23, 2018.

WANG, Y. et al. Aeration rate improves the compost quality of food waste and promotes the decomposition of toxic materials in leachate by changing the bacterial community. **Bioresource Technology**, v. 340, p. 125716, 2021.

WARMAN, P. R. et al. Soil and plant response to MSW compost applications on lowbush blueberry fields in 2000 and 2001. **Small Fruits Review**, v. 3, p. 19–31, 2004.

WEI, Y. et al. Changes in phosphorus fractions during organic wastes composting from different sources. **Bioresource Technology**, v. 189, p. 349–356, 2015.

WEZEL, A. et al. Agroecological practices for sustainable agriculture. A review. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 34, p. 1–20, 2014.

XU, XIA. et al. Compaction effect on the gas diffusion coefficient in soils. **Soil Science Society of America Journal**, v.56, p.1743-1750, 1992.

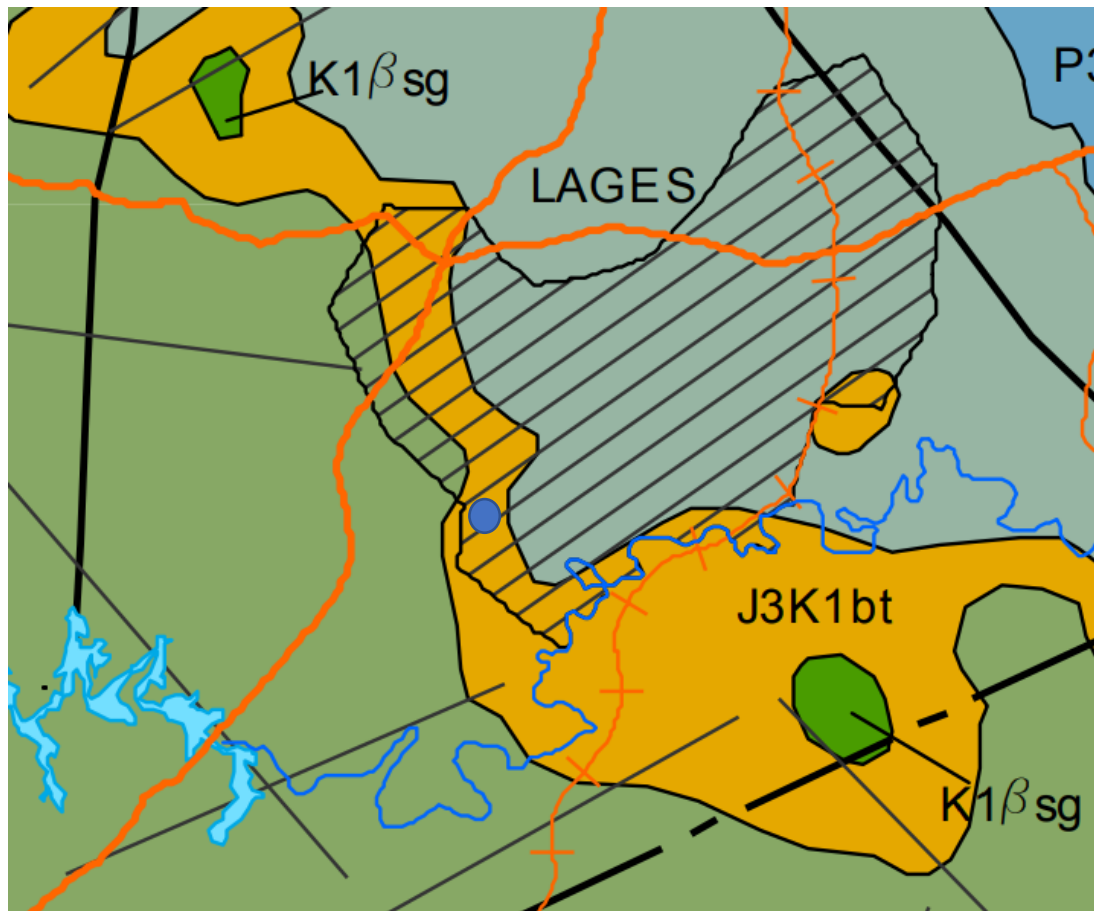
YAN, N.; MARSCHNER, P. Response of soil respiration and microbial biomass to changing EC in saline soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 65, p. 322–328, 2013.

YAN, N. et al. Influence of salinity and water content on soil microorganisms. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 3, p. 316–323, 2015.

YANG, C. et al. Assessing the effect of soil salinization on soil microbial respiration and diversities under incubation conditions. **Applied Soil Ecology**, v. 155, p. 103671, 2020.

ZHELJAZKOV, V. D. et al. Compost, Manure, and Gypsum Application to Timothy/Red Clover Forage. **Journal of Environmental Quality**, v. 35, p. 2410–2418, 2006.

ANEXO A - PARTE DO MAPA GEOLÓGICO (CPRM, 2014) DO MUNICÍPIO DE LAGES



● Presídio Masculino de Lages

Bacia do Paraná (Sedimentação Gonduânica e Magmatismo Serra Geral)

J3K1sb Supergrupo São Bento - magmatismo fissural intracontinental e sedimentação eólica.

K1βsg	
βce	βca
αpa	αch
βcn	βpr
βgr	

Grupo Serra Geral (βsg): basaltos, basalto andesitos, riolacitos e riolitos, de filiação tholeiítica, com arenitos intertrápicos Botucatu na base e litarenitos e sedimentos vulcanogênicos da porção mediana ao topo da sequência. **Formação Campo Erê (βce):** basaltos granulares finos a médio, melanocráticos cinza; horizontes vesiculares preenchidos por zeolitas, carbonatos, apofilitas e saponita; estruturas de fluxo e *pahoehoe* comuns. **Formação Cordilheira Alta (βca):** basaltos granulares finos, melanocráticos, com espessos horizontes vesiculares com quartzo (ametista), zeolitas, carbonatos, celadonita, Cu nativo e barita; compreende as maiores jazidas de ametista do estado. **136,2±2 Ma Ar-Ar. Formação Palmas (αpa):** rochas de composição intermediária a ácida, riolacitos a riolitos, mesocráticos, microgranulares a vitrofíricos, textura esferulítica comum (tipo carijó); forte disjunção tabular no topo dos derrames e maciço na porção central, dobras de fluxo e autobrechas frequentes; vesículas preenchidas predominantemente por calcedônia e ágata. **132,3±0,5 Ma Ar-Ar. Formação Chapecó (αch):** rochas ácidas variando entre riolacitos a riolitos, matriz vitrofírica contendo pórfiros de feldspato, **132,1±0,19 Ma Ar-Ar. Formação Campos Novos (βcn):** basaltos, microgranulares, textura microgranular, predominantemente pretos; comuns vesículas mili a centimétricas com opala preta e água, eventual presença de Cu nativo, alteração amarelo ovo (jarosita) característica. **Formação Paranapanema (βpr):** basaltos microgranulares cinza, alterações nas faces de disjunção vermelho amarronzadas, horizontes vesiculares espessos preenchidos por quartzo (ametista), zeolitas, carbonatos, celadonita, Cu nativo e barita. **Formação Gramado (βgr):** derrames basálticos onde predominam formas de lóbulos, melanocráticos cinza; horizontes vesiculares espessos e abundantes onde predominam zeolitas, carbonatos, apofilita e saponita, estruturas de fluxo e *pahoehoe*; intercalações frequentes com rochas sedimentares eólicas (intertrápicas) da Formação Botucatu.

J3K1bt

Formação Botucatu: arenitos eólicos de ambiente desértico, avermelhados, finos a médios, com estratificações cruzadas de médio a grande porte; localmente, arenitos argilosos mal selecionados de ambiente lacustre, mais frequentes na base da formação.

P2T1pd

Grupo Passa Dois - sedimentação fluvial à lagunar gradando a plataform costeiro raso e costa-afora.

P3T1rr

Formação Rio do Rasto: pelito e arenito com dominância de camadas tabulares ou lenticulares muito estendidas, ambiente lacustre (Mb. Serrinha); siltito tabular, arenito fino tabular ou lenticular, ambiente lacustre, deltaico, eólico e raros depósitos fluviais (Mb. Morro Pelado).

Fonte: elaborado pela autora, com base no mapa CPRM (2014)

ANEXO B – PERFIL DE SOLO

DATA: 02/07/2022

CLASSIFICAÇÃO: Cambissolo Háptico Distrófico

LOCALIZAÇÃO, MUNICÍPIO, ESTADO E COORDENADAS: Presídio masculino de Lages, Avenida Santa Catarina, Lages - 27°50'18,56" S, 50°21'20,31" O (SIRGAS, 2000)

SITUAÇÃO, DECLIVIDADE E COBERTURA VEGETAL: relevo ondulado sob cultivo de eucalipto.

ALTITUDE: 989 m

FORMAÇÃO GEOLÓGICA: Formação Botucatu – Arenitos.

PREDEGOSIDADE: presente

ROCHOSIDADE: ausente

RELEVO LOCAL: ondulado

RELEVO REGIONAL: ondulado e forte ondulado

EROSÃO: ausente

DRENAGEM: moderadamente drenado

USO ATUAL: silvicultura

CLIMA: Cfb

DESCRITO E COLETADO POR: Cindy Fernandes Mendes, Cleiton Junior Ribeiro Lazzari e André Pires Braga de Andrade.

**ANEXO C - CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA E FÍSICA DO PERFIL - Cambissolo
Háplico Distrófico**

Horizonte	Profundidade	Cor Úmida	Areia Total	Silte	Argila	COT	pH	pH
	---- cm -----		----- g 100 g ⁻¹ -----				água	SMP
A1	00-33	7,5YR 2,5/3	26	27	47	1,2	4,7	5,4
A2	33-85	7,5YR 3/4	21	27	52	1,2	4,7	5,2
Bi	85-98	5YR 3/4	16	33	51	0,8	5,0	5,5

Horizonte	Profundidade	Al	Ca	Mg	H + Al	S	CTC _{pH7}	CTC _{efe}	Na	K	V	m
	---- cm ----	----- cmol _c kg ⁻¹ -----							mg kg ⁻¹		%	%
A1	00-33	2,4	2,7	2,6	8,9	5,5	14,4	7,9	-	81,0	38	30
A2	33-85	3,1	1,0	1,1	11,2	2,1	13,3	5,2	-	40,0	16	60
Bi	85-98	1,9	1,3	1,0	8,1	2,4	10,5	4,3	-	49,0	23	44