

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS**  
**Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel**  
**Programa de Pós-Graduação em Manejo e Conservação do Solo e da**  
**Água**



**Tese**

**Atributos físicos, químicos e biológicos do solo em pastagens sob uso  
sucessivo de dejetos líquidos de suínos**

**Diego Armando Amaro da Silva**

Pelotas, 2024

**Diego Armando Amaro da Silva**

**Atributos físicos, químicos e biológicos do solo em pastagens sob uso  
sucessivo de dejetos líquido de suínos**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Manejo e Conservação do Solo e da Água da Universidade Federal de Pelotas, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Manejo e Conservação do Solo e da Água.

Orientador: Dr. Luis Carlos Timm

Coorientadores: Dr. Mastrangelo Enívar Lanzanova (UERGS)

Dr. Douglas Rodrigo Kaiser (UFFS)

Pelotas, 2024

Universidade Federal de Pelotas / Sistema de Bibliotecas  
Catalogação da Publicação

S586a Silva, Diego Armando Amaro da

Atributos físicos, químicos e biológicos do solo em pastagens sob uso sucessivo de dejetos líquidos de suínos [recurso eletrônico] / Diego Armando Amaro da Silva ; Luis Carlos Timm, orientador ; Mastrangelo Enívar Lanzasova, Douglas Rodrigo Kaiser, coorientadores. — Pelotas, 2024.

198 f. : il.

Tese (Doutorado) — Programa de Pós-Graduação em Manejo e Conservação do Solo e da Água, Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas, 2024.

1. Físico-hídrico. 2. Qualidade ambiental. 3. Diversidade. 4. Variabilidade espacial. I. Timm, Luis Carlos, orient. II. Lanzasova, Mastrangelo Enívar, coorient. III. Kaiser, Douglas Rodrigo, coorient. IV. Título.

CDD 631.861

Diego Armando Amaro da Silva

Atributos físicos, químicos e biológicos do solo em pastagens sob uso sucessivo de dejetos líquidos de suínos

Tese aprovada, como requisito parcial para obtenção do grau de Doutor em Manejo e Conservação do Solo e da Água, Programa de Pós-Graduação em Manejo e Conservação do Solo e da Água, Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas.

Data da defesa: 27 de setembro de 2024.

Banca examinadora:

---

Prof. Dr. Luis Carlos Timm  
(Orientador)  
Doutor em Agronomia pela Universidade de São Paulo

---

Profa. Dra Zaida Inês Antonioli  
Doutora em Mycorrhizal Molecular Aspects pela University of Adelaide

---

Profa. Dra Marília Alves Brito Pinto  
Doutora em Agronomia pela Universidade Federal de Pelotas

---

Prof. Dr. Robson Evaldo Gehlen Bohrer  
Doutor em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Santa Maria

## Dedicatória

*A minha querida mãe Vera, por todo esforço para permitir que seu filho chegasse onde ele quisesse, a minha mentora, inspiração pessoal, profissional e irmã, Danni, aos meus irmãos Daiana e Dionni, a todos meus familiares, amigos e qualquer pessoa que tenha colaborado de alguma forma nesta caminhada, pelo incentivo, carinho, confiança e às vezes descontrações necessárias. A Simone, pela confiança, entrega, por todo esforço de acreditar em alguém que não estava em seu melhor momento na vida, e ajudar a erguê-lo, permitindo-lhe chegar até aqui...*

**DEDICO...**

*“Forte é quem, depois de tanto perder,  
reergue-se e segue lutando.”*

Ayrton Senna da Silva

*“Our greatest weakness lies in giving up.  
The most certain way to succeed is always to try just one more time.”*

Thomas Edison

*“Life can be wonderful if you're not afraid of it...”*

Charles Chaplin

## Resumo

SILVA, Diego Armando Amaro da. **Atributos físicos, químicos e biológicos do solo em pastagens sob uso sucessivo de dejetos líquidos de suínos**. Orientador: Luis Carlos Timm. 2024. 198 f. Tese (Doutorado em Manejo e Conservação do Solo e da Água) - Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2024.

Este trabalho visou: i) elaborar uma caracterização da comunidade de microrganismos; e, ii) caracterizar, quantificar e mapear os distintos padrões de variabilidade espacial dos atributos biológicos do solo áreas de pastagem sem e com uso sucessivo de dejetos líquidos de suínos (DLS) em médio e longo prazo, além de: iii) analisar o efeito do uso sucessivo de DLS em médio e longo prazo em diferentes posições da paisagem (terço superior: Tsup, médio: Tmed, e inferior: Tinf) sobre os atributos físico-hídricos, químicos e biológicos do solo. Avaliaram-se três tratamentos: solo de pastagem com uso de DLS em médio (A12) e longo prazo (A23), além de campo nativo (CN) e, no caso da análise microbiológica, o próprio DLS como quarto tratamento. No artigo I concluiu-se que o uso de DLS, bem como o tempo de uso estimularam a diversidade e a abundância de bactérias, porém prejudicou os mesmos parâmetros quanto considerada a população de fungos. No artigo II, notaram-se aumentos na condutividade hidráulica do solo saturado (Ksat) em Tsup de CN, enquanto A23 demonstrou maiores teores de carbono orgânico (COT) em toda área, com maior ênfase em Tinf na profundidade superficial do solo. Os atributos mais sensíveis ao uso de DLS foram: Ksat, COT e a curva de retenção de água no solo (CRAS), com melhorias notáveis em A23 em relação a A12, com alterações mínimas das posições na paisagem sobre a CRAS. No artigo III, concluiu-se que o DLS em longo prazo (A23) aumentou a acidez do solo, além dos teores de MO, P e K, além dos metais pesados Zn e Cu, reduzindo teores de Ca e Mg, com efeitos de maior magnitude no Tinf. O longo prazo de uso de DLS (A23) também aumentou a diversidade e abundância da biologia do solo, além de incrementos na atividade e na biomassa seca da fauna edáfica, com maior ênfase no Tinf da paisagem, indicando percolação do DLS após a aplicação, ocasionando maior concentração nas posições mais baixas da paisagem. No artigo IV, percebeu-se que o uso de DLS em médio e longo prazo afetaram os padrões de abundância, riqueza e índices, favorecendo maior ocorrência de *Collembola*, *Orthoptera* e *Thysanoptera*, a abundância e a riqueza de grupos. As técnicas geoestatísticas analisaram de forma eficaz a dinâmica espacial da fauna edáfica, demonstrando semelhança nos padrões de variabilidade espacial dos grupos e dos índices, com alcances menores em A23. No artigo V, a aplicação de DLS afetou negativamente o índice de qualidade do solo (IQS) ao longo do tempo de maneira crescente. As áreas com uso de DLS (A12 e A23) apresentaram degradação química, em decorrência de leve acidificação do solo (A23) e dos teores de fósforo disponíveis estarem superiores ao Limite Crítico Ambiental calculado para cada área, representando alto potencial de impacto ambiental.

**Palavras-chave:** físico-hídrico; qualidade ambiental; diversidade; variabilidade espacial.

## Abstract

SILVA, Diego Armando Amaro da. **Physical, chemical and biological attributes of soil in pastures under successive use of liquid swine manure.** Advisor: Luis Carlos Timm. 2024. 198 p. Thesis (Doctorate in Soil and Water Management and Conservation) - Eliseu Maciel School of Agronomy, Federal University of Pelotas, Pelotas, 2024.

This study aimed to: i) develop a characterization of the microbial community; and, ii) characterize, quantify, and map the distinct patterns of spatial variability of soil biological attributes in pasture areas without and with successive use of swine manure (DLS) over the medium and long term, in addition to: iii) analyze the effect of successive use of DLS over the medium and long term in different landscape positions (upper, middle, and lower thirds) on the soil's physical-hydric, chemical, and biological attributes. Three treatments were evaluated: pasture soil with medium-term (A12) and long-term (A23) use of DLS, as well as native grassland (CN), and for microbiological analysis, the DLS itself was considered as a fourth treatment. In the article I, it was concluded that the use of DLS, as well as the duration of its use, stimulated the diversity and abundance of bacteria, but negatively affected these same parameters when considering the fungal population. In article II, increases in saturated hydraulic conductivity (Ksat) were observed in Tsup of CN, while A23 showed higher organic carbon contents (COT) throughout the area, with greater emphasis in Tinf at the surface soil depth. The most sensitive attributes to the use of DLS were: Ksat, COT, and the soil water retention curve (CRAS), with notable improvements in A23 compared to A12, with minimal changes in landscape positions regarding CRAS. In article III, it was concluded that long-term use of DLS (A23) increased soil acidity, as well as the levels of MO, P, and K, along with the heavy metals Zn and Cu, while reducing Ca and Mg levels, with more pronounced effects in Tinf. The long-term use of DLS (A23) also increased the diversity and abundance of soil biology, along with increases in the activity and dry biomass of soil fauna, with greater emphasis in Tinf of the landscape, indicating percolation of DLS after application, leading to higher concentrations in the lower landscape positions. In article IV, it was observed that medium- and long-term use of DLS affected the patterns of abundance, richness, and indices, favoring a higher occurrence of *Collembola*, *Orthoptera*, and *Thysanoptera*, as well as the abundance and richness of groups. Geostatistical techniques effectively analyzed the spatial dynamics of soil fauna, demonstrating similarity in the spatial variability patterns of the groups and indices, with shorter ranges in A23. In article V, the application of DLS negatively affected the soil quality index (IQS) over time in an increasing manner. The areas with DLS use (A12 and A23) showed chemical degradation, due to slight soil acidification (A23) and the levels of available phosphorus being above the Environmental Critical Limit (LCA-P) calculated for each area, representing a high potential for environmental impact.

**Keywords:** physical-hydric; environmental quality; diversity; spatial variability.

## Lista de Figuras

### PROJETO DE PESQUISA

- Figura 1. Esquema de semivariogramas experimental e teórico e os parâmetros que o descrevem,  $C_0$ : efeito pepita;  $C+C_0$ : patamar e;  $a$ : alcance. Fonte: REICHARDT; TIMM (2020)..... 35
- Figura 2. Localização da bacia hidrográfica do lajeado Erval Novo no mapa do Rio Grande do Sul e na região hidrográfica do Uruguai (a), na bacia hidrográfica U030 (b) e nos municípios de Três Passos, Bom Progresso e Humaitá (c). (adaptado de FEPAM, 2021; FOLLMANN *et al.*, 2018)..... 39
- Figura 3. Mapa das variáveis classe de solo (a) e declividade (b) na bacia hidrográfica do Lajeado Erval Novo (adaptado de FOLLMANN *et al.*, 2018)..... 40

### ARTIGO I

- Figura 1. Abundância relativa (%) de bactérias e arqueas em nível de filo em dejetos líquidos de suínos (ADLS), solo de campo nativo (CN) e de pastagens com uso sucessivo de DLS em médio (A12) e longo prazo (A23). Três Passos, RS, 2024..... 78
- Figura 2. Abundância relativa (%) de bactérias e arqueas em nível de gênero em dejetos líquidos de suínos (ADLS), solo de campo nativo (CN) e de pastagens com uso sucessivo de DLS em médio (A12) e longo prazo (A23). Três Passos, RS, 2024..... 80
- Figura 3. Abundância relativa (%) de fungos em nível de filo em dejetos líquidos de suínos (ADLS), solo de campo nativo (CN) e de pastagens com uso sucessivo de DLS em médio (A12) e longo prazo (A23). Três Passos, RS, 2024..... 83
- Figura 4. Abundância relativa (%) de fungos em nível de gênero em dejetos líquidos de suínos (ADLS), solo de campo nativo (CN) e de pastagens com uso sucessivo de DLS em médio (A12) e longo prazo (A23). Três Passos, RS, 2024..... 86
- Figura 5. Gráfico representativo (biplot) da análise de componentes principais (ACP) entre os tratamentos (1 ao 4), os atributos biológicos (riqueza, abundância e índices de diversidade  $Is$ ,  $H'$  e  $J$ ) e gêneros de bactérias. Três Passos, RS, 2024..... 90
- Figura 6. Gráfico representativo (biplot) da análise de componentes principais (ACP) entre os tratamentos (1 ao 4), os atributos biológicos (riqueza, abundância e índices de diversidade  $Is$ ,  $H'$  e  $J$ ) e gêneros de fungos. Três Passos, RS, 2024..... 92

### ARTIGO II

- Figura 1. Curvas de retenção de água no solo em campo nativo (CN) e de pastagens com uso sucessivo de DLS em médio (A12) e longo prazo (A23) nas profundidades de 0-7 (A) e 7-14 cm (B). Três Passos, RS, 2024..... 112

Figura 2.	Representação gráfica da correlação simples (r) de Pearson entre os atributos físico-hídricos e carbono orgânico total (COT) do solo. Três Passos, RS, 2024.....	113
Figura 3.	Curvas de retenção de água no solo em diferentes posições na paisagem (Tsup, T <sub>méd</sub> e T <sub>inf</sub> ) em campo nativo [CN (A, 0-7 cm; B, 7-14 cm)] e de pastagens com uso sucessivo de DLS em médio [A12; (C, 0-7 cm; D, 7-14 cm)] e longo prazo [A23; (E, 0-7 cm; F, 7-14 cm)]. Três Passos, RS, 2024.....	115
<b>ARTIGO IV</b>		
Figura 1.	Distribuição espacial dos grupos Collembola, Hymenoptera, Acari e Coleoptera em pastagens nativas (CN) e com uso sucessivo de DLS em médio (A12) e longo prazo (A23). Três Passos, RS, 2024.....	158
Figura 2.	Distribuição espacial dos grupos Aranae, Orthoptera, Thysanoptera e Isoptera em pastagens nativas (CN) e com uso sucessivo de DLS em médio (A12) e longo prazo (A23). Três Passos, RS, 2024.....	160
Figura 3.	Distribuição espacial dos Índices de Shannon (H), Simpson (Is) e Pielou (J), abundância e riqueza de organismos, e atividade da fauna edáfica (Litter bags) em pastagens nativas (CN) e com uso sucessivo de DLS em médio (A12) e longo prazo (A23). Três Passos, RS, 2024.....	162
<b>ARTIGO V</b>		
Figura 1.	Simulação do Escore SMAF para o P-disponível obtido em função de diferentes declividades do terreno. Três Passos, RS, Brasil.....	180
Figura 2.	Índice de qualidade do solo (IQS) nas camadas de 0-7; 7-14 e 0-14 cm em áreas de pastagem com uso sucessivo de dejetos líquidos de suíno há 12 anos (A12), há 23 anos (A23) e campo nativo (CN). Três Passos, RS, Brasil.....	184
Figura 3.	Média dos valores medidos de fósforo e o Limite Crítico Ambiental de P do solo (LCA-P) nas camadas de 0-7; 7-14 e 0-14 cm em áreas de pastagem com uso sucessivo de dejetos líquidos de suíno há 12 anos (A12), há 23 anos (A23) e campo nativo (CN). Três Passos, RS, Brasil.....	185

## Lista de Tabelas

### ARTIGO I

Tabela 1.	Caracterização química do solo das áreas de campo nativo (CN), pastagens com uso sucessivo de DLS em médio (A12) e longo prazo (A23). Três Passos, RS, 2024	75
Tabela 2.	Caracterização física do solo das áreas de campo nativo (CN), pastagens com uso sucessivo de DLS em médio (A12) e longo prazo (A23). Três Passos, RS, 2024.....	75
Tabela 3.	Análise química do dejetos líquido de suínos. Três Passos, RS, 2024.....	75
Tabela 4.	Abundância total, riqueza de bactérias e arqueas e índices de dominância de Simpson (Is), de diversidade de Shannon (H') e de Uniformidade de Pielou (J) em dejetos líquido de suínos (ADLS) e solo de campo nativo (CN) e pastagens com uso sucessivo de DLS em médio (A12) e longo prazo (A23). Três Passos, RS, 2024.....	81
Tabela 5.	Abundância total, riqueza de fungos e índices de dominância de Simpson (Is), de diversidade de Shannon (H') e de Uniformidade de Pielou (J) em dejetos líquido de suínos (ADLS) e solo de campo nativo (CN) e pastagens com uso sucessivo de DLS em médio (A12) e longo prazo (A23). Três Passos, RS, 2023.....	86
Tabela 6.	Análise de componentes principais (ACP) dos atributos biológicos (riqueza, abundância e índices de diversidade Is, H' e J) e gêneros de bactérias. Três Passos, RS, 2024.....	89
Tabela 7.	Análise de componentes principais (ACP) dos atributos biológicos (riqueza, abundância e índices de diversidade Is, H' e J) e gêneros de fungos. Três Passos, RS, 2024.....	91

### ARTIGO II

Tabela 1.	Características do dejetos líquido de suínos (DLS) utilizado em áreas de pastagens. Três Passos, RS, 2024.....	103
Tabela 2.	Características de vegetação, declividade, lotação e textura do solo (0 – 14 cm) em áreas de pastagem com uso sucessivo de dejetos líquido de suíno há 12 anos (A12), há 23 anos (A23) e campo nativo (CN). Três Passos, RS, 2024.....	104
Tabela 3.	Estatística descritiva dos atributos físicos do solo em pastagens nativas e com uso sucessivo de DLS em médio e longo prazo em diferentes posições da paisagem e profundidades do solo. Três Passos, RS,	107

	2024.....	
Tabela 4.	Atributos físicos do solo em campo nativo (CN) e pastagens com uso sucessivo de DLS em médio (A12) e longo prazo (A23) em diferentes posições da paisagem e profundidades do solo. Três Passos, RS, 2024.....	108
Tabela 5.	Interação entre tratamento (fator 1) e posição na paisagem (fator 2) dentro da profundidade do solo (fator 3) dos atributos físicos do solo em campo nativo (CN) e pastagens com uso sucessivo de DLS em médio (A12) e longo prazo (A23) em diferentes posições da paisagem e profundidades do solo. Três Passos, RS, 2024.....	109
Tabela 6.	Correlação simples (r) de Pearson entre os atributos físico-hídricos e carbono orgânico total (COT) do solo. Três Passos, RS, 2024.....	111
<b>ARTIGO III</b>		
Tabela 1.	Características do dejetos líquido de suínos (DLS) utilizado em áreas de pastagens. Três Passos, RS, 2024	125
Tabela 2.	Características de vegetação, declividade, lotação e textura do solo (0 – 14 cm) em áreas de pastagem com uso sucessivo de dejetos líquido de suíno há 12 anos (A12), há 23 anos (A23) e campo nativo (CN). Três Passos, RS, 2024.....	126
Tabela 3.	Estatística descritiva dos parâmetros de acidez do solo em pastagens nativas e com uso sucessivo de DLS em médio e longo prazo em diferentes terços da paisagem e profundidades do solo. Três Passos, RS, 2024.....	128
Tabela 4.	Parâmetros de acidez do solo em campo nativo (CN) e pastagens com uso sucessivo de DLS em médio (A12) e longo prazo (A23) em diferentes terços da paisagem e profundidades do solo. Três Passos, RS, 2024.....	129
Tabela 5.	Interação entre tratamento (fator 1) e posição na paisagem (fator 2) dentro da profundidade do solo (fator 3) dos parâmetros de acidez do solo em campo nativo (CN) e pastagens com uso sucessivo de DLS em médio (A12) e longo prazo (A23) em diferentes terços da paisagem e profundidades do solo. Três Passos, RS, 2024.....	130
Tabela 6.	Estatística descritiva da matéria orgânica e nutrientes do solo em pastagens nativas e com uso sucessivo de DLS em médio e longo prazo em diferentes terços da paisagem e profundidades do solo. Três Passos, RS, 2024.....	131
Tabela 7.	Matéria orgânica e nutrientes do solo em campo nativo (CN) e pastagens com uso sucessivo de DLS em médio (A12) e longo prazo (A23) em diferentes terços da paisagem e profundidades do solo. Três Passos, RS,	132

	2024.....	
Tabela 8.	Interação entre tratamento (fator 1) e posição na paisagem (fator 2) dentro da profundidade do solo (fator 3) da matéria orgânica e nutrientes do solo em campo nativo (CN) e pastagens com uso sucessivo de DLS em médio (A12) e longo prazo (A23) em diferentes terços da paisagem e profundidades do solo. Três Passos, RS, 2024.....	133
Tabela 9.	Estatística descritiva dos atributos da fauna epiedáfica (PROVID) em pastagens nativas e com uso sucessivo de DLS em médio e longo prazo em diferentes terços da paisagem e profundidades do solo. Três Passos, RS, 2024.....	135
Tabela 10.	Atributos da fauna epiedáfica (PROVID) em campo nativo (CN) e pastagens com uso sucessivo de DLS em médio (A12) e longo prazo (A23) em diferentes terços da paisagem. Três Passos, RS, 2024.....	136
Tabela 11.	Atividade biológica do solo (“litter bags”) e produção de massa seca em campo nativo (CN) e pastagens com uso sucessivo de DLS em médio (A12) e longo prazo (A23) em diferentes terços da paisagem. Três Passos, RS, 2024.....	138
Tabela 12.	Estatística descritiva dos atributos da fauna euedáfica (TSBF), da atividade biológica do solo (“litter bags”) e produção de massa seca em pastagens nativas e com uso sucessivo de DLS em médio e longo prazo em diferentes terços da paisagem e profundidades do solo. Três Passos, RS, 2024.....	139
Tabela 13.	Atributos da fauna euedáfica(TSBF), massa fresca da fauna (MF) em campo nativo (CN) e pastagens com uso sucessivo de DLS em médio (A12) e longo prazo (A23) em diferentes terços da paisagem. Três Passos, RS, 2024.....	140

#### **ARTIGO IV**

Tabela 1.	Características do dejetto líquido de suínos (DLS) utilizado em áreas de pastagens. Três Passos, RS, Brasil.....	151
Tabela 2.	Características de vegetação, declividade, lotação, granulometria e física do solo (0 – 14 cm) em áreas de pastagem com uso sucessivo de dejetto líquido de suíno há 12 anos (A12), há 23 anos (A23) e campo nativo (CN). Três Passos, RS, Brasil.....	151
Tabela 3.	Estatística descritiva dos atributos biológicos em pastagens nativas e com uso sucessivo de DLS em médio e longo prazo. Três Passos, RS, 2024.....	154
Tabela 4.	Parâmetros dos modelos dos semivariogramas	156

ajustados para os atributos biológicos do solo em pastagens nativas (CN) e com uso sucessivo de DLS em médio (A12) e longo prazo (A23). Três Passos, RS, 2024

Tabela 5.	Correlação simples (r) de Pearson entre os atributos biológicos do solo. Três Passos, RS, 2024.....	163
-----------	---	-----

#### **ARTIGO V**

Tabela 1.	Características do dejetto líquido de suínos (DLS) utilizado em áreas de pastagens. Três Passos, RS, Brasil.....	175
-----------	--	-----

Tabela 2.	Características de vegetação, declividade, lotação, granulometria e física do solo(0 – 14 cm)em áreas de pastagem com uso sucessivo de dejetto líquido de suíno há 12 anos (A12), há 23 anos (A23) e campo nativo (CN). Três Passos, RS, Brasil.....	175
-----------	--	-----

Tabela 3.	Valores médios medidos e escores SMAF dos indicadores pH, fósforo (P), potássio (K), densidade (Ds)e carbono orgânico total do solo (COT) nas camadas de 0-7; 7-14 e 0-14 cm em áreas de pastagem com uso sucessivo de dejetto líquido de suíno há 12 anos (A12), há 23 anos (A23) e campo nativo (CN). Três Passos, RS, Brasil.....	178
-----------	--	-----

Tabela 4.	Escores do Índice de Qualidade do Solo (IQS) composto pelos indicadores físicos, químicos e biológicos do solo nas camadas de 0-7; 7-14 e 0-14 cm em áreas de pastagem com uso sucessivo de dejetto líquido de suíno há 12 anos (A12), há 23 anos (A23) e campo nativo (CN). Três Passos, RS, Brasil.....	181
-----------	---	-----

## Sumário

<b>1 Introdução.....</b>	<b>19</b>
1.1 Objetivos.....	21
1.1.1 Objetivo geral.....	21
1.1.2 Objetivos específicos.....	21
<b>2 Projeto de Pesquisa.....</b>	<b>22</b>
2.1 Resumo.....	23
2.2 Introdução.....	24
2.3 Revisão de Literatura.....	26
2.3.1 Dejetos líquidos de suínos.....	26
2.3.2 Atributos físicos do solo.....	28
2.3.3 Atributos biológicos do solo.....	30
2.3.4 Carbono orgânico total do solo.....	32
2.3.5 Variabilidade espacial.....	33
2.4 Hipóteses.....	37
2.5 Objetivos.....	38
2.5.1 Geral.....	38
2.5.2 Específicos.....	38
2.6 Material e Métodos.....	39
2.6.1 Localização e caracterização da área de estudo.....	39
2.6.2 Tratamentos, malha amostral e coletas de solo.....	41
2.6.3 Atributos físico-hídricos.....	41
2.6.4 Atributos biológicos.....	42
2.6.5 Atributos químicos.....	44
2.6.6 Análises estatísticas.....	44
2.7 Metas a serem alcançadas.....	46
2.8 Impactos esperados.....	47
2.8.1 Impactos econômicos.....	47
2.8.2 Impactos sociais.....	47
2.8.3 Impactos ambientais.....	47
2.9 Orçamento detalhado.....	49
2.9.1 Custeio.....	49

2.9.2 Capital (Material Permanente).....	50
2.9.3 Orçamento global.....	50
2.10 Divulgação dos resultados.....	51
2.11 Cronograma de atividades.....	52
2.12 Equipe.....	53
2.13 Referências bibliográficas.....	54
<b>3 Relatório do trabalho de campo.....</b>	<b>69</b>
3.1 Amostragens de solo e metodologias empregadas nos artigos.....	69
<b>4 ARTIGO I - Caracterização da comunidade de microrganismos presentes em pastagens com uso sucessivo de dejetos líquidos de suínos em médio e longo prazo.....</b>	<b>72</b>
4.1 Resumo.....	72
4.2 Introdução.....	72
4.3 Material e Métodos.....	74
4.3.1 Localização e caracterização da área de estudo.....	74
4.3.2 Tratamentos e coletas de solo.....	74
4.3.3 Análises microbiológicas.....	76
4.3.4 Análise dos dados.....	76
4.4 Resultados e Discussão.....	77
4.4.1 Diversidade de bactérias e arqueas.....	77
4.4.2 Diversidade de fungos.....	82
4.4.3 Análise de componentes principais.....	89
4.5 Conclusões.....	93
4.6 Referências Bibliográficas.....	94
<b>5 ARTIGO II - Atributos físico-hídricos do solo em pastagens sob uso sucessivo de dejetos líquidos de suínos em médio e longo prazo em diferentes posições da paisagem.....</b>	<b>100</b>
5.1 Resumo.....	100
5.2 Introdução.....	100
5.3 Material e Métodos.....	103
5.3.1 Localização e caracterização da área de estudo.....	103
5.3.2 Tratamentos e coletas de solo.....	103
5.3.3 Análises físicas e químicas do solo.....	104
5.3.4 Curva de retenção de água no solo (CRAS).....	105

5.3.5 Análises estatísticas.....	105
5.4 Resultados e Discussão.....	106
5.4.1 Atributos físico-hídricos e carbono orgânico total do solo.....	106
5.4.2 Curva de retenção de água no solo e correlações.....	110
5.5 Conclusões.....	116
5.6 Referências.....	117
<b>6 ARTIGO III - Atributos químicos e biológicos do solo em pastagens sob uso sucessivo de dejetos líquido de suínos em médio e longo prazo em diferentes posições da paisagem.....</b>	<b>123</b>
6.1 Resumo.....	123
6.2 Introdução.....	123
6.3 Material e Métodos.....	124
6.3.1 Localização e caracterização da área de estudo.....	124
6.3.2 Tratamentos e coletas de solo e planta.....	125
6.3.3 Análises químicas do solo.....	126
6.3.4 Análises biológicas do solo.....	126
6.3.5 Análises estatísticas.....	127
6.4 Resultados e Discussão.....	128
6.4.1 Atributos químicos do solo.....	128
6.4.2 Atributos biológicos do solo.....	135
6.5 Conclusões.....	142
6.6 Referências.....	143
<b>7 ARTIGO IV - Variabilidade espacial da diversidade e atividade biológica do solo em pastagens com uso sucessivo de dejetos líquido de suínos em médio e longo prazo.....</b>	<b>148</b>
7.1 Resumo.....	148
7.2 Introdução.....	148
7.3 Material e Métodos.....	150
7.3.1 Localização e caracterização da área de estudo.....	150
7.3.2 Tratamentos, malha amostral e análises.....	150
7.3.3 Análises estatísticas.....	152
7.4 Resultados e Discussão.....	153
7.4.1 Análise descritiva.....	153
7.4.2 Análise geoestatística e espacialização dos atributos.....	155
7.5 Conclusões.....	165

7.6 Referências.....	165
<b>8 ARTIGO V – Qualidade do solo em áreas de pastagens pelo uso sucessivo de dejetos líquidos de suínos em médio e longo prazo.....</b>	<b>171</b>
8.1 Resumo.....	171
8.2 Introdução.....	171
8.3 Material e Métodos.....	174
8.3.1 Área de estudo e delineamento experimental.....	174
8.3.2 Amostragem de solo e análises.....	175
8.3.3 Índice de Qualidade do Solo.....	176
8.3.4 Análise estatística.....	177
8.4 Resultados e Discussão.....	177
8.4.1 Indicadores de qualidade do solo.....	177
8.4.2 Índice de Qualidade do Solo e Limite Crítico Ambiental de fósforo....	183
8.5 Conclusões.....	188
8.6 Referências.....	189
<b>9 Considerações finais.....</b>	<b>194</b>
<b>10 Referências.....</b>	<b>197</b>

## 1 Introdução

O Brasil é o quarto maior produtor e exportador mundial de carne suína, tendo produzido em 2022, 4,98 milhões de toneladas, estando a produção suinícola concentrada na região Sul do país, responsável por cerca de 91% das exportações nacionais (ABPA, 2023).

O Estado do Rio Grande do Sul é atualmente o segundo maior produtor e exportador nacional, com 20,4 e 24,2% da representatividade nacional, respectivamente, somente atrás de Santa Catarina (ABPA, 2023), sendo Três Passos, onde se encontra o local de estudo, o 3º maior produtor estadual (Pasquetti, 2010; Silva, 2015).

As altas produções dessa região ocorrem devido ao alto grau de tecnificação das criações e altos investimentos no setor (Rocha, 2020), prática a qual gera proteínas em um curto espaço de tempo e espaço físico reduzido, quando comparada a outras fontes de proteína animal e, sem perder em qualidade (Santos Filho *et al.*, 1999).

Porém, as criações tem se concentrado em regiões de cabeceiras de rios e zonas com solos declivosos ou rasos (Berwanger, 2006), predominando em pequenas propriedades rurais, limitando as áreas de aplicações do dejetos líquido de suínos (DLS) e, como consequência, tornando-se usual a prática de aplicações sucessivas de DLS numa mesma área, próximas à unidade de produção (Santos, 2010).

O uso de DLS na agricultura é uma alternativa interessante na produção de alimentos, visto que esse contém elementos essenciais as plantas e possui potencial de aumentar o rendimento das culturas (Giacomini e Aita, 2008), principalmente dos macronutrientes nitrogênio (N), potássio (K) e, em menores quantidades, o fósforo (P), além da carga de materiais orgânicos.

Porém, este resíduo também possui elementos traço nocivos as plantas, animais e ser humano quando estes se acumulam nos solos, tais como o zinco (Zn), o cobre (Cu) e, o Cádmio (Cd) (Cantão *et al.*, 2020; Magalhães e Weber, 2021), além de possuir agentes patogênicos (Vidal, 2011) e potencial de eutrofização de águas (Correll, 1998; Seganfredo *et al.*, 2007; Boitt *et al.*, 2018), o que é agravado quando mal manejado.

A aplicação de DLS fornece matéria orgânica e propicia o desenvolvimento microbiano (Quadro *et al.*, 2011), que por sua vez, é responsável por processos fundamentais dos ecossistemas agrícolas, como a formação e decomposição da matéria orgânica, a mineralização de nutrientes, a porosidade e o controle biológico (Silva, 2015), favorecendo a manutenção da umidade do solo (Krajeski e Povaluk, 2014; Matsuoka *et al.*, 2019).

Todavia, em doses elevadas o efeito sobre a qualidade do solo e água podem ser negativos, devido ao escoamento superficial ou percolação no perfil do solo (Basso *et al.*, 2012; Matsuoka *et al.*, 2019) e, por possuir alta concentração de sólidos em suspensão, pode vir a causar alterações na capacidade de infiltração de água no solo, além do entupimento de micro e macroporos, culminando no selamento superficial e, conseqüentemente, reduzindo a disponibilidade de água para as culturas agrícolas (Oliveira *et al.*, 2000; Almeida Jr. *et al.*, 2020).

Lemos Filho *et al.* (2017) afirmam que os ganhos em qualidade ou a degradação ambiental são passíveis de monitoramento via alterações nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, o que permite que os efeitos da utilização dos dejetos sobre os recursos naturais possam ser mensurados.

Desta forma, é inegável que a utilização de DLS pode tanto promover como degradar os recursos naturais se bem ou mal manejado, havendo a necessidade de maior entendimento destes efeitos com seu emprego em médio e longo prazos, principalmente tendo em vista a suscetibilidade destes locais devido aos solos rasos, altas declividades e proximidades com cursos d'água, visando a preservação do solo e das águas.

## **1.1 Objetivos**

### **1.1.1 Objetivo geral**

Este trabalho objetivou avaliar o efeito do uso sucessivo de dejetos líquidos de suínos em médio e longo prazo sobre os atributos físicos, químicos, biológicos e microbiológicos do solo.

### **1.1.2 Objetivos específicos**

i. Elaborar uma caracterização da comunidade de bactérias, arqueas e fungos presentes em áreas de pastagem sem e com uso sucessivo de dejetos líquidos de suínos em médio e longo prazo, bem como do dejetos utilizados.

ii. Determinar e ajustar as curvas de retenção de água no solo e determinar a condutividade hidráulica do solo saturado em pastagens sem e com uso sucessivo de dejetos líquidos de suínos em médio e longo prazo.

iii. Avaliar os atributos físico-hídricos do solo em áreas de pastagem sem e com uso sucessivo de dejetos líquidos de suínos em médio e longo prazo em diferentes posições da paisagem.

iv. Avaliar os atributos químicos do solo em áreas de pastagem sem e com uso sucessivo de dejetos líquidos de suínos em médio e longo prazo em diferentes posições da paisagem.

v. Avaliar os atributos biológicos do solo em áreas de pastagem sem e com uso sucessivo de dejetos líquidos de suínos em médio e longo prazo em diferentes posições da paisagem.

vi. Determinar correlações e interações entre os atributos de solo em áreas de pastagem sem e com uso sucessivo de dejetos líquidos de suínos em médio e longo prazo em diferentes posições da paisagem.

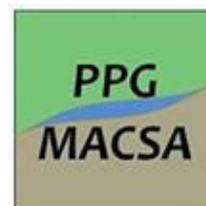
vii. Determinar os atributos do solo mais sensíveis ao uso de dejetos líquidos de suínos em médio e longo prazo em diferentes posições da paisagem.

viii. Caracterizar, quantificar e mapear os distintos padrões de variabilidade espacial dos atributos biológicos do solo (diversidade e atividade da fauna do solo) em áreas de pastagem sem e com uso sucessivo de dejetos líquidos de suínos em médio e longo prazo.

## 2. Projeto de Pesquisa



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS  
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO  
FACULDADE DE AGRONOMIA ELISEU MACIEL  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM  
MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA



### PROJETO DE PESQUISA

(nível doutorado)

**Variabilidade espacial dos atributos físicos e biológicos do solo em áreas  
com uso de dejetos líquidos de suínos na Bacia Hidrográfica do Lajeado  
Eral Novo, Três Passos, RS**

**Aluno:** Diego Armando Amaro da Silva

**Orientador:** Luís Carlos Timm

**Comitê de Orientação:** Mastrângello Enívar Lanzanova (UERGS)

Douglas Rodrigo Kaiser (UFFS)

## 2.1 Resumo

Tem crescido a discussão sobre a gestão adequada de bacias hidrográficas de modo a preservar e promover os recursos naturais sem comprometer as próximas gerações. A crescente demanda por água e alimentos, tem feito surgir a preocupação na destinação correta de resíduos orgânicos sem que se degrade o meio ambiente. Nesse contexto, o presente trabalho visa avaliar o efeito do uso sucessivo de dejetos líquidos de suínos (DLS) na quantificação e caracterização da variabilidade espacial e temporal dos atributos físicos, biológicos e do carbono orgânico total do solo em duas profundidades em áreas de pastagem na bacia hidrográfica do lajeado Erval Novo, no noroeste do Rio Grande do Sul, usando ferramentas de estatística clássica e geoestatística. Serão avaliadas quatro áreas: campo nativo (CN, como testemunha) e, áreas de pastagem com uso sucessivo de DLS a 5 (P5), a 10 (P10) e, a 20 anos (P20), com coletas guiadas por uma malha regular de 100 pontos (10x10 pontos) distanciados entre si por 10x10m (área de 10.000 m<sup>2</sup>) onde serão avaliados os atributos físicos (densidade do solo e de partículas, porosidade, resistência do solo à penetração, granulometria, condutividade hidráulica do solo saturado e a curva de retenção de água no solo), biológicos (diversidade e atividade da fauna edáfica) e do carbono orgânico total nas camadas de 0-10 e 10-20 cm de profundidade.

**Palavras-chave:** geoestatística; krigagem; atributos físico-hídricos; fauna edáfica.

## 2.2 Introdução

O aumento da demanda por alimentos e água devido ao crescimento demográfico nos últimos séculos está exigindo de forma contínua o desenvolvimento de práticas agrícolas mais eficientes para o uso mais eficiente da água e o aumento da produtividade.

Entretanto, em países em desenvolvimento, como é o caso do Brasil, os produtores rurais ainda possuem dificuldades de acesso a informações referentes a práticas adequadas de conservação do solo e da água (SOARES, 2018) o que tem causado problemas de degradação desses recursos naturais (SERVIDONI *et al.*, 2019).

Assim sendo, a discussão sobre a gestão de bacias hidrográficas vem se aprofundando, podendo ser adotadas como “unidades físicas de reconhecimento, caracterização e avaliação, a fim de facilitar a abordagem sobre os recursos hídricos” (VILAÇA *et al.*, 2009), ou ainda como “unidades para o planejamento do ambiente natural e urbano” (BERNARDI *et al.*, 2012).

Segundo Fallico *et al.* (2005) e Mischra; Nagarajan (2010), o estudo de bacias hidrográficas tem se provado ser uma forma viável para aquisição de informações pertinentes ao aproveitamento racional dos recursos hídricos e edáficos e, de acordo com Beltrame (1994), o diagnóstico da situação real em que se encontram os recursos naturais em dado espaço geográfico é necessário se visarmos a preservação e a conservação.

A utilização de recursos naturais das bacias hidrográficas pode levar a abreviação dos processos de degradação ambiental (LEMOS FILHO *et al.*, 2017) comprometendo a prestação de serviços ambientais e a soberania alimentar e nutricional (LEPSCH *et al.*, 2015; AYER *et al.*, 2015; SERVIDONI *et al.*, 2016).

A bacia hidrográfica do lajeado Erval Novo (BHLEN), objeto de estudo, possui aproximadamente 98 km<sup>2</sup> e localiza-se no noroeste do Estado do Rio Grande do Sul (RS), encontrando-se em sua maior parte dentro do município de Três Passos, sendo caracterizada pela presença de pequenas propriedades com produção intensiva de suínos (FOLLMANN *et al.*, 2018).

Três Passos destaca-se como 3º maior produtor estadual de suínos (ABPA, 2021), concentrando maior parte da produção na BHLEN, gerando um

volume considerável de dejetos, utilizado principalmente na adubação de pastagens, levantando a questão sobre seu emprego adequado ou não, que pode levar desde o acréscimo em qualidade ambiental até a degradação dos recursos naturais.

Lemos Filho *et al.* (2017) afirmam que os ganhos em qualidade ou a degradação ambiental são passíveis de monitoramento via alterações nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, o que permite que os efeitos da utilização dos dejetos sobre os recursos naturais nesta bacia possam ser investigados.

Em trabalhos desenvolvidos na BHLEN, Silva *et al.* (2015, 2016) constataram melhorias nas propriedades físicas, químicas, biológicas e microbiológicas em função da adição de dejetos, enquanto Vidal (2011) observou que os cursos d'água estavam contaminados por microrganismos provenientes da adição destes resíduos e, Silva *et al.* (2015) detectou acúmulo dos metais pesados cobre (Cu) e zinco (Zn) em função desta prática.

Assim, propriedades hidráulicas do solo se mostram essenciais para compreender adequadamente vários processos do ciclo hidrológico (CENTENO *et al.*, 2020), dando suporte as decisões sobre a gestão dos recursos hídricos em bacias hidrográficas (BESKOW *et al.*, 2016).

Dentre estas propriedades, a condutividade hidráulica do solo saturado ( $K_{sat}$ ) e a curva de retenção de água no solo (CRAS) destacam-se como um dos principais instrumentos para avaliar a qualidade física do solo e, melhorar o manejo do solo e da água em estudos relacionados a agricultura e ao meio ambiente (SILVA *et al.*, 2018; CENTENO *et al.*, 2020), fornecendo um melhor entendimento de como a água se move e é retida no solo (GHANBARIAN *et al.*, 2015).

A diversidade e atividade da biologia do solo, por sua vez, está intimamente ligada a qualidade ou degradação do solo, uma vez que a fauna edáfica é crucial para estruturação do solo e na decomposição da matéria orgânica (WALMSLEY; CERDÀ, 2017), além de ser altamente responsiva as práticas de manejo (LAVELLE *et al.*, 1994; SILVA, 2016).

Já a matéria orgânica, é vista como um sensível indicador da qualidade do solo, estando diretamente relacionada ao aporte de material orgânico, que, na agricultura, está condicionado aos cultivos empregados e ao uso e manejo

do solo (ROSA *et al.*, 2018), sendo este atributo obtido pelo fator de multiplicação 1,724, utilizando a variável carbono orgânico total (COT) do solo (DUTRA JÚNIOR, 2019).

Todavia, todos estes trabalhos citados evidenciam o mesmo fato, de que dependendo do local amostrado, os valores observados serão “melhores” ou “piores”, independente da variável amostrada. Desta forma, caracterizar e quantificar a variabilidade no espaço e no tempo atributos do solo sob aplicação de dejetos é essencial para determinação de um manejo mais pertinente nas bacias hidrográficas (LEMOS FILHO *et al.*, 2017).

Em termos de planejamento experimental, a quantificação e caracterização da variabilidade espacial e temporal se constitui em uma valiosa ferramenta, permitindo um conhecimento mais detalhado de áreas agrícolas e ambientais, além de fornecer subsídio para reduzir significativamente os custos relacionados ao monitoramento de dados de campo (HUPET; VANCLOOSTER, 2004; LIN *et al.*, 2005; SCHNEIDER *et al.*, 2008; SOARES, 2018).

Entretanto, é notável a escassez de informações relacionadas a variabilidade espacial de atributos do solo em áreas com uso sucessivo de dejetos líquidos de suínos, bem como os mesmos efeitos de forma temporal. De forma semelhante, a biologia do solo é menosprezada neste tipo de estudo, havendo pouquíssimos trabalhos realizados sobre a distribuição espacial da fauna edáfica (RODRIGUES, 2010; BRAGA, 2017; SILVA *et al.*, 2018).

Nesse contexto, na evidência de uma clara demanda técnico-científica em aberto, relacionado a gestão de bacias hidrográficas no que tange a preservação e promoção de seus recursos naturais, que este trabalho é proposto.

## **2.3 Revisão de literatura**

### **2.3.1 Dejetos líquidos de suínos**

O Brasil é o quarto maior produtor e exportador mundial de carne suína, tendo produzido em 2020, 4,4 milhões de toneladas, estando a produção

suinícola concentrada na região Sul do país, responsável por cerca de 91% das exportações nacionais (ABPA, 2021).

O Estado do RS é atualmente o terceiro maior produtor e exportador nacional, com 19,1 e 25,8%, respectivamente, somente atrás dos Estados de SC e PR, na sequência (ABPA, 2021), sendo Três Passos, onde encontra-se o local de estudo, o 3º maior produtor estadual (PASQUETTI, 2010; SILVA, 2015).

As altas produções dessa região ocorrem devido ao alto grau de tecnificação das criações e alto investimentos no setor (ROCHA, 2020), prática a qual gera proteínas em um curto espaço de tempo e espaço físico reduzido, quando comparada a outras fontes de proteína animal e, sem perder em qualidade (SANTOS FILHO, 1999).

Porém, as criações tem se concentrado em regiões de cabeceiras de rios e zonas com solos declivosos ou rasos (BERWANGER, 2006), predominando em pequenas propriedades rurais, limitando as áreas de aplicações do dejetos líquido de suínos (DLS) e, como consequência, tornando-se usual a prática de aplicações sucessivas de DLS numa mesma área, próximas à unidade de produção (SANTOS, 2010).

O uso de DLS na agricultura é uma alternativa interessante na produção de alimentos, visto que esse contém elementos essenciais as plantas e possui potencial de aumentar o rendimento das culturas (GIACOMINI; AITA, 2008), principalmente dos macronutrientes nitrogênio (N), potássio (K) e, em menores quantidades, o fósforo (P), além da carga de materiais orgânicos.

Porém, este resíduo também possui elementos traço nocivos as plantas, animais e ser humano quando estes se acumulam nos solos, tais como o zinco (Zn), o cobre (Cu) e, o Cádmi (Cd) (CANTÃO *et al.*, 2020; MAGALHÃES; WEBER, 2021), além de possuir agentes patogênicos (VIDAL, 2011) e potencial de eutrofização de águas (CORRELL, 1998; SEGANFREDO *et al.*, 2007; BOITT *et al.*, 2018), o que é agravado quando mal manejado.

A aplicação de DLS fornece matéria orgânica e propicia o desenvolvimento microbiano (QUADRO *et al.*, 2011), que por sua vez, é responsável por processos fundamentais dos ecossistemas agrícolas, como a formação e decomposição da matéria orgânica, a mineralização de nutrientes,

a porosidade e o controle biológico (SILVA, 2015), favorecendo a manutenção da umidade do solo (KRAJESKI; POVALUK, 2014; MATSUOKA *et al.*, 2019).

Todavia, em doses elevadas o efeito sobre a qualidade do solo e água podem ser negativos, devido ao escoamento superficial ou percolação no perfil do solo (BASSO *et al.*, 2012; MATSUOKA *et al.*, 2019) e, por possuir alta concentração de sólidos em suspensão, pode vir a causar alterações na capacidade de infiltração de água no solo, além do entupimento de micro e macroporos, culminando no selamento superficial e, conseqüentemente, reduzindo a disponibilidade de água para as culturas agrícolas (OLIVEIRA *et al.*, 2000; ALMEIDA JÚNIOR *et al.*, 2020).

Desta forma, é inegável que a utilização de DLS promove, mas também degrada os recursos naturais de acordo com seu emprego, havendo a necessidade de mais estudos em bacias hidrográficas, visto a importância destas como unidades de gestão e planejamento ambiental e, essenciais para a preservação do solo e das águas.

### **2.3.2 Atributos físicos do solo**

Nosso entendimento sobre o fluxo de água em ecossistemas naturais e antropizados depende de uma caracterização precisa dos processos hidrológicos que ocorrem no solo (ALAGNA *et al.*, 2016; PAVÃO *et al.*, 2019), necessitando de um conhecimento profundo sobre física do solo e propriedades hidráulicas, sendo essencial determinar a variabilidade desses atributos no meio ambiente (GAIA-GOMES *et al.*, 2021).

O conhecimento sobre a dinâmica da água no sistema solo-planta-atmosfera vem aumentando significativamente ao longo das últimas décadas (ANDRADE *et al.*, 2020) e, os atributos físicos do solo são comumente estudados com as suas propriedades hídricas e vice-versa, pois ambas se correlacionam entre si (MARTINS FILHO *et al.*, 2020).

Nicodemo *et al.* (2018) afirmam que esta correlação ocorre ao se preservar o arranjo das partículas e a estrutura do solo, promovendo a manutenção da macroporosidade, o que resulta em boas condições de infiltração de água no solo.

Porém, de acordo com Gaia-Gomes *et al.* (2021), os atributos físico-hídricos do solo são interdependentes e o planejamento e o manejo do solo são dificultados devido à alta variabilidade desses atributos, variabilidade causada desde os processos de formação do solo e, aumentadas pelas ações antrópicas.

Somado a isso, Van Genuchten *et al.* (1999) e Oliveira *et al.* (2015) afirmam que as maiores limitações das medidas diretas advêm da grande extensão dos locais de estudo, que somado a alta variabilidade destes atributos resultam em um grande número de amostras além do tempo necessário e dos elevados custos associados a essas investigações.

As propriedades hidráulicas são uma das áreas cruciais da ciência do solo, pois desempenham um importante papel na produção agrícola, irrigação, infiltração, drenagem, estresse hídrico, evapotranspiração, bem como no transporte de valor, gás e solutos, porém a disponibilidade de água para as plantas não depende somente da quantidade de água que infiltra e é retida no solo, mas também da quantidade disponível e utilizada pelas plantas (ANDRADE *et al.*, 2020).

A água que permanece no solo depende de vários atributos do solo, como os relacionados a mineralogia do solo, a distribuição e tamanho de poros, a densidade e o tamanho de partículas do solo ou granulometria, sobretudo por aquelas que descrevem a condição estrutural do solo, como a densidade do solo, resistência do solo à penetração, estabilidade de agregados e a condutividade hidráulica (HILLEL, 1998).

Dentre os diversos atributos físicos do solo, Stefanoski *et al.* (2013) afirma que a condutividade hidráulica do solo saturado ( $K_{sat}$ ) é um dos melhores indicadores da qualidade do solo, devido a este revelar diferenças estruturais entre as camadas do perfil do solo.

Ellies *et al.* (1997) e Almeida *et al.* (2017) descrevem a  $K_{sat}$  como uma propriedade de grande importância por medir a facilidade com que os poros transmitem água, descrevendo a funcionalidade de seu sistema poroso, englobando propriedades relacionadas com a sua porosidade, como quantidade, tamanho, morfologia, continuidade e orientação dos poros.

Todavia, estes mesmos autores relataram que a  $K_{sat}$  depende em grande parte da forma e continuidade do sistema poroso, o que varia de um

local para outro, apresentando em alguns locais valores extremos e diferindo também para as distintas orientações do solo. Santos *et al.* (2011) afirma que na prática, são requeridas várias medidas de Ksat para caracterizar um solo, visto a grande variabilidade espacial desse atributo.

Esta variabilidade está associada a processos de formação, desenvolvimento e manejo dos solos, bem como diferentes métodos de coleta a campo e de análise para quantificação em laboratório, podendo se apresentar muito variáveis, assumindo elevados coeficientes de variação (MESQUITA, 2001; MACEDO *et al.*, 1998; WARRICK; NIELSEN, 1980).

Seguindo esta mesma linha, outra característica importante do solo é sua curva de retenção de água do solo (CRAS) e, a partir dela é possível, por exemplo, inferir sobre a distribuição de poros assim como sobre suas funções hidráulico-energéticas (HILLEL, 1998; ARMINDO; WENDROTH, 2016; CÁSSARO *et al.*, 2020) e, a capacidade do solo em reter água influencia diretamente na quantidade de água disponível para uma determinada cultura agrícola se desenvolver (HILLEL, 1998).

A CRAS é um indicador de qualidade do solo valioso, sendo que através deste é possível estimar o teor de água na capacidade de campo (CC) (ANDRADE *et al.*, 2013), no ponto de murcha permanente (PMP), a capacidade de água disponível às plantas, assim como a condutividade hidráulica do solo não saturado (CARDUCCI *et al.*, 2013, SERAFIM *et al.*, 2013; SILVA *et al.*, 2020).

Este indicador de qualidade do solo é um atributo dependente de várias características intrínsecas de cada solo, sendo o resultado de uma ação conjunta de atributos como textura, estrutura, mineralogia e também do conteúdo de matéria orgânica do solo (BEUTLER *et al.*, 2002).

A matéria orgânica pode ser considerada uma variável que afeta o tamanho dos agregados, a aeração do pedoambiente e, conseqüentemente a retenção de água no solo (FRANZLUEBBERS, 2002; SOARES, 2018).

### **2.3.3 Atributos biológicos do solo**

A fauna edáfica desempenha diferentes e importantes funções nas transformações que ocorrem no solo participando ativamente dos processos

químicos, físicos e biológicos do ambiente edáfico (LAVELLE *et al.*, 2006), sendo reconhecidamente considerados como bioindicadores de qualidade do solo (DORAN; ZEISS, 2000).

Dentre os organismos do solo são considerados desde seres microscópicos, como os nematóides, ácaros e colêmbolos, até organismos mais facilmente visíveis, como minhocas, aranhas, formigas, cupins e besouros, cuja biodiversidade mundial ultrapassa 900 mil espécies conhecidas (BROWN *et al.*, 2015).

Entretanto, as comunidades edáficas são em geral, dependentes das condições do solo e vice-versa. Para Lavelle *et al.* (2001), a maioria das práticas de manejo do solo têm efeitos negativos sobre a diversidade e abundância dos organismos edáficos, podendo ser estes parâmetros, segundo Lavelle *et al.* (1994), considerados como importantes indicadores de qualidade dos solos.

Neste contexto, a diversidade da fauna em ambientes explorados para atividades agrícolas com constante interferência antrópica tem sido considerada como um fator essencial para a manutenção da estrutura e fertilidade do solo (SOUZA *et al.*, 2017), visto que diferentes usos e manejos do solo podem alterar processos como a decomposição da matéria orgânica, a ciclagem de nutrientes e a agregação das partículas e, assim influenciar a macrofauna edáfica (ROSA *et al.*, 2015).

Do mesmo modo, Krolow *et al.* (2017) constataram favorecimento a biodiversidade da fauna edáfica em solos cultivados sob sistema de plantio direto (SPD) de longa duração em relação ao sistema de plantio convencional, enquanto Silva *et al.* (2014) observaram incrementos em abundância e diversidade em solos sob SPD com uso sucessivo de DLS quando comparados as mesmas condições sob cultivo mínimo.

Neste sentido, importantes estudos a respeito da variabilidade espacial na análise das propriedades químicas e/ou físicas do solo (CARVALHO *et al.*, 2002; CAVALCANTE *et al.*, 2007; SIQUEIRA *et al.*, 2009; ZONTA *et al.*, 2014; LEMOS FILHO *et al.*, 2017), entretanto, quando tais fatores já apresentam valores dentro de limites preconizados pelas recomendações e comissões de pesquisa e as relações desses parâmetros com a produtividade das plantas não são encontradas, novos fatores devem ser identificados (VIANA, 2005).

Nesse contexto, apesar da destacada importância do conhecimento sobre a comunidade de organismos do solo para uma adequada tomada de decisões em relação ao melhor processo de manejo e conservação do solo, o estudo da variabilidade espacial da fauna edáfica ainda é bastante incipiente havendo poucos trabalhos publicados no país (RODRIGUES, 2010; CORASSA *et al.*, 2012; BRAGA, 2017; SILVA, 2016; SILVA *et al.*, 2018), bem como sob efeito do uso sucessivo de DLS.

#### **2.3.4 Carbono orgânico total do solo**

A fim de identificar o nível de interferência ocasionado por diferentes práticas de manejo, é necessário compreender as interações entre os componentes do ecossistema (SANTOS *et al.*, 2021), sendo que diversas propriedades do solo podem ser utilizadas como indicadores de qualidade (ANDREWS *et al.*, 2004), assim como na condição de sustentabilidade desses ambientes (ARAÚJO; MONTEIRO, 2007).

Dentre os principais indicadores físicos do solo, estão a densidade, porosidade, CRAS e estabilidade de agregados, sendo que a agregação do solo permite a formação de estruturas de diferentes tamanhos e formas, denominadas macro ou microagregados, que resultam da ligação entre partículas minerais e o carbono orgânico total (COT) na presença de cargas elétricas dos colóides, de agentes cimentantes e da ação microbiana do solo (TISDALL; OADES, 1982).

A agregação do solo está diretamente relacionada com outros atributos edáficos, com destaque para o COT do solo (ZHAO *et al.*, 2017; SANTOS *et al.*, 2021), que também afeta direta ou indiretamente atributos como a densidade do solo, a macro e a microporosidade (WANG *et al.*, 2014), a infiltração e a disponibilidade de água e, na complexação de elementos tóxicos no solo tornando importante sua determinação (DUTRA JÚNIOR, 2019).

Ainda, segundo Feller; Beare (1997), os microagregados apresentam maior tempo de permanência do COT em seu interior (em relação à matéria orgânica livre) quando comparados aos macroagregados, o que ocorre devido a sua maior proteção física, sendo que os microagregados, de acordo com Moura Filho; Buol (1976) e Burak *et al.* (2011), atuam com efeito protetor do

solo, impedindo ou diminuindo as perdas de nutrientes do processo de intemperismo e lixiviação.

De acordo com diversos estudos sob vários solos e condições de estudo verificaram que os teores de COT no solo afetam positivamente a retenção de água no solo (GROHMANN; MEDINA, 1962; VIEIRA, 1981; SIDIRAS *et al.*, 1984; CARVALHO *et al.*, 1999; BEUTLER *et al.*, 2002; BORTOLINI, 2016), quando em comparação com usos e manejos que não preservaram esses atributos, evidenciando que estes atuam diretamente no condicionamento físico do solo.

Assim como a degradação estrutural, o menor armazenamento de COT está intimamente ligado a menor abundância e diversidade da macrofauna do solo (CHERUBIN *et al.*, 2016; FRANCO *et al.*; 2020) e, organismos como minhocas, por exemplo, são importantes organismos que atuam na alteração da estrutura do solo além de modificar comunidades microbianas e, fazerem associações organominerais em seu intestino por meio da ingestão de solo, o que resulta na mineralização do COT (BARTHOD *et al.*, 2020; VANOLLI, 2021).

Desta forma, diferentes práticas de manejo e uso do solo podem influenciar diretamente ou indiretamente a diversidade/atividade biológica e microbiológica, bem como a agregação do solo e, conseqüentemente, o armazenamento de COT no solo (SANTOS *et al.*, 2021).

Assim, o é evidente que o COT desempenha um importante papel na qualidade do solo para o crescimento de plantas (TORMENA *et al.*, 2004), possuindo inter-relações com atributos físicos, químicos e com os biológicos.

### **2.3.5 Variabilidade espacial**

Os solos apresentam heterogeneidade em razão da variabilidade em seus atributos químicos e físicos do solo desde de sua formação natural e em função de distintos manejos (SOARES *et al.*, 2018; SILVA *et al.*, 2020).

Assim, o conhecimento da variabilidade espacial do solo torna-se uma informação imprescindível para a tomada de decisões em relação aos processos de manejo e conservação mais adequado e, segundo Cambardella

*et al.* (1994), essencial para o refinamento de práticas de manejo e na avaliação dos efeitos desse sobre o ambiente.

O uso de estratégias de amostragem georreferenciada e de ferramentas geoestatísticas tem se mostrado importante para gerar informações sobre a variabilidade espacial dos atributos do solo (AQUINO *et al.*, 2014), permitindo a detecção da variabilidade existente e distribuição espacial dos parâmetros estudados.

Além disso, proporciona um entendimento dos fatores e características que afetam essa variabilidade, bem como no desenvolvimento produtivo das culturas, dando excelente suporte na tomada de decisão para o manejo do solo (SILVA *et al.*, 2020).

Neste sentido, a modelagem geoestatística permite-nos acessar a existência ou inexistência de dependência espacial entre as amostras observadas, possibilitando sua aplicação em mapeamentos além de orientações de futuras amostras e modelagens, além de podermos interpolar o valor do atributo estudado em locais não amostrados, tornando mais fácil a gestão dos recursos naturais (LEMOS FILHO *et al.*, 2017).

Estes autores também afirmam que o uso de mapas oriundos da modelagem geoestatística nos fornece a identificação de subáreas para fins de manejo diferenciado e integrado, permitindo o desenvolvimento de modelos mais precisos e adequados para situações e condições específicas de cada ambiente.

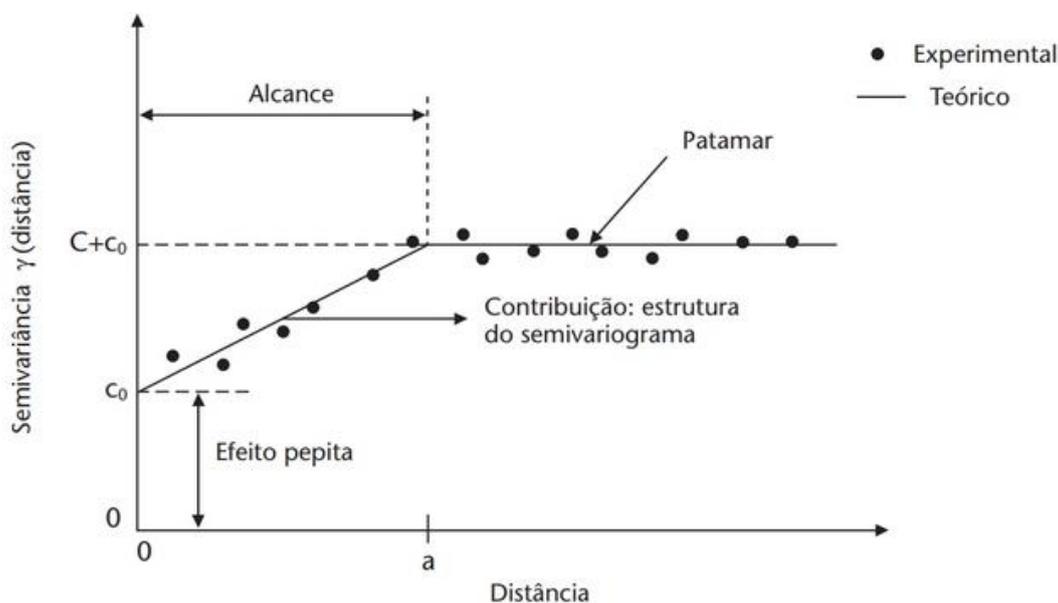
Ainda, o uso dessa ferramenta proporciona meios para que sejam efetuados os respectivos mapeamentos da área estudada através da krigagem, uma vez que o modelo da dependência espacial seja conhecido por meio de semivariogramas (SILVA *et al.*, 2010; PINTO *et al.*, 2020), permitindo interpolar valores por todo o campo estudado, sem tendência e com variância mínima (BARBIERI *et al.*, 2020).

A função semivariogramas mensura a variância entre pontos separados por uma determinada distância “h” e, seu padrão demonstra que as diferenças entre pontos decrescem a medida que a distância entre eles diminui (YAMAMOTO; LANDIM, 2013), onde o semivariogramas pode ser considerado como um medidor de semelhança entre vizinhos, sendo importante na identificação da variabilidade espacial (SANTOS, 2019).

Assim, se o semivariograma apresentar uma distribuição crescente com o aumento da distância e se estabilizar no valor da variância dos dados, a variável estudada possui dependência espacial (GRECO *et al.*, 2014).

A partir do modelo ao semivariograma experimental, obtém-se os parâmetros efeito pepita ( $C_0$ ), contribuição ( $C$ ), patamar ( $C+C_0$ ) e alcance ( $a$ ), conforme Figura 1 (REICHARDT; TIMM, 2020).

Figura 1 – Esquema de semivariogramas experimental e teórico e os parâmetros que o descrevem,  $C_0$ : efeito pepita;  $C+C_0$ : patamar e;  $a$ : alcance. Fonte: REICHARDT; TIMM (2020).



O efeito pepita ( $C_0$ ) é o valor da semivariância para distância zero e representa o componente da variação ao acaso; a contribuição ( $C$ ) representa a variância explicada pela componente estrutural do fenômeno; o patamar ( $C+C_0$ ) é o valor da semivariância em que a curva estabiliza sobre um valor constante; o alcance ( $a$ ) é a distância da origem até onde o patamar atinge valores estáveis, expressando a distância além da qual as amostras não são correlacionadas (VIEIRA *et al.*, 1983; TRANGMAR *et al.*, 1985; SOUZA *et al.*, 2004; AQUINO *et al.*, 2014; REICHARDT; TIMM, 2020).

Segundo Greco *et al.* (2014) e Santos (2019), o ajuste de um modelo teórico é fundamental, visto que os cálculos de geoestatística dependem dos valores encontrados com o ajuste do modelo dos semivariogramas para cada distância específica.

De acordo com Mcbratney; Webster (1986), entre os modelos teóricos utilizados em geoestatística mais adequados para diferentes situações, estão o esférico, exponencial e o gaussiano. Ao determinar se a estatística clássica ou geoestatística deve ser usada, através do uso de semivariogramas, se constatada a dependência espacial entre as amostras pode-se estimar valores da propriedade em estudo para os locais não amostrados dentro do campo, sem tendenciosidade e com variância mínima, pelo método denominado de krigagem (VIEIRA, 2000; CARVALHO; VIEIRA, 2001).

Este método de interpolação é considerado como o mais importante recurso geoestatístico (ISAAKS; SRIVASTAVA, 1989) e, em conjunto com o método de interpolação inverso ao quadrado da distância, são considerados os métodos mais utilizados pela literatura (CARVALHO; ASSAD, 2005; SILVA *et al.*, 2008; SOUZA *et al.*, 2010), este último dedicado principalmente a locais que não possuam dependência espacial entre amostras.

Na ciência do solo, a geoestatística vem apresentando aplicação crescente porque incorpora em si a possibilidade de se estudar o comportamento da variabilidade espacial, permitindo a interpretação dos resultados com base na estrutura dessa variabilidade, além de poder também quantificar o seu tamanho (CAVALCANTE *et al.*, 2007).

Segundo Bottega (2013) e Pinto *et al.* (2020), a geoestatística é uma ferramenta de grande utilidade para a ciência do solo para caracterizar e mapear a variação espacial de suas propriedades. Entretanto, os estudos de variabilidade espacial e temporal tem-se focado nos atributos químicos ou físicos, ignorando os biológicos, bem como locais com uso de resíduos orgânicos na agricultura, sendo estas investigações muito raras.

## 2.4 Hipóteses

i. O uso sucessivo de dejetos líquidos de suínos promove melhorias contínuas ao longo dos anos nos atributos físicos, biológicos e carbono orgânico total do solo em áreas de pastagem na bacia hidrográfica do lajeado Erval Novo;

ii. áreas de pastagem com a utilização de dejetos líquidos de suínos proporcionam maior diversidade, abundância, atividade e variabilidade espacial dos organismos edáficos na bacia hidrográfica do lajeado Erval Novo;

iii. ferramentas de geoestatística podem ser usadas para quantificar, caracterizar e mapear diferentes padrões de variabilidade espacial dos atributos físicos, biológicos e carbono orgânico total do solo em áreas de pastagem com uso sucessivo de dejetos líquidos de suínos na bacia hidrográfica do lajeado Erval Novo;

## **2.5 Objetivos**

### **2.5.1 Geral**

Avaliar o efeito do uso sucessivo de dejetos líquidos de suínos na quantificação e caracterização da variabilidade espacial e temporal dos atributos físicos, biológicos e do carbono orgânico total do solo em duas profundidades, em áreas de pastagem na bacia hidrográfica do lajeado Erval Novo, no noroeste do Rio Grande do Sul, usando ferramentas de estatística clássica e geoestatística.

### **2.5.2 Específicos**

i. Caracterizar, quantificar e mapear os distintos padrões de variabilidade espacial e temporal dos atributos físicos do solo (densidade do solo e de partícula, granulometria, porosidade, resistência do solo à penetração, granulometria, condutividade hidráulica do solo saturado e a curva de retenção de água no solo) nas camadas de 0-10 cm e 10-20 cm de profundidade, em áreas de pastagem com uso sucessivo de dejetos líquidos de suínos na bacia hidrográfica do lajeado Erval Novo, usando de ferramentas de estatística clássica e geoestatística;

ii. caracterizar, quantificar e mapear os distintos padrões de variabilidade espacial e temporal dos atributos biológicos do solo (diversidade e atividade da fauna do solo) nas camadas de 0-10 cm e 10-20 cm de profundidade, em áreas de pastagem com uso sucessivo de dejetos líquidos de suínos na bacia hidrográfica do lajeado Erval Novo, usando de ferramentas de estatística clássica e geoestatística;

iii. caracterizar, quantificar e mapear os distintos padrões de variabilidade espacial e temporal do carbono orgânico total do solo nas camadas de 0-10 cm e 10-20 cm de profundidade, em áreas de pastagem com uso sucessivo de dejetos líquidos de suínos na bacia hidrográfica do lajeado Erval Novo, usando de ferramentas de estatística clássica e geoestatística.

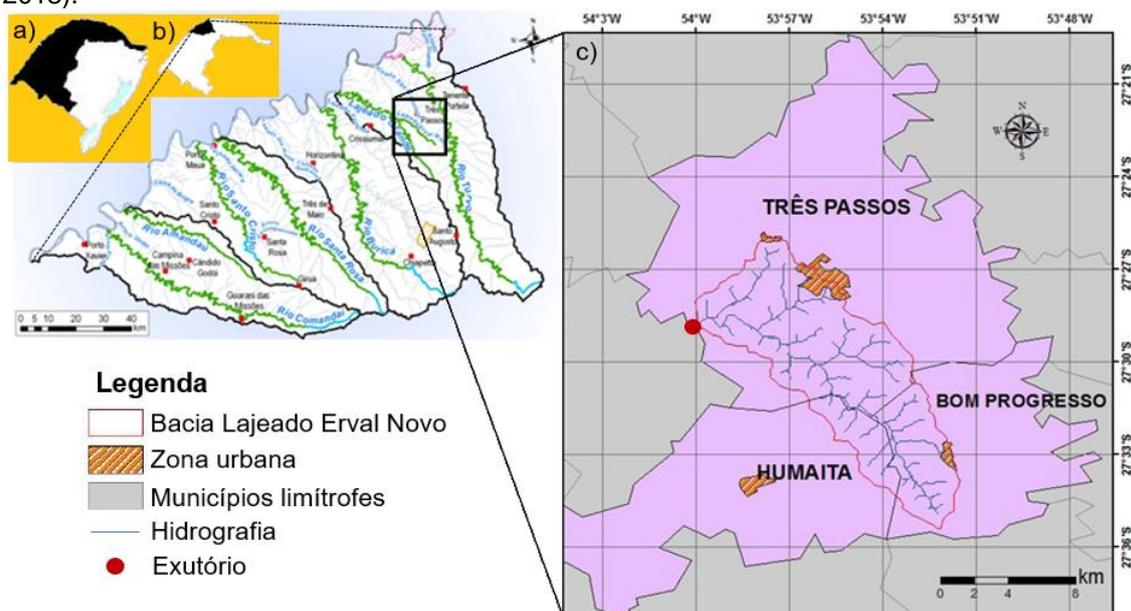
## 2.6 Material e Métodos

### 2.6.1 Localização e caracterização da área de estudo

O lajeado Erval Novo é uma sub-bacia hidrográfica com área de aproximadamente 98 km<sup>2</sup>, localizado no distrito homônimo ao lajeado e abastece o município de Três Passos, estando a 10 km do perímetro urbano deste município.

A sub-bacia também integra os municípios de Humaitá e Bom Progresso, encontrando-se na bacia hidrográfica dos Rios Turvo, Santa Rosa e Santo Cristo – Bacia U030 (SEMA, 2005), na região hidrográfica do Uruguai, na região noroeste do Estado do Rio Grande do Sul (Figura 2).

Figura 2 – Localização da bacia hidrográfica do lajeado Erval Novo no mapa do Rio Grande do Sul e na região hidrográfica do Uruguai (a), na bacia hidrográfica U030 (b) e nos municípios de Três Passos, Bom Progresso e Humaitá (c). (adaptado de FEPAM, 2021; FOLLMANN *et al.*, 2018).



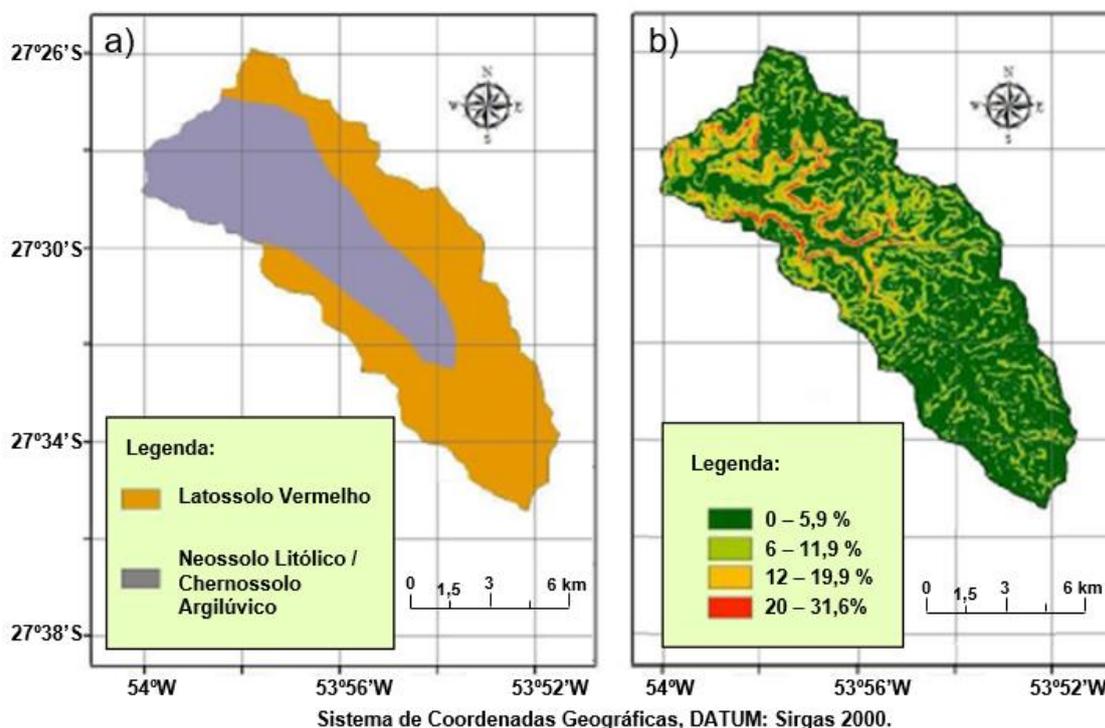
A bacia possui uma área de aproximadamente 98 km<sup>2</sup>, correspondendo a 0,9% da Bacia U030, tendo seu deságue no Rio Lajeado Grande e, posteriormente, no Rio Uruguai (FOLLMANN *et al.*, 2018).

O clima da região de Três Passos é do tipo Cfa ou subtropical úmido com verão quente, com temperatura média anual de 20 °C e precipitação média entre 1.800 e 1.900 mm bem distribuídos ao longo do ano (KÖPPEN; GEIGER, 1928).

Segundo Follmann *et al.* (2018) e Streck *et al.*, (2008), Latossolo Vermelho e uma associação de Neossolo Litólico e Chernossolo Argilúvico são as classes de solos predominantes na área a montante da seção de controle da BHLEN.

A primeira se concentra nas áreas menos declivosas mais afastadas do exutório (Figura 3), enquanto a segunda predomina em áreas mais declivosas, consideradas mais vulneráveis do ponto de vista de degradação ambiental.

Figura 3 – Mapa das variáveis classe de solo (a) e declividade (b) na bacia hidrográfica do Lajeado Erval Novo (adaptado de FOLLMANN *et al.*, 2018).



A bacia hidrográfica do lajeado Erval Novo tem por característica a grande quantidade de cursos d'água, formada por diversos afluentes que desaguam no rio lajeado Erval Novo e posteriormente no Rio lajeado Grande. Nas áreas mais planas da bacia ao sul, entre os municípios de Humaitá e Bom Progresso, predomina o cultivo de culturas anuais, como milho e soja no verão e, trigo e pastagens no inverno (LUIZ *et al.*, 2017).

A pecuária (bovinocultura de leite), a avicultura e a suinocultura são as atividades predominantes na parte norte da bacia (FOLLMANN *et al.*, 2018). A suinocultura tem causado problemas ambientais em curto prazo de tempo (WERLE, 2013; JARDIM, 2010), tendo em vista o alto volume de dejetos

produzidos e a falta de cuidados na destinação final desses dejetos a qual pode ser nociva ao meio ambiente.

### **2.6.2 Tratamentos, malha amostral e coletas de solo**

Na área a montante da seção de controle será selecionada uma propriedade rural tomada como referência e representativa das práticas agrícolas que vem sendo adotada pelos produtores de suínos, principalmente no que diz respeito a aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLS) na superfície do solo.

Dentro dessa propriedade, serão selecionadas quatro áreas com os seguintes tipos de usos do solo: campo nativo (CN), como testemunha; pastagem com uso sucessivo de DLS a 5 anos (P5); pastagem com uso sucessivo de DLS a 10 anos (P10) e; pastagem com uso sucessivo de DLS a 20 anos (P20). Em cada área selecionada, será estabelecida uma malha amostral regular de 100 pontos (10 x 10), distanciados entre si de 10 m cada em cada direção, cobrindo uma área total de 10.000 m<sup>2</sup> (1,0 ha).

Serão coletadas em cada ponto amostral duas amostras indeformadas de solo na camada de 0-10 cm de profundidade e duas na camada de 10-20 cm, com auxílio de anéis volumétricos de alumínio (dimensões de 5 cm de diâmetro e 3 cm de altura). As amostras serão acondicionadas em recipientes plásticos apropriados e levadas aos laboratórios para determinação dos atributos físico-hidráulicos descritos abaixo.

Em cada ponto amostral e nas mesmas camadas acima mencionadas, também serão coletadas amostras de solo de estrutura deformada com auxílio de pá de corte. As amostras serão acondicionadas em sacos plásticos, levadas para o laboratório e usadas para avaliação de atributos físicos e químicos do solo abaixo descritos.

### **2.6.3 Atributos físico-hídricos**

As amostras de solo com estrutura preservada serão destinadas para determinação da densidade do solo (Ds), porosidade total (Pt), macro e microporosidade do solo, condutividade hidráulica do solo saturado (Ksat) e da curva de retenção da água no solo (CRAS), seguindo metodologias descritas

em Reinert; Reichert (2006) e EMBRAPA (1997). A mesa de tensão será usada para determinar os conteúdos de água no solo retidos a tensões menores que 10 kPa.

O conjunto extrator de Richards será usado para determinação dos conteúdos de água no solo retidos as tensões de 33; 60 e 100 kPa (EMBRAPA, 1997). O equipamento WP4-T (DECAGON DEVICE, 2000) será usado para determinação dos conteúdos de água retidos nas tensões de 500 e 1500 kPa.

Desta forma, cada CRAS em cada ponto amostral e em cada camada de solo será composta de oito pontos experimentais (pares conteúdo de água no solo-tensão de água no solo, sendo 0; 6; 10; 33; 60; 100; 500 e 1500 kPa). A partir disso, cada CRAS experimental será ajustada ao modelo matemático proposto por van Genuchten (1980) para descrever a curva de retenção de água no solo.

Os anéis serão novamente saturados e, utilizados para determinação da condutividade hidráulica do solo saturado ( $K_{sat}$ ) em permeâmetro de carga constante (LIBARDI, 2005) e, na sequência, as amostras serão secas em estufa à 105 °C até peso constante para determinação da densidade do solo (EMBRAPA, 1997).

Também será determinada a resistência do solo à penetração (RP) através de um penetrômetro digital marca Falker modelo penetroLOG PLG1020®, haste de 0,40 m, cone com diâmetro de 0,00794 m e ângulo de cone de 30°, com cinco repetições por ponto amostral, totalizando 500 amostragens por área.

Em seguida as medições com o penetrômetro em cada ponto, amostras de solo com estrutura deformada serão coletadas para determinação da umidade gravimétrica do solo, visando correções das leituras da RP. Estas amostras também serão usadas para determinação da análise granulométrica pelo método da pipeta e da densidade de partículas ( $D_p$ ) pelo método do balão volumétrico (EMPRAPA, 1997).

Todas as análises físico-hidráulicas serão realizadas nos Laboratórios de Física do Solo e Pedologia da Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), campus Cerro Largo, RS e no laboratório da Universidade Estadual do Rio Grande do Sul (UERGS) campus Três Passos, RS.

#### 2.6.4 Atributos biológicos

Para o levantamento da diversidade da meso e macrofauna epiedáfica e hemiedáfica serão instaladas 100 armadilhas de captura por área (uma por ponto amostral), de acordo com o método PROVID (ANTONIOLLI, 2006), que permanecerão no campo durante sete dias. Após a coleta das armadilhas, estas serão acondicionadas em recipientes plásticos apropriados e classificadas a nível de ordemsegundo Gallo *et al.* (1988) com auxílio de estereomicroscópio.

Posteriormente a identificação dos organismos da fauna edáfica, dados como riqueza e frequência relativas serão determinados, além da confecção dos índices de Diversidade de Shannon (H), de Dominância de Simpson (Is) e de Uniformidade de Pielou (J), utilizando o software DivEs 2.0.

Para avaliação da atividade da fauna epiedáfica e hemiedáfica serão utilizados 3 “litter bags” (WIEDER; LANG, 1982) por ponto amostral, totalizando 300 “litter bags”. Os “litter bags” são confeccionados com nylon, com dimensões de 0,30x0,20 m e malha de 10x8 mm, para permitir a entrada da micro, meso e macrofauna do solo (PODGAISKI; RODRIGUES, 2010).

O “litter bag” acondiciona a massa verde de folhas de azevém picadas e homogeneizadas de modo a equivaler 10 g de massa seca, permanecendo no campo sobre o solo por 21 dias, quando serão coletados e secos em estufa à 65 °C até peso constante para determinação da massa restante, pela diferença entre massa vegetal inicial e final (SILVA *et al.*, 2016).

Por fim, na semana em que as armadilhas PROVID e os sacos “litter bags” estiverem no campo, serão coletadas em cada ponto uma amostra da produção de plantas com quadro metálico de 0,5 x 0,5 m, sendo secas em estufa (65 °C) até peso constante, de modo a estimar a peso da matéria seca (MS) produzida no local.

As análises biológicas do solo serão todas realizadas em laboratório na Universidade Estadual do Rio Grande do Sul (UERGS), campus Três Passos, RS.

### 2.6.5 Atributos químicos

A amostra deformada coletada também servirá para determinação do teor de carbono orgânico total (COT) das camadas de 0-10 cm e 10-20 cm, pelo método de Walkley e Black (1934) adaptada por Jackson (1982).

Ainda, cinco amostras serão selecionadas aleatoriamente para compor uma amostra composta para cada camada (0-10 cm e 10-20 cm) em cada área, visando uma caracterização dos atributos químicos do solo das áreas estudadas, onde serão analisados: pH em água, cálcio (Ca), magnésio (Mg), potássio (K), alumínio trocável (Al), acidez potencial (H+Al), CTC em pH 7, CTC efetiva, soma de bases (SB), saturação por bases (V) e por alumínio (m), fósforo disponível (P) e enxofre (S), de acordo com método descrito por Tedesco *et al.* (1995) e Teixeira *et al.* (2017).

As análises de carbono orgânico total do solo (COT) e dos atributos químicos do solo serão efetuadas no Laboratório de Química do Departamento de Solos da Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas (FAEM-UFPel).

### 2.6.6 Análises estatísticas

Todos os conjuntos de dados serão submetidos à análise exploratória (estatística descritiva), calculando as seguintes medidas de posição: média aritmética, mediana, valor mínimo e máximo, desvio padrão, variância, coeficientes de variação (CV%), coeficiente de precisão (CP%), coeficientes de assimetria (Cs) e de curtose (Ck).

A dispersão dos dados em torno da média será avaliada pelos valores de coeficiente de variação (CV), os quais serão classificados segundo Wilding e Drees (1983) como: baixa dispersão (CV <15%), moderada (15% < CV <35%), e alta dispersão (CV >35%).

Será aplicado o teste de aderência de Kolmogorov-Smirnov (K-S),  $p < 0,05$  de significância, para avaliar a tendência de normalidade de cada conjunto de dados. Ainda, serão confeccionados gráficos em caixa para verificação da presença ou não de dados discrepantes.

A análise e caracterização da estrutura de variabilidade espacial de cada conjunto de dados será feita através de semivariogramas experimentais

(VIEIRA, 2000), os quais serão ajustados a modelos teóricos (esférico, exponencial e gaussiano) obtendo os respectivos parâmetros de ajustes [efeito pepita ( $C_0$ ), contribuição ( $C_1$ ), patamar ( $C_0+C_1$ ) e alcance ( $a$ )]. Serão usadas medidas estatísticas (coeficiente de determinação, soma de quadrados do resíduo, dentre outras) e a técnica de validação cruzada para avaliar a qualidade de ajuste do semivariograma experimental ao teórico.

O índice de dependência espacial (IDE) de cada variável será calculado por meio da equação  $IDE = [C_0/(C_0+C_1)]*100$  e classificado de acordo com Cambardella *et al.* (1994) como: forte grau de dependência espacial ( $IDE \leq 25\%$ ), moderado ( $IDE$  entre 25 e 75%) e fraco ( $IDE > 75\%$ ).

O mapa de variabilidade espacial de cada variável será construído pela krigagem, se a variável apresentar uma estrutura de variabilidade espacial adequadamente definida pelo semivariograma, ou pelo método do inverso do quadrado da distância (IQD), se os dados não apresentarem uma estrutura de dependência espacial adequadamente definida. A krigagem se destaca na capacidade de considerar a autocorrelação entre os pontos afim de aumentar a eficiência da estimativa (MELLO *et al.*, 2006), utilizando a dependência espacial entre as amostras vizinhas pelos semivariogramas para estimar valores em pontos não amostrados (VIEIRA, 2000), procurando minimizar o erro de estimação, que de fato, apresenta erro médio de estimação nulo (SOARES, 2018).

A única diferença do ponto de vista metodológico entre as análises dos atributos físicos e biológicos será nas coordenadas utilizadas, que serão geográficas e métricas, respectivamente. O software Assistat7.7 será usado para análises exploratórias e o teste de aderência, enquanto software Gamma Design Software – GS+ (ROBERTSON, 1998) será selecionado para as análises geoestatísticas. Para criação dos mapas de variabilidade espacial será utilizado o programa SURFER® versão 11.0.

## **2.7 Metas a serem alcançadas**

i. Identificar quais são os atributos físicos e biológicos do solo limitantes para a prática da agricultura em áreas de pastagem com uso sucessivo de dejetos líquidos de suínos na bacia hidrográfica do lajeado Erval Novo;

ii. Gerar informações que possam auxiliar no manejo sítio-específico para o cultivo de pastagem com uso sucessivo de dejetos líquidos de suínos na bacia hidrográfica do lajeado Erval Novo;

iii. Obter dados de biodiversidade que caracterizem espacialmente áreas de pastagem com uso sucessivo de dejetos líquidos de suínos da bacia hidrográfica do lajeado Erval Novo contribuindo para avaliação ambiental da mesma;

iv. Produzir dados para defesa de Tese de doutorado em Manejo e Conservação do Solo e da Água;

v. Produzir artigos científicos para serem apreciados preferencialmente em periódicos de Qualis A1 ou A2.

## **2.8 Impactos esperados**

### **2.8.1 Impactos econômicos**

i. Gerar informações capazes de auxiliar os produtores visando incremento na produtividade e eficiência agrícola, bem como da diminuição de perdas e mitigação de impactos ambientais, que por sua vez proporcionem maior rentabilidade ao agricultor, promovendo maior desenvolvimento do meio rural de bacias hidrográficas que possuam sua base voltada à suinocultura.

### **2.8.2 Impactos sociais**

i. Integrar diferentes grupos de pesquisa das instituições públicas envolvidas no projeto, visando o fortalecimento destes grupos, tais como os grupos “Desenvolvimento Agrário Sustentável” e “Análise, Manejo e Monitoramento Ambiental”;

ii. Produção de conhecimentos científicos inéditos no Estado do RS e no Brasil, relacionados a variabilidade espacial e temporal de atributos físicos e biológicos do solo em áreas com uso de dejetos líquidos de suínos na bacia hidrográfica, capazes de gerar artigos potencialmente publicáveis em revistas de alto impacto e que possam contribuir para o desenvolvimento da atividade agropecuária e para a pesquisa científica nacional;

iii. Levar os dados e conclusões obtidos neste e trabalhos envolvidos ao produtor através de extensão rural, em parceria com Associação de Produtores de Suínos e EMATER/RS-ASCAR.

### **2.8.3 Impactos ambientais**

i. Quantificação e caracterização da variabilidade espacial e temporal de atributos físicos e biológicos em áreas com uso sucessivo de dejetos líquidos de suínos da bacia hidrográfica do Lajeado Erval Novo;

ii. Elaboração e apresentação de orientações em relação ao melhor processo de manejo e conservação do solo, nas condições das áreas em

estudo na bacia hidrográfica do Lajeado Erval Novo, a partir da análise da variabilidade espacial e temporal dos atributos físicos e biológicos do solo;

iii. Formação de uma coleção científica e didática da comunidade edáfica presente na Sub-Bacia Hidrográfica do Lajeado Erval Novo;

iv. Gerar dados e integrar grupos de pesquisa que possam contribuir para avaliação dos impactos ambientais do uso sucessivo de dejetos líquidos de suínos na bacia hidrográfica do Lajeado Erval Novo.

## 2.9 Orçamento detalhado

### 2.9.1 Custeio

#### a) Material de consumo

<b>Material de consumo</b>	<b>Finalidade</b>	<b>Quantidade</b>	<b>Unitário</b>	<b>Total</b>
Combustível	Viagens para coletas e análises	200	6,50	1.300,00
Reagentes: Álcool 70% (1 l)	Análises biológicas	100	10,00	1.000,00
Reagentes: Glicerina (1 l)	Análises biológicas	12	25,00	300,00
Sub-total		<b>0</b>	<b>0</b>	<b>2.600,00</b>

#### b) Serviços de terceiros

<b>Serviço de terceiros</b>	<b>Finalidade</b>	<b>Quantia</b>	<b>Valor</b>	
			<b>Unitário</b>	<b>Total</b>
Artigos científicos	Tradução e Submissão	5	1000,00	5.000,00
Sub-total		<b>0</b>	<b>0</b>	<b>5.000,00</b>

#### c) Passagens e diárias

<b>Passagens e diárias</b>	<b>Finalidade</b>	<b>Quantia</b>	<b>Valor</b>	
			<b>Unitário</b>	<b>Total</b>
Diárias	Coletas de solo	10	320,00	3.200,00
Diárias (Cerro Largo/Pelotas)	Análises	5	320,00	1.600,00
Inscrições/Viagens	Eventos	5	500,00	1.500,00
Sub-total				<b>6.300,00</b>

<b>SUB-TOTAL DE CUSTEIO</b>	<b>13.900,00</b>
-----------------------------	------------------

### 2.9.2 Capital (Material Permanente)

<b>Material Permanente Nacional</b>	<b>Finalidade</b>	<b>Quantia</b>	<b>Valor Unitário</b>	<b>Valor Total</b>
Potes plásticos (50 ml)	Análises biológicas	400	4,00	1.600,00
Anéis volumétricos de metal	Análises físicas	300	10,00	3.000,00
<b>Sub-total</b>				<b>4.600,00</b>

### 2.9.3 Orçamento global

<b>Rubrica</b>	<b>Valores totais</b>
Material de consumo	2.600,00
Serviços de terceiros	5.000,00
Passagens e diárias	6.300,00
Material permanente	4.600,00
<b>Total Geral</b>	<b>18.500,00</b>

## **2.10 Divulgação dos resultados**

A divulgação de resultados para comunidade científica se dará através de publicações em anais de eventos científicos (congressos, reuniões, workshops, etc.), artigos científicos publicados em periódicos e, para os produtores, através de dias de campo e extensão rural.



## 2.12 Equipe

O presente trabalho de pesquisa será efetuado pelo Programa de Pós-Graduação em Manejo e Conservação do Solo e da Água (PPG MACSA) da Universidade Federal de Pelotas (UFPel) em parceria com a Universidade Estadual do Rio Grande do Sul (UERGS), unidade de Três Passos, RS, e colaboração da Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), campus de Cerro Largo.

Equipe:

### a) UFPel

- Dr. Luís Carlos Timm (orientador)
- Ms. Angelo Garcia Costa (doutorando PPG MACSA)

### b) UERGS

- Colaboradores das coletas/análises físicas do solo
  - Dr. Mastrângelo Enívar Lanzasova (coorientador)
  - Dr. Robson Evaldo Gehlen Bohrer
  
- Colaboradores das coletas/análises biológicas do solo
  - Dra. Danni Máisa da Silva
  - Dr. Marciel Redin
  - Dr. Eduardo Lorensi de Souza

### c) UFFS

- Colaborador de análises físicas do solo
  - Dr. Douglas Rodrigo Kaiser (coorientador)

## 2.13 Referências bibliográficas

ABPA - Associação Brasileira de Proteína Animal. **Relatório anual 2021**, 75 p. 2021. Disponível em: [https://abpa-br.org/wp-content/uploads/2021/04/ABPA\\_Relatorio\\_Anual\\_2021\\_web.pdf](https://abpa-br.org/wp-content/uploads/2021/04/ABPA_Relatorio_Anual_2021_web.pdf). Acesso em: 27/04/2021.

ALAGNA, V.; BAGARELLO, V.; DI PRIMAS, S.; IOVINO, M. Determining hydraulic properties of a loam soil by alternative infiltrometer techniques. **Hydrological Process**, v. 30, p. 263-275, 2016. <https://doi.org/10.1002/hyp.10607>.

ALMEIDA, K.S.S.A.; SOUZA, L.S.; PAZ, V.P.S.; SILVA, F.T.S.; SANTOS, D.N.; PEREIRA, J.S.L. Variabilidade espacial da condutividade hidráulica do solo saturado em Latossolo Amarelo distrocoeso, no município de Cruz das Almas. **Irriga**, Botucatu, v. 22, n. 2, p. 259-274, abr.-jun., 2017. <http://dx.doi.org/10.15809/irriga.2017v22n2p259-274>.

ALMEIDA Jr., M.C.D.; CASTRO, P.A.L.; SANTOS, G.O. Taxa de infiltração de água no solo em diferentes usos do solo. **Journal of Biotechnology and Biodiversity**, v. 8, n. 2, p. 115-121, 2020. <https://doi.org/10.20873/jbb.uft.cemaf.v8n2.almeida>.

ANDRADE, F.H.N.; ALMEIDA, C.D.G.C.; ALMEIDA, B.G.; ALBUQUERQUE FILHO, J.A.C.; MANTOVANELLI, B.C.; ARAÚJO FILHO, J.C. Atributos físico-hídricos do solo via funções de pedotransferência em solos dos abuleiros costeiros de Pernambuco. **Irriga**, Botucatu, v. 25, n. 1, p. 69-86, jan.-mar., 2020. <http://dx.doi.org/10.15809/irriga.2020v25n1p69-86>.

ANDREWS, S.S.; KARLEN, D.L.; CAMBARDELLA, C.A. The soil management assessment framework: a quantitative soil quality evaluation method. **Soil Science Society of America Journal**, v. 68, n.6, p. 1945-1962, 2004. <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2004.1945>.

ANTONIOLLI, Z. I.; CONCEIÇÃO, P. C.; BÖCK, V.; PORT, O.; SILVA, D. M.; SILVA, R. F. Alternative method to study soil edaphic fauna. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 16, n. 4, p. 407-416, 2006. FapUNIFESP (SciELO). ISSN 1980-5098.

ARAÚJO, A.O.; MENDONÇA, L.A.R.; LIMA, M.G.S.; FEITOSA, J.V.; SILVA, F.J.A.; NESS, R.L.L.; FRISCHKORN, H.; SIMPLÍCIO, A.A.F.; KERNTOPF, M.R. Modificações nas propriedades dos solos de uma área de manejo florestal na chapada do Araripe. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, Viçosa, v. 37, n. 3, p. 754-762, 2013. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832013000300022>.

ARMINDO, R.A.; WENDROTH, O. Physical soil structure evaluation based on hydraulic energy functions. **Soil Science Society of America Journal**, [s/l], v. 80, p. 1167-1180, set. 2016. <https://doi.org/10.2136/sssaj2016.03.0058>.

AQUINO, R.E.; CAMPOS, M.C.C.; MARQUES Jr., J.; OLIVEIRA, I.A.; MANTOVANELLI, B.C.; SOARES, M.D.R. Geoestatística na avaliação dos atributos físicos em Latossolo sob floresta nativa a pastagem na Região de Manicoré, Amazonas. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, Viçosa, v. 38, n. 2, p. 397-406, 2014. FapUNIFESP (SciELO). <https://doi.org/10.1590/S0100-06832014000200004>.

AYER, J.E.B.; OLIVETTI, D.; MINCATO, R.L.; SILVA, M.L.N. Erosão Hídrica em Latossolos Vermelhos distróficos. **Pesq. Agropec. Trop.**, Goiânia, v. 45, n. 2, p. 190-191, 2015. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/1983-40632015v4531197>.

BARBIERI, R.S.; UNDA, S.A.B.; CARRILLO, J.E.C.; GONZÁLEZ, A.P.; MONTANARI, R. Distribuição espacial de atributos do solo na região de El Oro, Equador. **Colloquium Agrariae**, v. 16, n. 4, p. 46-60, jul./ago., 2020. <https://doi.org/10.5747/ca.2020.v16.n4.a382>.

BARTHOD, J.; PASHANASI, B.; CONSTANTINO, R.; LAVELLE, P. Effects of land-use system on the soil macrofauna in western Brazilian Amazonia. **Biology and Fertility of Soils**, v. 35, n. 5, p. 338-347, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107730>.

BASSO, C.J.; CERETTA, C.A.; FLORES, E.M.M.; GIROTTO, E. Teores totais de metais pesados no solo após aplicação de dejetos líquidos de suínos. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 42, n. 4, p. 653-659, 2012. FapUNIFESP (SciELO). <https://doi.org/10.1590/S0103-84782012000400012>.

BELTRAME, A.V. **Diagnóstico do Meio Físico de Bacias Hidrográficas: Modelo e Aplicação**. Florianópolis: UFSC, 1994. 132 p.

BERNARDI, E.C.S.; PANZIERA, A.G.; BURIOL, G.A.; SWAROWSKY, A. bacia hidrográfica como unidade de gestão ambiental. **Disciplinarum Scientia**, Santa Maria, v. 13, n. 2, p. 159-168, 2012.

BERWANGER, A.L. **Alterações e transferências de fósforo do solo para o meio aquático com o uso de dejetos líquidos de suínos**. 2006. 105 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2006.

BESKOW, S.; TIMM, L.C.; TAVARES, V.E.Q.; CALDEIRA, T.L.; AQUINO, L.A. Potential of the LASH model for water resources management in data-scarce basins: a case study of the Fragata River basin, Southern Brazil. **Hydrol Sci J**, v. 61, p. 2567–2578, 2016. Elsevier BV. <https://doi.org/10.1080/02626667.2015.1133912>.

BEUTLER, A.N.; CENTURION, J.F.; SOUZA, Z.M.; ANDRIOLI, I.; ROQUE, C.G. Retenção de água em dois tipos de Latossolos sob diferentes usos. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, Viçosa, v. 26, n. 3, p. 829-834, jul./set. 2002. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832002000300029>.

BOITT, G.; SCHIMITT, D.E.; GATIBONI, L.C.; WAKELIN, S.A.; BLACK, A.; SACOMORI, W.; CASSOL, P.A.; CONDRON, L.M. Fate of phosphorus applied to soil in pig slurry under cropping in southern Brazil. **Geoderma**, v. 321, p. 164-172, jul. 2018. Elsevier BV. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.02.010>.

BORTOLINI, D. **Estimativa da retenção e disponibilidade de água em solos de Santa Catarina**. 2016. 211 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2016.

BOTTEGA, E.L.; QUEIROZ, D.M.; PINTO, F.A.C.; SOUZA, C.M.A. Variabilidade espacial de atributos do solo em sistema de semeadura direta com rotação de culturas no cerrado brasileiro. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 44, n. 1, p.1-9, mar. 2013.

BRAGA, D.M. **Diversidade e variabilidade espacial da fauna do solo em área de Cerrado, Maranhão, Brasil**. 2017. 39 f. Monografia de graduação (Ciências Biológicas) – Universidade Federal do Maranhão, Chapadinha, 2017.

BROWN, G.G. *et al.* Biodiversidade da fauna do solo e sua contribuição para os serviços ambientais. In: PARRON, L.M. *et al.* (Ed.). **Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do Bioma Mata Atlântica**. Brasília, DF: Embrapa, p. 121-154, 2015.

BURAK, D.L.; FONTES, M.P.F.; BECQUER, T. Microagregados estáveis e reserva de nutrientes em Latossolo Vermelho sob pastagem em região de Cerrado. **Pesq. Agropec. Trop.**, Goiânia, v. 41, n. 2, p. 229-241, abr./jun. 2011. FapUNIFESP (SciELO). <https://doi.org/10.5216/pat.v41i2.8771>.

CAMBARDELLA, C. A.; MOORMAN, T. B.; NOVAK, J. M.; PARKIN, T. B.; KARLEN, D. L.; TURCO, R. F.; KONOPKA, A. E. Field-scale variability of soil properties in central Iowa soils. **Soil Science Society American Journal**, v.58, p.1501-1511, 1994. <http://doi.org/10.2136/sssaj1994.03615995005800050033x>.

CANTÃO V.C.G.; WILLINGHOEFER, R.O.; MORAIS, L.K.O.; SOUZA NETA, R.; ARANTES, E.M.C.; TAVARES, R.L.M. Adicionar dejetos suínos por 17 anos em área agrícola causa poluição por cádmio? **Braz. J. of Develop.**, Curitiba, v. 6, n. 8, p. 60904-60915, ago. 2020. DOI: <https://doi.org/10.34117/bjdv6n8-489>.

CARDUCCI, C.E.; OLIVEIRA, G.C.; ZEVIANI, W.M.; LIMA, V.M.P.; SERAFIM, M.E. Bimodal pore distribution on soils under conservation management system for coffee crop. **Engenharia Agrícola**, v. 33, n. 2, p. 291-302, mar./abr. 2013. FapUNIFESP (SciELO). <https://doi.org/10.1590/S0100-69162013000200008>.

CARVALHO, E.J.M.; FIGUEIREDO, M.S.; COSTA, L.M. Comportamento físico-hídrico de um Podzólico Vermelho-Amarelo cámbico fase terraço sob diferentes sistemas de manejo. **Pesq. Agropec. Bras.**, Brasília, v. 34, p. 257-265, 1999.

CARVALHO, J.R.P.; VIEIRA, S.R. **Avaliação e Comparação de Estimadores de Krigagem para Variáveis Agronômicas – Uma Proposta**. Embrapa Informática Agropecuária. 2001. 21 p. (Documentos, n. 3).

CARVALHO, J.R.P.; SILVEIRA, P.M.; VIEIRA, S.R. Geoestatística na determinação da variabilidade espacial de características químicas do solo sob diferentes preparos. **PesqAgropec Bras.**, Brasília, v. 37, p 1151-9, 2002.

CARVALHO, J.R.P.; ASSAD, E.D. Análise espacial da precipitação pluviométrica no estado de São Paulo: comparação de métodos de interpolação. **Engenharia Agrícola**, v. 25, n. 2, p. 377-384, 2005. FapUNIFESP (SciELO). <https://doi.org/10.1590/S0100-69162005000200011>.

CÁSSARO, F.A.M.; OLIVEIRA, J.A.T.; CRUZ, H.; PIRES, L.F. Utilização de um sensor de umidade para o Arduino na determinação da curva característica de retenção de água por um sistema poroso. **Revista Brasileira de Ensino de Física**, v. 42, e20190130, 2020. <http://dx.doi.org/10.1590/1806-9126-RBEF-2019-0130>.

CAVALCANTE, E.G.S.; ALVES, M.C.; SOUZA, Z.M.; PEREIRA, G.T. Variabilidade espacial de atributos químicos do solo sob diferentes usos e manejos. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, Viçosa, v. 31, n. 6, p. 1329-1339, 2007. FapUNIFESP (SciELO). <https://doi.org/10.1590/S0100-06832007000600012>.

CENTENO, L.N.; HU, W.; TIMM, L.C.; SHE, D.; FERREIRA, A.S.; BARROS, W.S.; BESKOW, S.; CALDEIRA, T.L. Dominant Control of Macroporosity on Saturated Soil Hydraulic Conductivity at Multiple Scales and Locations Revealed by Wavelet Analyses. **J Soil Sci Plant Nut.**, v. 20, p. 1686-1702, 2020. Elsevier BV. <https://doi.org/10.1007/s42729-020-00239-5>.

CHERUBIN, M.R.; KARLEN, D.L.; CERRI, C.E.P.; FRANCO, A.L.C.; TORMENA, C.A.; DAVIES, C.A.; CERRI, C.C. Soil Quality Index Strategies for Evaluating Sugarcane Expansion in Brazil. **PLOS ONE**, v. 11, n. 3, e0150860, 2016. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0150860>.

CORASSA, G. M. **Técnicas de Agricultura de Precisão aplicadas à avaliação da distribuição espacial da fauna edáfica em Sistema Plantio Direto**. 2012. 45 p. Monografia (Graduação em Agronomia) – Universidade Federal de Santa Maria, Frederico Westphalen. 2012.

CORRELL, D.L. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A review. **J. Environ. Qual.**, v. 27, p. 261-266, 1998.

DECAGON DEVICES. **Operator's manual version 1.3 WP4-T dewpoint meter**. Pullman, 2000. 70 p.

DUTRA Jr., L.A. **Técnica geoestatística na avaliação de atributos físico-hídricos dos solos da sub-bacia hidrográfica Santa Rita, Pelotas/RS**. 2019.

74 f. Dissertação (Mestrado em Manejo e Conservação do Solo e da Água) – Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2019.

ELLIES, A.; GREZ, R.; RAMIREZ, C. La conductividad hidráulica en fase saturada como herramienta para el diagnóstico de la estructura del suelo. **Agro Sur**, Santiago, v. 25, n. 1, p. 51-56, 1997. <https://doi.org/10.4206/agrosur.1997.v25n1-06>.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Manual de métodos de análises de solo**. 2.ed. Rio de Janeiro, Ministério da Agricultura e do Abastecimento, 1997. 212p.

ESRI – ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE. ArcGIS. Sistema de Informação Geográfica para área de trabalho de computador, versão 10.1. 2014.

FALLICO, C.; MIGLIARI, E.; TROISI, S. Characterization of the field saturated hydraulic conductivity on a hillslope: measurement techniques, data sensitivity analysis and spatial correlation modelling. **Hydrology and Earth System Sciences Discussions**, [s.l.], v. 2, n. 4, p.1247-1298, 28 jul. 2005. CopernicusGmbH. <http://dx.doi.org/10.5194/hessd-2-1247-2005>.

FEPAM - Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luís Roessler. U30 - TURVO / SANTA ROSA / SANTO CRISTO. Disponível em: [http://www.fepam.rs.gov.br/qualidade/bacia\\_uru\\_turvo.asp](http://www.fepam.rs.gov.br/qualidade/bacia_uru_turvo.asp). Acesso em: 13 mar. 2021.

FOLLMANN, F. M.; MANFIO, J. C.; CRUZ, R. C.; BOHRER, R. E. G.; TIECHER, T. L.; LUIZ, T. D. P. Determinação da fragilidade ambiental de uma bacia hidrográfica em relação à suinocultura utilizando SIG. **Ciência e Natura**, Santa Maria, v. 40, n. 33, 2018. <http://doi.org/10.5902/2179460X28758>.

FRANCO, A.L.C.; BARTZ, M.L.C.; CHERUBIN, M.R.; BARETTA, D.; CERRI, C.E.P.; FEIGL, B.J.; CERRI, C.C. Lossofsoil (macro)fauna duetotheexpansionofBraziliansugarcaneacreage. **Science of the Total Environment**, v. 563-564, p. 160-168, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.116>.

FRANZLUEBBERS, A.J. Water infiltration and soil structure related to organic matter and its stratification with depth. **Soil And Tillage Research**, [s.l.], v. 66, n. 2, p.197-205, jul. 2002. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0167-1987\(02\)00027-2](http://dx.doi.org/10.1016/s0167-1987(02)00027-2).

GAIA-GOMES, J.H.; PINHEIRO Jr., C.R.P.; PEREIRA, M.G.; ALMEIDA, W.S. Variability of soil physical and hydraulic properties along a toposequence in the coastal lowlands of Rio de Janeiro. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 16, n. 1, e2579, p. 1-12, 2021. FapUNIFESP (SciELO). <http://doi.org/10.4136/ambiente.2579>.

GALLO, D.; NAKANO, O.; SILVEIRA NETO, S. *et al.* **Manual de entomologia agrícola**. 1. ed. São Paulo: Ceres, 1988. 649p. ISBN 8571330115.

GHANBARIAN, B.; TASLIMITEHRANI, V.; DONG, G.; PACHEPSKY, Y.A. Sample dimensions effect on prediction of soil water retention curve and saturated hydraulic conductivity. *J Hydrol.*, v. 528, p. 127-137, 2015. Elsevier BV. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.06.024>.

GIACOMINI, S.; AITA, C. Cama sobreposta e dejetos líquidos de suínos como fonte de nitrogênio ao milho. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, Viçosa, v.32, n.1, p. 195-205, jan./fev. 2008. FapUNIFESP (SciELO). <https://doi.org/10.1590/S0100-06832008000100019>.

GOOVAERTS, P. **Geostatistics for Natural Resources Evaluation. Applied Geostatistics Series**. Nova York: Oxford University Press, 1997. 483 p.

GREGO, C.R.; OLIVEIRA, R.P.; VIEIRA, S.R. Geoestatística aplicada a agricultura de precisão. In: BERNARDI, A.C.C.; NAIME, J.M.; RESENDE, A.V.; BASSOI, L.H.; INAMASU, R.Y. (Ed.). **Agricultura de precisão: resultados de um novo olhar**. Brasília, DF: Embrapa, 2014b. cap. 5, p. 74-83.

GROHMANN, F.; MEDINA, H.P. Características de umidade dos principais solos do estado de São Paulo. **Bragantia**, Campinas, v. 21, p. 285-295, 1962.

HILLEL, D. **Environmental soil physics**. New York: Academic Press, 1998. 800p. ISBN 9780123954558.

HUPET, F.; VANCLOOSTER, M. Sampling strategies to estimate field areal evapotranspiration fluxes with a soil water balance approach. **Journal Of Hydrology**, [s.l.], v. 292, n. 1-4, p.262-280, jun. 2004. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.01.006>.

ISAAKS, E.H.; SRIVASTAVA, R.M. **An Introduction to Applied Geostatistics**. Nova Iorque, Oxford University Press. 561p. 1989.

JACKSON, M.L. **Análisis químico de suelos**. 2. ed. Barcelona: Ediciones Omega, 1982. 662 p.

JARDIM, M. H. **Pagamentos por serviços ambientais na gestão de recursos hídricos: o caso de município de Extrema/MG**. 2010. 195 p. Dissertação de mestrado (Desenvolvimento Sustentável) – Universidade de Brasília, Brasília, 2010.

KÖPPEN, W.; GEIGER, R. **Klimate der Erde**. Gotha: Verlag Justus Perthes. Wall-map 150cm x 200cm, 1928.

KRAJESKI, A.; POVALUK, M. Alterações no solo ocasionadas pela fertirrigação dos dejetos suínos. **Saúde e Meio ambiente**, Mafra, v. 3, n.1, p.3-18, 2014. ISSN 2316-347X.

KROLOW, D.R.V.; KROLOW, I.R.C.; SANTOS, D.R.; MORSELLI, T.B.G.A.; CALEGARI, A. Alteration in soil fauna due to soil management and crop rotation in a long-term experiment. **Revista Scientia Agraria**, Curitiba, v. 18, n. 1, p. 50-63, jan.-mar. 2017. <http://dx.doi.org/10.5380/rsa.v18i1.49868>.

LAVELLE, P.; DANGERFIELD, M.; FRAGOSO, C.; ESCHENDBRENNER, V.; LOPEZ-HERNANDEZ, D.; PASHANASI, B.; BRUSSAARD, L. The relationship between soil Macrofauna and tropical soil fertility. In: SWIFT, M.J.; WOOMER, P. (Eds.). **Tropical Soil Biology and Fertility**. New York John Wiley-Sayee, p. 137-169, 1994.

LAVELLE, P.; BARROS, E.; BLANCHART, E.; BROWN, G.; DESJARDINS, T.; MARIANI, L.; ROSSI, J.P. SOM management in the tropics: Why feeding the soil macrofauna? **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 61, p. 53–61, 2001.

LEMOS FILHO, L.C.A.; FERREIRA, L.L.N.; LYRA, D.L. Variabilidade espacial de atributos do solo indicadores de degradação ambiental em microbacia hidrográfica. **Revista Agro@ambiente On-line**, v. 11, n. 1, p. 11-20, jan.-mar., 2017. <https://doi.org/10.18227/1982-8470ragro.v11i1.3413>.

LEPSCH, I.F.; ESPINDOLA, C.R.; VISCHI FILHO, O.J.; HERNANI, L.C.; SIQUEIRA, D.S. **Manual para levantamento utilitário e classificação de terras no sistema de capacidade de uso**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciências do Solo, 2015. ISBN 978-85-86504-12-9.

LIBARDI, P. L. **Dinâmica da água no solo**. Piracicaba, EDUSP, 2005. 335p. ISBN 13: 9788531417054.

LIN, H.; WHEELER, D.; BELL, J.; WILDING, L. Assessment of soil spatial variability at multiple scales. **Ecological Modelling**, [s.l.], v. 182, n. 3-4, p.271-290, mar. 2005. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2004.04.006>.

LOURENZI, C.R. *et al.* Pig slurry and nutrient accumulation and dry matter and grain yield in various crops. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, Viçosa, v. 38, p. 949-958, 2014. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832014000300027>.

LUIZ, T. B. P.; SILVÉRIO DA SILVA, J. L.; SCHRÖDER, T.; DESCOVI FILHO, L. L. V. Mapeamento de risco de sodificação de solos em microbacia hidrográfica no Rio Grande do Sul. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, Pombal, v. 12, n. 1, p. 68-73, 2017. <https://doi.org/10.18378/rvads.v12i1.4390>.

MACEDO, J.; OTONNI FILHO, T.B.; MENEGUELLI, N.A. Variabilidade de características físicas, químicas e físico-hídricas em solo Podzólico Vermelho-Amarelo de Seropédica, RJ. **Pesq. Agropec. Bras.**, [s.l.], v. 33, n. 12, p.2043-2053, 1998.

MAGALHÃES, S.S.A.; WEBER, O.L.S. Zinc and copper fractions in Oxisols of different textures fertilized with pig slurry. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 25, n. 6, p. 386-392, 2021.FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v25n6p386-392>.

MARTINS FILHO, J.B.; MENESES, K.C.C.; BRITO FILHO, A.L.; FEITOSA, C.E.L.; FARIAS, M.F. Atributos físico-hídricos do solo sob diferentes sistemas de manejos no trópico úmido maranhense. **Sci. Elec. Arch.**, v. 13, n. 9, p. 38-43, set. 2020. <http://dx.doi.org/10.36560/13920201030>.

MATHERON, G. **Traité de géostatistique appliquée**. Paris: Editions Technip, v.1, 1962, 334 p.

MASTUOKA, M.; CARON, C.; ROSA, J.R.P.; SCHALLEMBERGER, J.B.; GOMES, C.N.; DA ROS, C.R. R. Impacto da aplicação de dejetos líquidos de suínos na qualidade de solos do oeste catarinense. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, Florianópolis, v. 8, n. 1, p.540-562, jan./mar. 2019.<https://doi.org/10.19177/rgsa.v8e12019540-562>.

MCBRATNEY, A.G.; WEBSTER, A.G. Choosing functions for semi-variograms and fitting them to sampling estimates. **Journal of Soil Science**, v. 37, p. 617-39, 1986.

MELLO, G.; BUENO, C.R.P.; PEREIRA, G.T. Variabilidade espacial das propriedades físicas e químicas do solo em áreas intensamente cultivadas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 10, n. 2, p. 294-305, 2006.FapUNIFESP (SciELO). <https://doi.org/10.1590/S1415-43662006000200008>.

MESQUITA, M.G.B.F. **Caracterização estatística da condutividade hidráulica saturada do solo**. 2001. 110 f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.

MISHRA, S.; NAGARAJAN, R. Morphometric analysis and prioritization of subwatersheds using GIS and Remote Sensing techniques: a case study of Odisha, India. **International Journal of Geomatics and Geosciences**, [s.l.], v. 1, n. 3, p. 501-510, 2010. ISSN 0976-4380.

MOURA FILHO, W.; BUOL, S.W. Studies of Latosol Roxo (Eutrústox) in Brazil: micromorphology effect on ion release. **Experientiae**, Viçosa, v. 21, n. 8, p. 161-177, 1976.

NICODEMO; M.L.F.; BORGES; W.L.B.; SOUZA, I.M.D. Atributos físicos do solo em quatro sistemas de uso da terra em São Carlos, SP. **Revista Brasileira Ciências Agrárias**, Recife, v.13, n.2, p. 1-7, 2018.<https://doi.org/10.5039/agraria.v13i2a5524>.

OLIVEIRA, I.A.; CAMPOS, M.C.C.; FREITAS, L.; SOARES, M.D.R. Caracterização de solos sob diferentes usos na região sul do Amazonas. **Acta Amazônica**, v. 45, n. 1, p. 1-12, 2015. <https://doi.org/10.1590/1809-4392201400555>.

OLIVEIRA, R.A.; GONÇALVES, P.L.; MATOS, A.T.; MARTINEZ, M.A.; CECON, P.R. Influência da aplicação de águas residuárias de suinocultura na capacidade de infiltração de um solo po-dzólico vermelho-amarelo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.4, n.2, p.263-267, 2000. FapUNIFESP (SciELO). <https://doi.org/10.1590/S1415-43662000000200022>.

PASQUETTI, E.P. **A competitividade da suinocultura desenvolvida no município de Nova Candelária e sua representatividade no noroeste do RS**. 2010. 114 f. Monografia (Especialização em Gestão do Agronegócio) – Universidade do Vale dos Sinos, São Leopoldo, 2010.

PAVÃO, L.L.; SANCHES, L.; PINTO JÚNIOR, O.B.; SPOLADOR, J. The influence of litter on soil hydro-physical characteristics in an area of Acuri palm in the Brazilian Pantanal. **Ecohydrology&Hydrobiology**, v. 19, p. 642-650, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2019.04.004>.

PINTO, F.J.G.; BRITO, A.P.M.; SILVA, F.D.B.; NOGUEIRA, R.S. Influência do fogo na variabilidade espacial dos atributos químicos do solo. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**, Fortaleza, v.14, n.5, p. 4287-4296, 2020. <https://doi.org/10.7127/rbai.v14n501233>.

PODGAISKI, L.R.; RODRIGUES, G.G. Leaf-litter decomposition of pioneer plants and detritivore macrofaunal assemblages on coal ash disposals in Southern Brazil. **Eur. J. Soil Biol.**, v.46, p.394-400, 2010. Elsevier BV. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2010.09.001>.

QUADRO, M.S.; CASTILHOS, D.D.; CASTILHOS, R.M.V.; VIVIAN, G. Biomassa e atividade microbiana em solo acrescido de dejetos suíno. **Revista Brasileira Agrocência**, v. 17, n.1-4, p. 85-93, 2011. <https://doi.org/10.18539/CAST.V1711.2035>.

REICHARDT, K.; TIMM, L.C. How Soil, Plant, and Atmosphere Properties Vary in Space and Time in the SPAS: An Approach to Geostatistics. In: REICHARDT, K.; TIMM, L.C. (ed.) **Soil, Plant and Atmosphere**. Springer, Cham., 2020, p. 331-366. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-19322-5\\_17](https://doi.org/10.1007/978-3-030-19322-5_17).

REINERT, D. J.; REICHERT, J. M. Coluna de areia para medir a retenção de água no solo: protótipos e teste. **Ciência Rural**, [s.l.], v. 36, n. 6, p.1931-1935, dez. 2006. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0103-84782006000600044>.

ROBERTSON, G.P. **GS+: geostatistics for the environmental sciences**. Versão 5.03. Beta, Plainwell: Gamma Design Software, 1998. 152p.

RODRIGUES, K.M. **Variabilidade espacial de atributos químicos, físicos e biológicos em voçoroca revegetada no município de Pinheiral – RJ.** 2010. 82 f. Dissertação (mestrado Ciências em Agronomia) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2010.

ROCHA, I.D.S. **Caracterização da suinocultura no Estado da Paraíba, Brasil.** 2020. 35 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Animal) – Universidade Federal da Paraíba, Areia, 2020.

ROSA, M.G.; KLAUBERG FILHO, O.; BARTZ, M.L.C.; MAFRA, A.L.; SOUZA, J.P.F.A.; BARETTA, D. Macrofauna Edáfica e Atributos Físicos e Químicos em Sistemas de Uso do Solo no Planalto Catarinense. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, Viçosa, v. 39, p. 44-1553, 2015. FapUNIFESP (SciELO). <https://doi.org/10.1590/01000683rbc20150033>.

ROSA, S.F.; REINERT, D.J.; REICHERT, J.M.; FLEIG, F.D.; RODRIGUES, M.F.; GELAIN, N.S.; Propriedades físicas e químicas de um Argissolo sob cultivo de *Eucalyptus dunnii* Maiden no Pampa gaúcho. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 28, n. 2, p. 580-590, 2018. FapUNIFESP (SciELO). <https://doi.org/10.5902/1980509832040>.

SANTOS, M.O.; BARRETO-GARCÍA, P.A.B.; MONROE, P.H.M.; DE PAULA, A. Efeito do manejo florestal da Caatinga no estoque de carbono orgânico em agregados do solo. **Scientia Florestalis**, Piracicaba, v. 49, n. 129, e3419, 2021. <https://doi.org/10.18671/scifor.v49n129.16>.

SANTOS, L.D. **Modelagem do crescimento de árvores individuais de *Eremanthus incanus* (Less.) Less.** 2019. 173 f. Tese de doutorado (Ciência Florestal) – Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, 2019.

SANTOS, R.C. **Aplicação de dejetos líquidos de suínos em solos: aspectos biológicos e químicos do percolado.** 2010. 90 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2010.

SANTOS FILHO, J.I.; TALAMINI, J. D.D.; BOFF, A.J.; CHICHETA, O. **Análise Econômica da Especialização na Suinocultura.** Concórdia: EMBRAPA/CNPASA, 1999.

SCHNEIDER, K.; HUISMAN, J.A.; BREUER, L.; ZHAO, Y.; FREDE, H.G. Temporal stability of soil moisture in various semi-arid steppe ecosystems and its application in remote sensing. **Journal of Hydrology**, [s.l.], v. 359, n. 1-2, p.16-29, set. 2008. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.06.016>.

SEGANFREDO, M. A. **Os dejetos suínos e seus riscos ambientais no uso como fertilizante.** Brasília, DF: Embrapa Suínos e Aves, Suinocultura Industrial, v.30, n. 207, p. 10-14, 2007.

SEMA / ESTADO DO RIO GRANDE DO SUL – Secretaria Estadual de Meio Ambiente – Bacias hidrográficas e municípios do Rio Grande do Sul. Mapa. 2005.

SERAFIM, M.E.; OLIVEIRA, G.C.; LIMA, J.M.; SILVA, B.M.; ZEVIANI, W.M.; LIMA, V.M.P. Disponibilidadede hídrica e distinção de ambientes para cultivo de cafeeiros. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 17, n. 3, p. 362-370, 2013. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662013000400002>.

SERVIDONI, L.E.; OLIVEIRA Jr., B.M.; BISSOLI, M.C.; MINCATO, R.L. Capacidade de uso das terras, conservação do solo e produção agrícola: estudo de caso da sub-bacia hidrográfica do Ribeirão Caçus, Alfenas – MG. **InterEspaço**, Grajaú, v. 5, n. 17 p. 1-20, maio/ago. 2019. <http://dx.doi.org/10.18764/2446-6549.2019.12119>.

SERVIDONI, L.E.; AYER, J.E.B.; SILVA, M.L.N.; SPALEVIC, V.; MINCATO, R.L. Land use capacityand environmentservices. **Revista Brasileira de Geografia Física**, Recife, v. 9, n. 6, p. 1712-1724, 2016. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v9.6.p1712-1724>.

SIDIRAS, N.; VIEIRA, S.R.; ROTH, C.H. Determinação dealgumas características físicas de um Latossolo Roxodistrófico sob plantio direto e preparo convencional. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, Campinas, v. 8, p. 265-268, 1984.

SILVA, D.A.A. **Estratégias de agricultura de precisão para definição de Planos de Manejo Inteligentes**. 2016. 130 f. Dissertação de mestrado (Agronomia) – Universidade Federal de Santa Maria, Frederico Westphalen, 2016.

SILVA, D.M. **Biota do solo em pastagem sob aplicação sucessiva de dejetos de suínos**. 2015. 64 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2015.

SILVA, D.M.; ANTONIOLLI, Z.I.; JACQUES, R.J.S.; SILVEIRA, A.O.; SILVA, D.A.A.; RACHE, M.M.; PASSOS, V.H.G.; SILVA, B.R. Indicadores Microbiológicos de Solo em Pastagem com Aplicação Sucessiva de Dejetosde Suínos. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, Viçosa, v. 39, n. 6, p. 1585-1594, nov./dez. 2015. FapUNIFESP (SciELO). <http://doi.org/10.1590/01000683rbcs20150138>.

SILVA, D.M.; JACQUES, R.J.S.; SILVA, D.A.A.; SANTANA, N.A.; VOGELMANN, E.; ECKHARDT, D.P.; ANTONIOLLI, Z.I. Effectsofpigslurryapplicationonthediversityandactivityofsoil biota in pastureareas. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 46, n. 10, p. 1756-1763, out. 2016. FapUNIFESP (SciELO). <http://doi.org/10.1590/0103-8478cr20141869>.

SILVA, E.R.O.; BARROS, M.M.; PEREIRA, M.G.; GOMES, J.H.G.; SOARES, S.C. Effects of spatial variability of soil chemical parameters on Tifton 85 grass

yield. **Rev. Caatinga**, Mossoró, v. 33, n. 1, p. 236 –245, jan.-mar., 2020. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/1983-21252020v33n125rc>.

SILVA, M.L.N.; LIBARDI, P.L.; GIMENES, F.H.S. Soil Water Retention Curve as Affected by Sample Height. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, Viçosa, v. 42, e0180058, nov. 2018. FapUNIFESP (SciELO). <https://doi.org/10.1590/18069657rbcs20180058>.

SILVA, P.L.F.; OLIVEIRA, F.P.; MARTINS, A.F.; PEREIRA, W.E.; SANTOS, T.E.D.; AMARAL, A.J. Caracterização físico-hídrica de solos arenosos através da curva de retenção de água, índice S e distribuição de poros por tamanho. **Agrarian**, Dourados, v. 13, n. 50, p. 478-492, 2020. <https://doi.org/10.30612/agrarian.v13i50.10993>.

SILVA, R.A.; SIQUEIRA, G.M.; COSTA, M.K.L.; GUEDES FILHO, O.; SILVA, E.F.F. Spatial Variability of Soil Fauna Under Different Land Use and Managements. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, Viçosa, v. 42, p. 1-18, maio 2018. FapUNIFESP (SciELO). <http://doi.org/10.1590/18069657rbcs20170121>.

SILVA, R.F.; BERTOLLO, G.M.; CORASSA, G.M.; COCCO, L.B.; STEFFEN, R.B.; BASSO, C.J. Doses de dejetos líquidos de suínos na comunidade da fauna edáfica em sistema plantio direto e cultivo mínimo. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 44, n. 3, p. 418-424, mar. 2014. FapUNIFESP (SciELO). <https://doi.org/10.1590/S0103-84782014000300006>.

SILVA, S.A.; LIMA, J.S.S.; SOUZA, G.S.; OLIVEIRA, R.B. Avaliação de interpoladores estatísticos e determinísticos na estimativa de atributos do solo em agricultura de precisão. **Idesia**, v. 26, n. 2, p. 75-81, mai.-ago. 2008. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-34292008000200010>.

SIQUEIRA, G.M.; VIEIRA, S.R.; DECEN, S.C.F. Variabilidade espacial da densidade e da porosidade de um Latossolo Vermelho eutrófico sob semeadura direta por vinte anos. **Bragantia**, Campinas, v. 68, p. 751-759, 2009. FapUNIFESP (SciELO). <https://doi.org/10.1590/S0006-87052009000300023>.

SOARES, M.D.R.; CAMPOS, M.C.C.; OLIVEIRA, I.A.; CUNHA, J.M.; SOUZA, Z.M.; AQUINO, R.E.; SILVA, D.P.; SILVA, J.F. Variabilidade espacial dos atributos do solo sob agrofloresta na região de Humaitá, AM. **Gaia Scientia**, v. 12, p. 33-41, 2018. <http://doi.org/10.22478/ufpb.1981-1268.2018v12n1.34353>.

SOARES, M. F. **Variabilidade espacial dos atributos físico-hídricos e do carbono orgânico do solo de uma bacia hidrográfica de cabeceira em Canguçu – RS**. 2018. 102 f. Dissertação de mestrado (Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2018.

SOUZA, J.T.A.; OLIVEIRA, S.J.C.; NÁPOLES, F.A.M.; SOUZA, M.S.; MEDEIROS, M.R. Diversidade de macrofauna edáfica em diferentes ambientes de cultivo no agreste da Paraíba, Brasil. **Revista de Agricultura Neotropical**,

Cassilândia-MS, v. 4, n. 3, p. 55-60, jul./set. 2017. <https://doi.org/10.32404/rean.v4i3.1681>.

SOUZA, Z.M.; MARQUES Jr., J.; PEREIRA, G.T. Variabilidade espacial da estabilidade de agregados e matéria orgânica em solos de relevos diferentes. **Pesq. Agropec. Bras.**, Brasília, v. 39, n. 5, p.491-499, maio 2004. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2004000500012>.

STEFANOSKI, D.C.; SANTOS, G.G.; MARCHÃO, R.L.; PETTER, F.A.; PACHECO, L.P. Uso e manejo do solo e seus impactos sobre a qualidade física. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 17, n. 12, p.1301-1309, 2013. FapUNIFESP (SciELO). <https://doi.org/10.1590/S1415-43662013001200008>.

STRECK, E. V.; KÄMPF, N.; DALMOLIN, R. S. D.; KLAMT, E.; NASCIMENTO, P. C.; SCHNEIDER, P.; PINTO, L. F. S. **Solos do Rio Grande do Sul**. 2. ed. Porto Alegre: EMATER/RS, 2008. 222 p.

TEDESCO, M.J. GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S.J. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. 2ª ed. Porto Alegre, RS: Departamento de solos da UFRGS, 1995. 174 p.

TEIXEIRA, P.C.; DONAGEMMA, G.K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W.G. **Manual de Métodos de Análise de Solo**. 3. ed. Brasília, DF: Embrapa, 2017. 573 p.

TORMENA, C.A.; VIDIGAL FILHO, P.S.; GONÇALVES, A.C.A.; ARAÚJO, M.A.; PINTRO, J.C. Influência de diferentes sistemas de preparo do solo nas propriedades físicas de um Latossolo vermelho distrófico. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 8, p. 65-71, 2004. FapUNIFESP (SciELO). <https://doi.org/10.1590/S1415-43662004000100010>.

TISDALL, J.M.; OADES, J.M. Organic matter and water-stable aggregates in soils. **Soil Science American Journal**, v. 33, n. 2, p. 141-163, 1982. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2389.1982.tb01755.x>.

TRANGMAR, B.B.; YOST, R.S.; UEHARA, G. Application of geostatistics to spatial studies of soil properties. **Adv. Agron.**, v.38, p. 54-94, 1985.

VAN GENUCHTEN, M.T.; SCHAAP, M.G.; MOHANTY, J.; SIMUNEK, B.P.; LEIJ, F.J. Modeling flow and transport processes at the local scale. In: FEYEN, J.; WIYO, K. (ed.) **Modeling of transport process in soils at various scales in time and space**. Wageningen Pers, Wageningen, The Netherlands, 1999, p.23 - 45.

VAN GENUCHTEN, M.T. A closed form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.44, p.892-898, 1980.

VANOLLI, B.S. **Alterações da macrofauna do solo induzidas pela expansão de cultivo de cana-de-açúcar sobre áreas de pastagem extensiva**. 2021. 60 f. Dissertação (Mestrado em Ciências, Área de concentração: Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2021.

VIANA, J.H.M. **Distribuição espacial de atributos físico-químicos, mineralógicos e micromorfológicos de Latossolos visando o mapeamento de áreas produtivas**. 2005. 194 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2005.

VIEIRA, M.J. Propriedades físicas do solo. In: FUNDAÇÃO INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ. **Plantio direto no Estado do Paraná**. Londrina, Instituto Agrônomo do Paraná, 1981. p.19-30 (Circular, 23).

VIEIRA, S.R. Geoestatística em estudos de variabilidade espacial do solo. In: NOVAIS, R.F.; ALVARES V.; V.H. e SCHAEFFER, C.E.G.R. eds. **Tópicos em Ciência do Solo**. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, v.1, p.1-54, 2000.

VILAÇA, M.F.; GOMES, I.; MACHADO, M. L.; VIEIRA, E. M.; SIMÃO, M. L. R. Bacia hidrográfica como unidade de planejamento e gestão: O estudo de caso doribeirão conquista no município de Itaguara/MG. In: Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada, 13, Viçosa. **Anais...Viçosa/MG**: Universidade Federal de Viçosa, 2009.

WALKLEY, A.; BLACK, I.A. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. **Soil Science**, v. 37, p. 29-38, 1934.

WALMSLEY, A.; CERDÀ, A. Soil macrofauna and organic matter in irrigated orchards under Mediterranean climate. **Biological Agriculture & Horticulture**, v. 33, n. 4, p. 247-257, 2017. <https://doi.org/10.1080/01448765.2017.1336486>.

WANG, Y.Q.; SHAO, M.A.; LIU, Z.P.; ZHANG, C.C. Prediction of bulk density of soils in the Loess Plateau Region of China. **Surveys in Geophysics**, v. 35, p. 395–413, 2014. Elsevier BV. <https://doi.org/10.1007/s10712-013-9249-8>.

WERLE, W. **Pagamento por prestação de serviços ambientais um estudo do Programa Municipal de Recuperação de Nascentes de Três Passos/RS**. 2013. 71 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Tecnologia em Desenvolvimento Rural) – Faculdade de Ciências Econômicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Três Passos, 2013.

WIEDER, R. K.; LANG, G. E. A critique of the analytical methods used in examining decomposition data obtained from "litter bags". **Ecology**, v. 63, p. 1636-1642, 1982. <https://doi.org/10.2307/1940104>.

WILDING, L. P.; DREES, L. R. Spatial variability and pedology. In: WILDING, L. P.; SMECK, N. E.; HALL, G. F. (Eds.). **Pedogenesis and Soil Taxonomy - I. Concepts and Interactions**. Amsterdam: Elsevier, p. 83-116, 1983.

YAMAMOTO, J.K.; LANDIM, P.M.B. **Geoestatística: conceitos e aplicações**. São Paulo: Oficina de textos, 2013, 215 p. ISBN 978-85-7975-077-9.

ZHAO, Y.; LEI, J.; TUMARBAY, H.; XUE, J. Using sequential Gaussian simulation to assess the uncertainty of the spatial distribution of soil salinity in arid regions of Northwest China. **Arid Land Research and Management**, v. 32, n. 1, p. 20-37, 2017. Elsevier BV. <https://doi.org/10.1080/15324982,2017.1378771>.

ZONTA, J.H.; BRANDÃO, Z.N.; MEDEIROS, J.C.; SANA, R.S.; SOFIATTI, V. Variabilidade espacial da fertilidade do solo em área cultivada com algodoeiro no Cerrado do Brasil. **R BrasEngAgricAmbient**, Campina Grande, v. 18, p. 595-602, 2014.FapUNIFESP (SciELO). <https://doi.org/10.1590/S1415-4366201400060000>.

### 3 Relatório do trabalho de campo

Os locais de estudo do presente trabalho foram duas propriedades rurais situadas na sub-bacia hidrográfica do Lajeado Erval Novo, em Três Passos, na região noroeste do Rio Grande do Sul, sob as coordenadas 27° 30' S e 53° 56' W. O clima da região é do tipo Cfa ou subtropical úmido com verão quente, com temperatura média anual de 20 °C e precipitação média entre 1.800 e 1.900 mm bem distribuídos ao longo do ano (Köppen e Geiger, 1928). Segundo Follmann *et al.* (2018) e Streck *et al.* (2008), as áreas declivosas dessa região apresentam um predomínio de associação de Neossolo Litólico e Chernossolo Argilúvico.

A escolha deste local como objeto de estudo foi estrategicamente escolhido por apresentar um modelo considerado padrão nos grandes centros produtivos de suínos, onde é associada a produção suinocultora com o reaproveitamento dos dejetos líquidos de suínos nas pastagens da criação de bovinos, visando a produção leiteira, com Três Passos sendo o 3º maior produtor estadual de suínos (Pasquetti, 2010; Silva, 2015), com o Estado do Rio Grande do Sul sendo atualmente o 2º maior produtor e exportador nacional de suínos do Brasil, somente atrás de Santa Catarina (ABPA, 2023).

#### 3.1 Amostragens de solo e metodologias empregadas nos artigos

Os cinco artigos deste trabalho tiveram amostragens diferentes entre eles, de modo a atingir objetivos específicos traçados para cada um dos artigos. De forma geral, este trabalho contou com três áreas, sendo: pastagem com uso sucessivo de DLS em médio (A12) e longo prazo (A23), com 12 e 23 anos de uso de DLS em uma dosagem de aproximadamente 200 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, respectivamente, além de uma área de campo nativo (CN) como testemunha e, além do próprio DLS como objetivo de estudo no Artigo I (ADLS).

Nos Artigo II e III (atributos físico-hídricos e, químicos e biológicos do solo, respectivamente), as foram coletadas cinco repetições de amostras indeformadas (anéis volumétricos, para os atributos físico-hídricos) e deformadas (para atributos químicos e biológicos) em sistema fatorial (3 x 3 x

2), composto por três áreas e três posições na paisagem (terço superior: Tsup, terço médio: Tmed e, terço inferior: Tinf) em cada uma das áreas, além de duas profundidades do solo (0-7 e 7-14 cm). No artigo II foram analisadas a densidade do solo (Ds), macro (Mac) e microporosidade (Mic), porosidade total (Pt), capacidade de água disponível (CAD), carbono orgânico total (COT), condutividade hidráulica do solo saturado (Ksat), além da curva de retenção de água no solo (CRAS). Já no artigo III foram analisados atributos químicos, sendo determinados o pH em água (1:1), índice SMP, teores de matéria orgânica do solo (MOS), os teores extraíveis de Ca e Mg (em KCl 1 mol L<sup>-1</sup>), de P (Mehlich), K, Na, Cu, Zn, Fe e Mn, acidez trocável (Al) e potencial (H+Al), capacidade de troca catiônica efetiva (CTCef) e potencial (CTCpot), soma de bases (SB), saturação por bases (V) e por alumínio (m), enquanto os biológicos foram avaliados à nível de ordem (presominantemente), além do peso da biomassa seca da fauna do solo (BS), riqueza e abundância de organismos, atividade da fauna, além de índices de diversidade do solo.

No artigo I (caracterização microbiológica), as 15 amostras deformadas da camada superior do solo (0-7 cm) em cada área coletadas para definir os atributos químicos (artigo III), foram homogeneizadas, de forma a compor somente uma amostra representativa por área e, juntamente com uma amostra de dejetos, foram congeladas e enviadas para análises microbiológicas, visando a identificação e classificação das principais populações de bactérias, arqueas e fungos presentes nestes locais.

Já no artigo IV (variabilidade espacial da diversidade e atividade biológica do solo), em cada área selecionada (A12, A23 e CN), foi estabelecida uma malha amostral regular de 90 pontos (10 x 9), distanciados entre si de 3 m cada em cada direção, cobrindo uma área total de 870 m<sup>2</sup> (30 x 27 m), onde foram instaladas 90 armadilhas de captura do tipo PROVID e 90 "litter bags", para determinação da diversidade e atividade da fauna do solo, respectivamente. A análise da estrutura da variabilidade espacial foi feita através de semivariogramas experimentais, os quais foram ajustados a modelos teóricos (esférico, exponencial, gaussiano e linear) obtendo os respectivos parâmetros de ajustes [efeito pepita (C0), contribuição (C), patamar (C0+C) e alcance (a)]. O grau de dependência espacial (GDE) de cada variável foi calculado por meio da equação  $GDE = [C0/(C0+C)]*100$  e classificado

como: forte grau de dependência espacial ( $GDE \leq 25\%$ ), moderado ( $GDE$  entre 25 e 75%) e fraco ( $GDE > 75\%$ ).

Por fim, no artigo V (qualidade do solo), foram selecionados atributos indicadores da qualidade do solo nas camadas de 0-7 e 7-14 cm em cada tratamento, em relação aos indicadores físicos de qualidade do solo, foram determinadas: granulometria (areia, silte e argila) pelo método da pipeta e, densidade do solo ( $D_s$ ) método do anel volumétrico, seco em estufa. Já nos indicadores químicos de qualidade do solo, foram medidos: pH em água (1:1), teores disponíveis de P (Mehlich <sup>1</sup>) e K. O teor de matéria orgânica do solo (MOS) foi considerado como indicador biológico de qualidade do solo para este estudo. Para avaliar a qualidade do solo nas três áreas de estudo (A12, A23 e CN) utilizou-se o método SMAF, gerando valores para indicadores químicos, físicos e biológicos do solo e, por fim, integrando-os em um índice de qualidade do solo (IQS) ponderado, somando os escores dentro de cada componente (químicos, físicos e biológicos). Ainda, avaliou-se o índice de qualidade ambiental do fósforo nestes locais pelo modelo de Limite Crítico Ambiental de P no solo (LCA-P).

## 4 ARTIGO I - Caracterização da comunidade de microrganismos presentes em pastagens com uso sucessivo de dejetos líquidos de suínos em médio e longo prazo

### 4.1 Resumo

O Brasil é um dos maiores produtores de suínos do mundo, que acaba gerando centenas de milhões de litros dejetos por dia, utilizado geralmente como fertilizante orgânico na agricultura como alternativa aos fertilizantes orgânicos, com efeitos benéficos e maléficos sobre o solo e recursos hídricos, entretanto, alguns trabalhos que tem descrito microrganismos como altamente sensíveis às mudanças no solo, alterando a composição e a diversidade microbiana, surge a necessidade de se identificar e rastrear os impactos microbianos causados pela aplicação de dejetos em ambientes agrícolas em médio e longo prazo. Este trabalho visou elaborar uma caracterização da comunidade de microrganismos presentes em áreas sem e com uso sucessivo de dejetos líquidos de suínos (DLS) em médio e longo prazo, bem como do dejetos utilizados. Avaliaram-se quatro tratamentos: o dejetos líquidos de suínos (ADLS), solo de pastagem com uso de DLS em médio (A12) e longo prazo (A23), além de campo nativo (CN). Foi coletada uma amostra de DLS e uma amostra composta de 0-7 cm de solo das áreas de pastagem, com os quais foi realizado sequenciamento de DNA de alto desempenho para identificação de bactérias e arqueas (gene 16S) e fungos (genes ITS1 e ITS2) com 50 mil *reads* de cobertura ou 1% de erro acumulado máximo. Analisaram-se os microrganismos à nível de filo e gênero, utilizando-se parâmetros como abundância e riqueza de organismos, além de índices de diversidade (Simpson, Shannon e Pielou), além de análise de componentes principais (ACP) entre os gêneros mais frequentes a fim de identificar as associações entre a ocorrência destes com os tratamentos. O uso de DLS em pastagens (A12), bem como um tempo maior de uso (A23), estimulam a diversidade e abundância de bactérias no solo, aumentando a quantidade de organismos além de permitir a ocorrência de filos inexistentes em campo nativo. Arqueas foram identificados apenas no ADLS, não sendo detectado no solo das pastagens. A abundância de fungos em áreas de pastagem com uso de DLS é inicialmente promovida (A12), seguida de um decréscimo em longo prazo (A23), ocorrendo uma diminuição contínua na diversidade de gêneros de fungos ao longo do tempo de uso do DLS, além da seleção de gêneros que ocorrem somente nessas áreas, com as evidências indicando ser um efeito indireto do DLS, através das mudanças nas propriedades físicas do solo. Foi possível estabelecer conexões entre os atributos analisados e os gêneros mais representativos com os tratamentos, seja dejetos, pastagem nativa ou com uso de dejetos em médio e longo prazo.

Palavras-chave: *Bacteria*; *Archaea*; *Fungi*; diversidade.

### 4.2 Introdução

O Brasil é atualmente o quarto maior produtor mundial de carne suína,

somente atrás de China, Estados Unidos e União Européia e, a suinocultura brasileira possui um potencial de gerar mais de 300 milhões de litros de esterco por dia, sendo utilizado geralmente como fertilizante orgânico, aplicado diretamente ou indiretamente ao solo (Li *et al.*, 2015) como alternativa aos fertilizantes inorgânicos.

Todavia, trabalhos anteriores têm documentado tanto os benefícios como os riscos associados à aplicação de esterco, estando entre os benefícios, contribuições no aumento da estabilidade de agregados, na diversidade e biomassa microbiana do solo, bem como na atividade após aplicação (Rieke *et al.*, 2018), porém, não se pode desconsiderar os impactos ambientais, como a contaminação de solos e dos recursos hídricos por medicamentos, metais pesados e coliformes (Bohrer *et al.*, 2023).

De acordo com Rieke *et al.* (2018), ainda se sabe pouco sobre o impacto do uso de esterco sobre as comunidades microbianas, com estudos anteriores indicando que as comunidades microbianas em solos agrícolas são afetadas significativamente pelo uso de dejetos, também dependendo de aspectos como a localização e as práticas de manejo.

A abundância e a diversidade de microrganismos no solo podem variar de acordo com diferentes usos da terra (Zhou *et al.*, 2017) e às propriedades do solo (Duan *et al.*, 2020; Lin *et al.*, 2021), sendo alguns organismos essenciais em ciclos como do nitrogênio ou do carbono, por exemplo (Li *et al.*, 2021; Ding e Xu, 2022).

Vogel e Conedera (2020), afirmam que os microrganismos são altamente sensíveis às mudanças no ambiente externo do solo, o que se reflete em alterações na composição e na diversidade das comunidades microbianas, que segundo Ding e Xu (2022), são fatores considerados importantes para avaliar as mudanças na qualidade do solo, sendo os microrganismos indispensáveis para a manutenção da produtividade em solos agrícolas (Xun *et al.*, 2015), por possuírem correlações positivas com a biomassa microbiana ou a concentração de nutrientes no solo (Lupwayi *et al.*, 2014), desempenhando assim, papéis únicos no ecossistema (Xun *et al.*, 2016).

Rieke *et al.* (2018) ainda afirmam que devido à diferença observada entre as comunidades microbianas associadas ao esterco e as comunidades

microbianas nativas do solo, é necessário identificar e rastrear os impactos microbianos causados pela aplicação de dejetos em ambientes agrícolas.

Dessa forma, este trabalho visou elaborar avaliar o impacto do uso sucessivo de dejetos líquidos de suínos (DLS) em médio e longo prazo sobre a comunidade microbiana do solo, elaborando uma caracterização da comunidade de bactérias, arqueas e fungos do solo em função desta.

### **4.3 Material e Métodos**

#### **4.3.1 Localização e caracterização da área de estudo**

O trabalho foi realizado em duas propriedades rurais (27° 30' S; 53° 56' W) situadas na Sub-bacia Hidrográfica do Lajeado Eral Novo, em Três Passos, na região noroeste do Rio Grande do Sul. O clima da região é do tipo Cfa ou subtropical úmido com verão quente, com temperatura média anual de 20 °C e precipitação média entre 1.800 e 1.900 mm bem distribuídos ao longo do ano (Köppen e Geiger, 1928). Segundo Follmann *et al.* (2018) e Streck *et al.* (2008), as áreas declivosas dessa região apresentam um característico predomínio de associação de Neossolo Litólico e Chernossolo Argilúvico.

#### **4.3.2 Tratamentos e coletas de solo**

O presente estudo avaliou três áreas que representam o manejo adotado na região, sendo: pastagem com uso sucessivo de DLS em médio (A12) e longo prazo (A23), com 12 e 23 anos de uso de DLS, respectivamente, além de uma área de campo nativo (CN) como testemunha, bem como o próprio dejetos líquidos de suíno (ADLS).

Dentro das áreas, foi delimitado um retângulo de 27 x 30 m, totalizando 810 m<sup>2</sup>. Foram coletadas 15 amostras deformadas e indeformadas de solo na camada de 0–7 cm de profundidade, em grade regular pela área (9 x 6 m). As amostras de solo indeformadas foram enviadas para análise química na Universidade Federal de Pelotas e, as indeformadas para análise física na Universidade Federal da Fronteira Sul, campus Cerro Largo. A caracterização química do solo das áreas pode ser observada na Tabela 1.

Tabela 1 – Caracterização química do solo das áreas de campo nativo (CN), pastagens com uso sucessivo de DLS em médio (A12) e longo prazo (A23). Três Passos, RS, 2024.

Área	pH	P	K	Ca	Mg	Al	CTC	V	m	Corg
	H <sub>2</sub> O	mg dm <sup>-3</sup>			----- cmolc dm <sup>-3</sup> -----			----- % -----		
CN	5,5	30,1	388	17,2	6,4	0,1	24,8	85,3	0,4	1,6
A12	5,5	115,4	826	16,4	6,6	0,2	25,3	84,8	0,7	1,8
A23	5,2	161,8	1109	12,2	5,5	0,3	21,0	74,2	1,3	2,4

Onde: CTC = capacidade de troca de cátions; V = saturação por bases; m = saturação por alumínio; e, Corg = carbono orgânico.

Na sequência, pode-se observar a caracterização física do solo das áreas na Tabela 2.

Tabela 2 – Caracterização física do solo das áreas de campo nativo (CN), pastagens com uso sucessivo de DLS em médio (A12) e longo prazo (A23). Três Passos, RS, 2024.

Área	Argila	Silte	Areia	Ds	Pt	Mac	Mic	PMP	Ksat
	----- % -----			g dm <sup>-3</sup>	----- cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> -----		kg kg <sup>-1</sup>		cm h <sup>-1</sup>
CN	16,2	55,2	28,7	1,20	0,55	0,10	0,44	0,27	127,6
A12	18,0	48,9	33,1	1,16	0,56	0,17	0,40	0,23	48,4
A23	25,8	49,6	24,6	1,08	0,59	0,16	0,43	0,28	10,4

Onde: Ds = densidade do solo; Pt = porosidade total; Mac = macroporosidade; Mic = microporosidade; PMP = ponto de murcha permanente; e, Ksat = condutividade hidráulica do solo saturado.

Parte do solo das 15 amostras deformadas compuseram uma amostracomposta para cada uma das áreas, que foram devidamente homogeneizadas e imediatamente congeladas. A coleta de DLS se deu diretamente do distribuidor de DLS anterior à operação de aplicação no campo, sendo também congelada. As amostras de solo e DLS congeladas foram enviadas para a empresa Neoprospecta Microbiome Technologies (Florianópolis, Brasil), para análise microbiológica.

Posteriormente, parte da amostra de DLS foi enviada para análise química na Central Analítica da Universidade de Santa Cruz do Sul, que pode ser vista na Tabela 3. O DLS é proveniente de suínos em período de terminação, permanecendo em maturação por ao menos 90-120 dias em esterqueiras.

Tabela 3 – Análise química do dejetos líquido de suínos. Três Passos, RS, 2024.

pH	N	P	K	Ca	Mg	Corg	MS	C/N
H <sub>2</sub> O	----- kg.m <sup>-3</sup> -----				-----% -----		-	-
8,4	2,8	7,4	1,8	2,3	0,9	3,9	3,6	13,9

Onde: Corg = carbono orgânico; MS = massa seca.

### 4.3.3 Análises microbiológicas

As análises de microrganismos foram realizadas utilizando sequenciamento de alto desempenho da região V3/V4 do gene 16S rRNA, *primers* 341F (CCTACGGGRRSGCAGCAG), e 806R (GGACTACHVGGGTWTCTAAT) para bactérias (*Bacteria*) e arqueas (*Archaea*) e ITS1 (GAACCGGCGGARGGATCA) e ITS2 (GCTGCGTTCTTCATCGATGC) para fungos (*Fungi*).

As bibliotecas foram sequenciadas utilizando o equipamento MiSeq Sequencing System (Illumina Inc. San Diego, CA, USA) utilizando o kit V2 com 300 ciclos, no modo *single-end*, seguindo as instruções do fabricante (Christoff *et al.*, 2017). O sequenciamento de DNA dos microrganismos foi realizado através de um pipeline proprietário da Neopropecta Microbiome Technologies, com 50 mil *reads* de cobertura, que equivale à 1% de erro acumulado máximo no sequenciamento.

Posteriormente, a comparação dos resultados de sequenciamento na biblioteca KAPA Kit de Quantificação para plataformas Illumina (KAPA Biosystems, Woburn, MA, USA), ambas as etapas conforme instruções do fabricante (Christoff *et al.*, 2017). Por último, usou-se a plataforma Neobiome, da Neopropecta, para as análises bioinformáticas e visualização dos resultados.

### 4.3.4 Análise dos dados

A análise dos microrganismos [bactérias (domínio *Bacteria*), arqueas (domínio *Archaea*) e fungos (domínio *Eurakyota*, reino *Fungi*)] foi realizada conforme metodologia descrita por Zhang *et al.*, 2018, em níveis de filo e gênero. Para análise da diversidade de organismos, foram utilizados os parâmetros de abundância (quantidade) e riqueza (diversidade) de gênero dos organismos, além dos índices de dominância de Simpson (Is), de diversidade de Shannon (H') e de equibilidade de Pielou (J), utilizando o software DivEs 3.0.

Os gráficos foram elaborados em Excel, onde os filios ou gêneros, além dos grupos de filo ou gênero não identificado foram reunidos para melhor

visualização da abundância relativa (%) entre os grupos identificados. À nível de gênero, devido à grande diversidade de organismos encontrados, foram selecionados para representação gráfica apenas grupos taxonômicos que apresentaram ao menos 0,2% da abundância total, com os demais gêneros reunidos em um só grupo denominado de “outros”.

Por fim, foi realizada uma análise de componentes principais (ACP) entre os gêneros mais frequentes de bactérias, arqueas e fungos, com o objetivo de identificar as associações entre a ocorrência destes com os tratamentos. Para a ACP, foram selecionados apenas gêneros que apresentaram ao menos 3,0% de abundância relativa em pelo menos um dos tratamentos.

## 4.4 Resultados e Discussão

### 4.4.1 Diversidade de bactérias e arqueas

O número total de sequências observadas foi de 125.275 organismos, com 99,55% do domínio *Bacteria* e 0,45% de *Archaea*. Foram observados 10 filos, sendo: *Firmicutes* (78,2%), *Proteobacteria* (11,0%), *Actinobacteria* (6,9%), “outros” (6,2%) e *Bacteroidetes* (1,8%), perfazendo 97,9% do total de organismos, seguidos de *Euryarchaeota* (domínio *Archaea*), *Nitrospirae*, de filo não identificado (*unclassified*), *Gemmatimonadetes*, *Verrucomicrobia*, *Acidobacteria* e, *Chloroflexi*, nessa ordem, todos entre 0,2 e 0,5% da abundância relativa.

Os quatro filos encontrados em maior abundância no trabalho (*Firmicutes*, *Proteobacteria*, *Actinobacteria* e *Bacteroidetes*) foram os mais encontrados no solo por Zhang *et al.* (2017), em estudo da comunidade bacteriana no solo de culturas para produção de biocombustível, assim como Bohrer *et al.* (2023), em compostagem de dejetos suínos contaminados por fármacos de uso veterinário.

O ADLS apresentou 86.584 organismos, sendo o tratamento de maior concentração de bactérias, divididos em cinco dos dez filos totais observados, além de grande dominância de *Firmicutes* (96,5%), seguido de *Bacteroidetes* (2,1%), sendo o único tratamento com ocorrência de *Euryarchaeota* (domínio *Archaea*, 0,7%; Figura 1), que segundo Siniscalchi *et al.* (2016), são em sua

maioria anaeróbicas e metanogênicas. Rieke *et al.* (2018) também observaram *Firmicutes* como dominante em dejetos suínos, porém com a presença *Acidobacteria* e *Verrucomicrobia*, que no presente trabalho foram encontrados somente nos solos das pastagens analisadas (A23, A12 e CN).

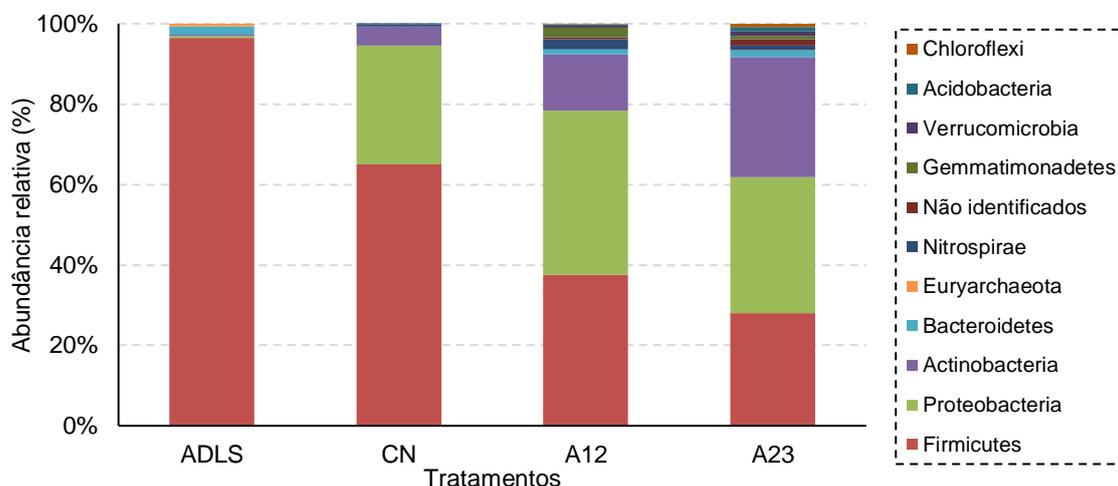


Figura 1 – Abundância relativa (%) de bactérias e arqueas em nível de filo em dejetos líquidos de suínos (ADLS), solo de campo nativo (CN) e de pastagens com uso sucessivo de DLS em médio (A12) e longo prazo (A23). Três Passos, RS, 2024.

O solo de CN apresentou 7.600 organismos divididos em seis dos dez filos encontrados no estudo, também com dominância de *Firmicutes* (65%), mas seguido de *Proteobacteria* (29,6%) e *Actinobacteria* (4,6%), somando 99,3% das bactérias identificadas nesta área. Khan *et al.* (2018) encontrou *Actinobacteria*, *Proteobacteria*, *Chloroflexi*, *Acidobacteria* e *Firmicutes* como as de maior representatividade em pastagem nativa na Austrália, representando estes cinco filos à quase 90% dos organismos encontrados.

O filo *Firmicutes*, de maior ocorrência em ADLS e CN, está presente em solos geralmente pobres de nutrientes e arenosos, sendo encontrado em solos antárticos (Teixeira *et al.*, 2010) e em maiores profundidades do solo (Pereira *et al.*, 2017). Gellie *et al.* (2017) observaram em uma topossequência com revegetações que o filo *Firmicutes* era fortemente afetado tanto pela topografia quanto pelas vegetações distintas.

Diferente do observado por Soares (2020) e Xun *et al.* (2016) que constataram que o uso de dejetos no solo estimulou a ocorrência de *Firmicutes*, o presente trabalho apresentou diminuição na abundância total e relativa (%) desses organismos com uso de DLS, ficando atrás de

*Proteobacteria* em ambas as áreas (A12 e A23, Figura 1). Rieke *et al.* (2018) também encontrou *Proteobacteria* como dominante em áreas com uso de dejetos suínos, seguido por *Bacteroidetes* e *Actinobacteria*.

Pode-se concluir, portanto, que esse filo em específico (*Proteobacteria*) é favorecido pelo aporte de DLS no solo, bem como pelo tempo de uso deste, visto sua dominância nas pastagens com dejetos além do aumento na abundância entre A12 e A23, saltando de 3.195 para 7.852 organismos, ou 146% de aumento.

As Proteobactérias (*Proteobacteria*) exibem uma ampla diversidade de morfologia celular e fisiologia, possuindo inúmeras estratégias para obtenção de energia, incluindo organismos quimiolitotróficos, quimiorganotróficos e fototróficos, com vias metabólicas especializadas em organismos adaptados a diferentes nichos. Essa diversidade lhes confere uma capacidade de adaptação a uma variedade de ambientes ecológicos (Canhos *et al.*, 1997; Val-Moraes *et al.*, 2009).

Efeitos semelhantes foram observados em *Actinobacteria* (Figura 1), que se apresentou como terceiro filo mais abundante em A12 (14%, com 1.097 organismos) e segundo em A23 (29,9%, com 6.962 organismos), além de *Nitrospirae* (36; 202 e 264 organismos em, CN, A12 e A23, respectivamente), *Bacteroidetes* (2; 100 e 383 organismos), *Verrucomicrobia* (17; 32 e 265 organismos), *Acidobacteria* (2; 31 e 244 organismos) além da ocorrência dos filios inexistentes em CN, bem como próprio ADLS: *Gemmatimonadetes* (187 e 188 organismos em A12 e A23, respectivamente), *Chloroflexi* (11 e 212 organismos) e de filo não identificado (37 e 357 organismos). Por fim, ainda houve a ocorrência do filo *Euryarchaeota* em A23, somente observado também no ADLS, fazendo com que A12 e A23 apresentassem 9 e 10 filios, respectivamente, dos 10 totais observados neste trabalho.

Um total de 194 gêneros foram identificados, com 10 deles apresentando ao menos 1% do total, sendo: *Clostridium* (46,1%), *Bacillus* (12,3%), *Terrisporobacter* (10%), "outros" (6,2%), de gênero não identificado (6%), *Turicibacter* (4,2%), *Bradyrhizobium* (1,6%), *Niallia* (1,5%), *Actinoplanes* (1,3%), *Pseudolabrys* (1,2%), *Gaiella* (1,1%) e *Devosia* (1%), nessa ordem, com os 34 primeiros grupos (32 gêneros, grupo "outros" e, de gênero não identificado) sendo representados graficamente na Figura 2.

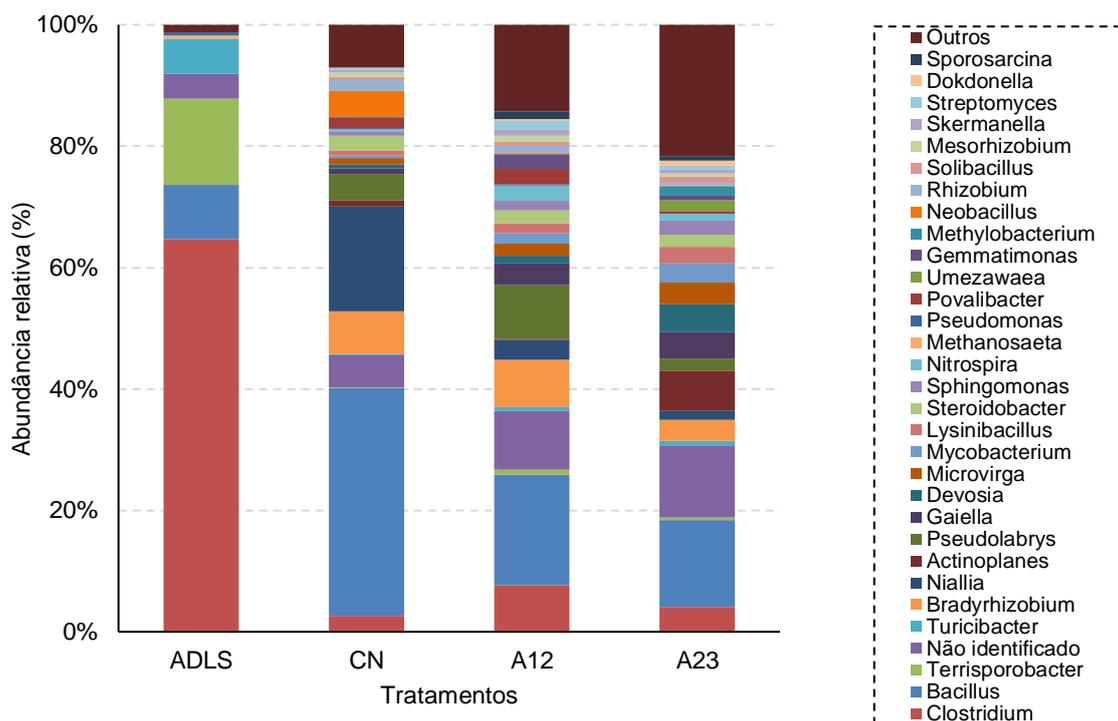


Figura 2 – Abundância relativa (%) de bactérias e arqueas em nível de gênero em dejetos líquidos de suínos (ADLS), solo de campo nativo (CN) e de pastagens com uso sucessivo de DLS em médio (A12) e longo prazo (A23). Três Passos, RS, 2024.

O ADLS apresentou 29 gêneros (Figura 2 e Tabela 4), com os principais sendo: *Clostridium* (46,1%), *Terrisporobacter* (12,3%), *Bacillus* (9%), *Turicibacter* (5,7%), de gênero não identificado (4,1%), “outros” (1,3%), *Pseudomonas* (0,5%), além de ser a única a apresentar *Methanosaeta* (domínio *Archaea*, 0,5%), que são bactérias metanogênicas consumidoras de acetato (Ferry, 2011; Ramirez, 2021; Arango, 2022), comumente encontrados em dejetos. Além disso, o ADLS mostrou o maior valor dos índices  $I_s$  e os menores de  $H'$  e  $J$  (Tabela 2), mostrando ser o tratamento de maior abundância, porém, menor diversidade de organismos.

Lim *et al.* (2018) encontraram *Clostridium*, *Turicibacter*, *Streptococcus*, *Lactobacillus* e *Corynebacterium* como os cinco gêneros de maior ocorrência em amostras de dejetos suíno fresco e armazenado, com somente as duas primeiras coincidindo com as de maior ocorrência no presente trabalho. Bohrer *et al.* (2023), por sua vez, observaram *Clostridium*, *Pseudomonas*, *Sphingobacterium* e *Devosia* com maior abundância no início de compostagem de dejetos suínos contaminados por fármacos de uso veterinário.

Tabela 4 – Abundância total, riqueza de bactérias e arqueas e índices de dominância de Simpson (Is), de diversidade de Shannon (H') e de Uniformidade de Pielou (J) em dejetos líquidos de suínos (ADLS) e solo de campo nativo (CN) e pastagens com uso sucessivo de DLS em médio (A12) e longo prazo (A23). Três Passos, RS, 2024.

Parâmetros	Tratamentos			
	ADLS	CN	A12	A23
Is	0,363	0,296	0,267	0,263
H'	0,564	0,842	1,024	1,108
J	0,382	0,426	0,485	0,495
Abundância	86.584	7.600	7.829	23.262
Riqueza	29	94	129	172

*Clostridium* é um gênero de bactérias *Firmicutes* gram-positivas em sua maioria anaeróbicos (Franke-Whittle *et al.*; 2014; Bohrer *et al.*, 2023), muito conhecido por sua capacidade de fixação do nitrogênio atmosférico (Knight e Hardy, 1966; Cado, 2012) e, de ampla diversidade metabólica, sendo capaz de fermentar açúcares, amidos, pectina e celulose (Aislabe e Deslippe, 2013; Sant'anna, 2020).

Já o tratamento CN apresentou 94 gêneros, com índices (Is, H' e J) que indicam uma dominância menor além de uma maior diversidade das bactérias encontradas em relação ao ADLS, com cinco gêneros com pelo menos 3% da abundância relativa, nessa ordem: *Bacillus* (37,6%), *Niallia* (17,2%), *Bradyrhizobium* (7,1%), "outros" (7,0%), de gênero não identificado (5,2%), *Pseudolabrys* (4,4%) e *Neobacillus* (4,1%).

Na pastagem com uso sucessivo de dejetos à médio prazo (A12), 129 gêneros foram identificados, com seis gêneros com ao menos 3%, sendo: *Bacillus* (18,3%), "outros" (14,3%), de gênero não identificado (9,7%), *Pseudolabrys* (8,8%), *Bradyrhizobium* (7,8%), *Clostridium* (7,6%), *Gaiella* (3,5%) e *Niallia* (3,2%). Já na área com uso de dejetos em longo prazo (A23), foram observados 172 gêneros, com oito gêneros com ao menos 3%, nessa ordem: "outros" (21,7%), *Bacillus* (14,3%), de gênero não identificado (11,9%), *Actinoplanes* (6,7%), *Devosia* (4,5%), *Gaiella* (4,4%), *Clostridium* (4,1%), *Microvirga* (3,6%), *Bradyrhizobium* (3,5%) e *Mycobacterium* (3,2%).

É possível notar uma dominância do gênero *Bacillus* tanto em campo nativo (CN) quanto nas pastagens com uso de dejetos suíno em médio (A12) e longo prazo (A23), ao contrário do próprio ADLS que apresentou *Clostridium* como dominante. O gênero *Bacillus*, assim como *Clostridium* pertencente ao filo *Firmicutes*, possui grande capacidade na degradação de fontes de carbono

distintas, incluindo polissacarídeos vegetais, sendo alguns fermentativos e, outros fixam nitrogênio ou são desnitrificadores, produzindo endósporos para sua sobrevivência em longos períodos secos (Aislabie e Deslippe, 2013; Sant'anna, 2020), sendo ainda descritos como produtores importantes de proteases extracelulares (Dias *et al.*, 2008), de bacteriocinas e ácido acético (Dias *et al.*, 2009; Coba, 2012), além de enorme potencial na solubilização de fósforo nos solos (Rodrigues e Fraga, 1999; Val-Moraes *et al.*, 2009).

Por fim, é possível afirmar, tanto a nível de filo (Figura 1) como de gênero (Figura 2), que o uso de DLS, bem como seu uso continuado em longo prazo estimularam a diversidade e a abundância de bactérias no solo, evidenciado principalmente pelos números de riqueza de organismos e índices de diversidade (Tabela 4) encontrados nesses ambientes. Cabe ressaltar o número de organismos de gênero não identificados, que cresceram em abundância relativa de 4,1; 5,2; 9,7 e 11,9 % em ADLS, CN, A12 e A23, respectivamente, bem como das bactérias que não obtiveram 0,2% da abundância em nenhum tratamento (composto por um total de 162 gêneros), chamada de grupo "outros", que saltaram de 1,3; 7,0; 14,3 e 21,7 %, na mesma sequência, evidenciando o aumento contínuo da diversidade de organismos.

#### 4.4.2 Diversidade de fungos

No sequenciamento obtido dos fungos, foram identificados 216.303 organismos totais, sendo 96,2% do reino *Fungi* e 3,8% não identificados. Nove filos foram observados, sendo: *Ascomycota* (56,8%), de filo não identificado (22,6%, *unclassified*), *Mucoromycota* (11,9%), *Basidiomycota* (6,1%), *Chytridiomycota* (1,3%), *Cryptomycota* (0,9%), com esses cinco filos (ou seis grupos) representando 99,6% dos organismos identificados, seguidos de *Neocallimastigomycetes*, *Olpidiomycota*, *Glomeromycotina* e *Blastocladiomycota*, nessa ordem, completando os 0,4% restantes.

Os dejetos de suínos (ADLS) apresentaram a menor abundância de organismos (4.359 organismos), além da menor riqueza de filos (cinco filos, Figura 3), que foram: *Basidiomycota* (35,4%), *Mucoromycota* (20,7%), *Ascomycota* (19,6%), *Neocallimastigomycetes* (15%) e *Chytridiomycota* (9,3%), com o penúltimo citado, presente apenas nos dejetos.

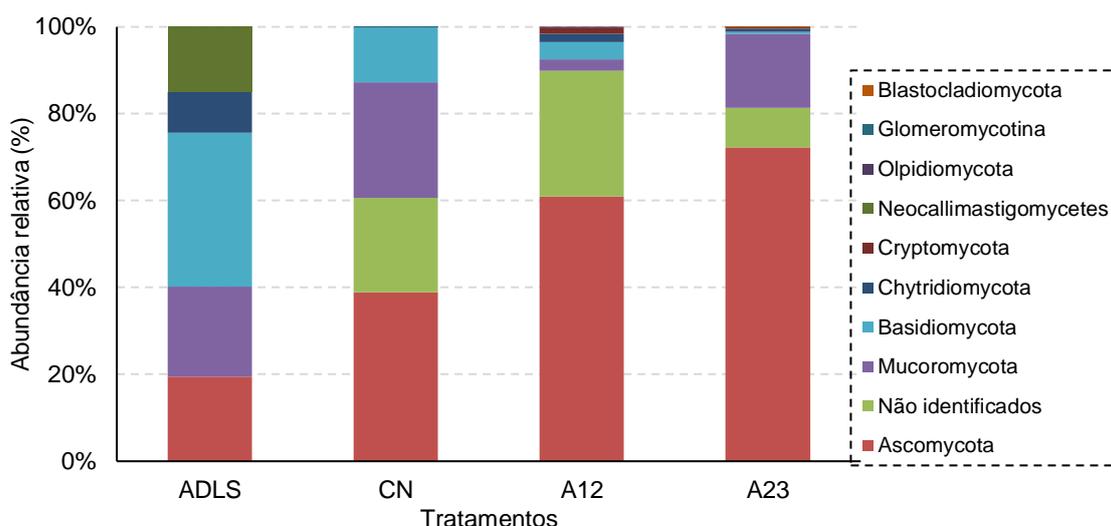


Figura 3 – Abundância relativa (%) de fungos em nível de filo em dejetos líquidos de suínos (ADLS), solo de campo nativo (CN) e de pastagens com uso sucessivo de DLS em médio (A12) e longo prazo (A23). Três Passos, RS, 2024.

O filo *Neocallimastigomycota* apresenta apenas uma classe (*Neocallimastigomycetes* M.J. Powell) e uma ordem (*Neocallimastigales*) (Hibett *et al.*, 2007), sendo anaeróbicos e encontrados no rúmen e ceco de grandes animais mamífero graças a sua capacidade de digerir plantas, possuindo grande interesse científico pela produção de enzimas xilanases e celulases, passível de utilização em biorrefinarias e na produção de biocombustíveis (Griffith *et al.*, 2010; Gruninger *et al.*, 2014; Azevedo *et al.*, 2018).

Tayyab *et al.* (2019), analisaram a diversidade fúngica de dejetos de cabras e encontraram *Ascomycota*, *Zygomycota*, *Chytridiomycotae* *Basidiomycota* entre os filos dominantes, resultados bem distintos dos encontrados neste estudo, com *Zygomycota* sequer tendo sido detectado. Já Bohrer *et al.* (2023) encontraram apenas *Basidiomycota* e *Ascomycota* em compostagem de dejetos de suíno com contaminantes veterinários, aparentemente inibindo os demais filos. Kumari *et al.* (2016), analisando o ar de instalações de criação suína, encontraram *Ascomycota* com grande dominância sobre os demais, seguido de *Basidiomycota*, *Zygomycota*, de gênero não identificado e *Glomeromycotina*.

De forma geral, é possível observar que seja em dejetos líquidos de suínos (neste e em outros trabalhos), compostagem desse, ou até mesmo no ar das

instalações suinocultoras, há sempre a presença de dois filios: *Basidiomycota* e *Ascomycota*, alternando dominância entre as situações distintas. Este fato deve-se muito pela ancestralidade em comum desses filios, resultando em uma proximidade filogenética, com ambos pertencendo ao sub-reino *Dikarya* (Hibbett *et al.*, 2007).

O solo de CN apresentou 22.235 organismos divididos em seis filios, sendo o filo *Ascomycota* (38,9%) o de maior abundância, seguido de *Mucoromycota* (26,6%), de filo não identificado (21,7%) e *Basidiomycota* (12,6%), com os demais filios (*Glomeromycotina*, *Olpidiomycota* e *Chytridiomycota*) representando os 0,2% restantes.

De forma semelhante, o solo das pastagens com uso de DLS (A12 e A23) também apresentaram *Ascomycota* como dominante (61% dos organismos em A12 e 72,2% em A23), com maior abundância total na área de uso em médio prazo (A12, com 72.594 organismos) em relação ao de longo prazo (A23, com 32.088 organismos), entretanto, com maior riqueza sendo observada em A23, onde foram identificados 7 filios, contra 6 encontrados em A12.

Na sequência de *Ascomycota*, A12 apresentou os seguintes filios: não identificados (28,9%), *Basidiomycota* (4%), *Mucoromycota* (2,7%), com os demais grupos representando 3,4% (*Chytridiomycota*, *Cryptomycota* e *Olpidiomycota*), enquanto em A23, foram: *Mucoromycota* (17%) e de filo não identificado (9,1%), com os demais filios contemplando 1,7% da abundância (*Chytridiomycota*, *Basidiomycota*, *Cryptomycota*, *Olpidiomycota* e *Blastocladiomycota*).

Tayyab *et al.* (2019) analisaram o solo do plantio de cana-de-açúcar com uso de dejetos de cabras e identificaram a presença de *Ascomycota*, *Zygomycota*, *Basidiomycota* e *Chytridiomycota*, nessa ordem, semelhante ao presente trabalho com exceção de *Zygomycota*, não encontrado neste estudo. Basidiomicetos (*Basidiomycota*) e alguns Ascomicetos (*Ascomycota*) são especializados na degradação da lignina no solo (Bohacz, 2018), além de serem os filios de maior representatividade entre os fungos micorrízicos (Moreira e Siqueira, 2006), sendo comum sua presença em áreas de pastagem. Embora ambos compartilhem de proximidade filogenética (Hibbett *et al.*, 2007), demonstraram comportamento distintos conforme o tempo de uso de

DLS, que favoreceu maior representatividade dos Ascomicetos ao contrário dos Basidiomicetos, que apresentaram queda na frequência relativa nos solos com uso de DLS.

Ainda, podemos enfatizar que apenas os solos das pastagens com uso de DLS (A12 e A23) apresentaram o filo *Cryptomycota*, enquanto somente a pastagem com uso em longo prazo (A23) foi possível detectar *Blastocladiomycota*. O filo *Cryptomycota* é novo e teve sua descrição primária em 2011 (Jones *et al.*, 2011; Paz, 2020), necessitando ainda de pesquisas para seu melhor entendimento. De forma semelhante, *Blastocladiomycota* foi reclassificado a partir de *Chytridiomycota* para um novo filo em 2006 (James *et al.*, 2006), sendo ainda os estudos sobre a biodiversidade de organismos zoospóricos escassos (Rocha *et al.*, 2016).

Se tratando de gêneros de fungos, um total de 152 grupos foram identificados, com 11 deles representando ao menos 1% da abundância relativa total, nessa ordem: de gênero não identificado (29,9%), *Fusarium* (25,7%), *Preussia* (8,7%), *Linnemannia* (5,9%), “outros” (3,9%), *Allovalkampa* (3,8%), *Mortierella* (3,7%), *Curvularia* (3,1%), *Pyrenochaetopsis* (2,4%), *Podospora* (2,1%), *Entomortierella* (1,9%) e *Bipolaris* (1,8%), com os 28 primeiros grupos (26 gêneros, grupo “outros” e de gênero não identificado) sendo representados graficamente na Figura 4.

O tratamento ADLS mostrou apenas 12 gêneros (Figura 4), sendo: “outros” (29,7%), de gênero não identificado (27,1%), *Phallus* (22,6%) e *Mucor* (20,6%) os mais abundantes. Além da menor riqueza, o ADLS mostrou a menor abundância de fungos, além do maior valor dos índices IS e os menores de H' e J, sendo o tratamento de menor diversidade de fungos (Tabela 5), semelhante ao ocorrido na análise de bactérias e arqueas, com exceção da abundância (Tabela 4).

O gênero *Phallus* foi revisado em 1996 (Kreisel, 1996) e compõe um grupo chamado de fungos gasteróides, caracterizados por formarem esporos dentro de basidiomas com himênio fechado (Fernandes *et al.*, 2021), sendo considerado um importante grupo de saprófitas, podendo ser encontrado em diferentes ecossistemas, degradando diferentes tipos de substrato como madeira morta, serapilheira, esterco, entre outros, embora se conheça muito

pouco sobre a estrutura e dinâmica de suas comunidades em ecossistemas brasileiros (Alves, 2017).

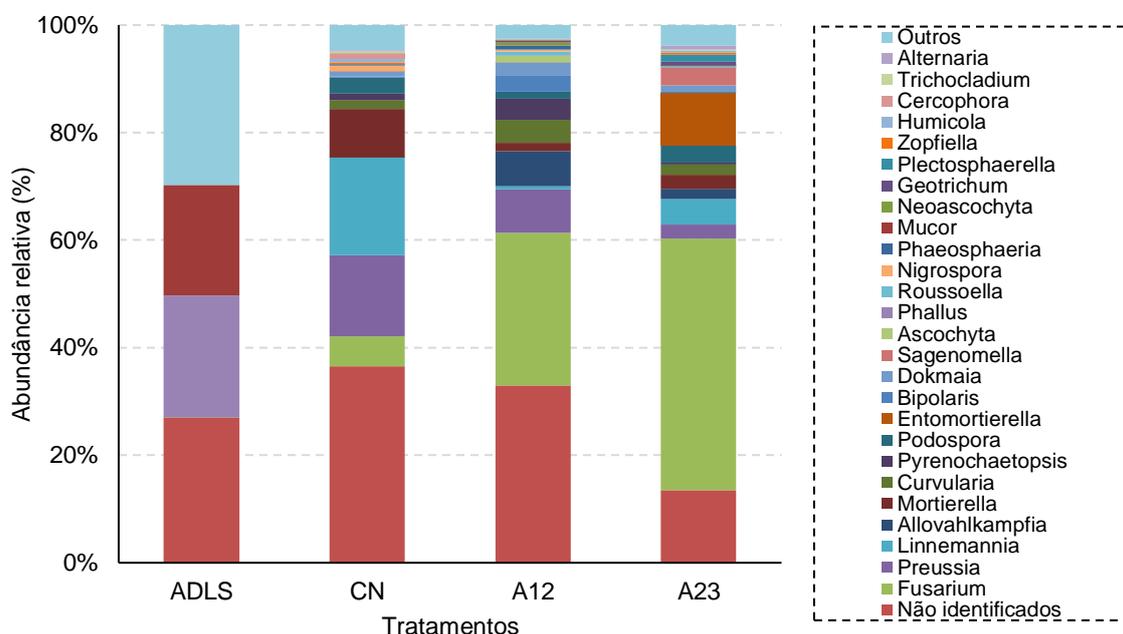


Figura 4 – Abundância relativa (%) de fungos em nível de gênero em dejetos líquidos de suínos (ADLS), solo de campo nativo (CN) e de pastagens com uso sucessivo de DLS em médio (A12) e longo prazo (A23). Três Passos, RS, 2024.

*Mucor*, por sua vez, é um fungo filamentosamente saprófita encontrado no solo, em plantas e em frutas em decomposição (Actor, 2012; Paramyphyotou *et al.*, 2014), sendo possível detectá-lo em diversos ambientes (Bala *et al.*, 2015; Ziaee *et al.*, 2016).

Tabela 5 – Abundância total, riqueza de fungos e índices de dominância de Simpson ( $I_s$ ), de diversidade de Shannon ( $H'$ ) e de Uniformidade de Pielou ( $J$ ) em dejetos líquidos de suínos (ADLS) e solo de campo nativo (CN) e pastagens com uso sucessivo de DLS em médio (A12) e longo prazo (A23). Três Passos, RS, 2023.

Parâmetros	Tratamentos			
	ADLS	CN	A12	A23
$I_s$	0,206	0,153	0,214	0,292
$H'$	0,798	1,027	0,974	0,898
$J$	0,766	0,499	0,495	0,461
Abundância	4.359	67.681	119.256	45.969
Riqueza	12	115	94	90

O campo nativo (CN) apresentou a maior riqueza de gêneros de bactérias entre os tratamentos (115 gêneros), além de apresentar o menor índice de dominância ( $I_s$ ) e os maiores índices de diversidade ( $H'$ ) e equabilidade entre gêneros, mostrando ser o ambiente de maior diversidade de

fungos, diferente do observado analisando bactérias e arqueas. Cinco gêneros apresentaram ao menos 3% da abundância relativa nessa área, sendo: de gênero não identificado (36,6%), *Linnemannia* (18,2%), *Preussia* (15,1%), *Mortierella* (8,9%), *Fusarium* (5,5%) “outros” (4,7%) e *Podospora* (3,0%), nessa ordem.

*Linnemannia*, dominante em CN, é amplamente encontrado desde ambientes nativos (Delgado *et al.*, 2021) à de agricultura orgânica (Nam *et al.*, 2023), além de ser abundantes em habitats alpinos e subalpinos (Telagathoti *et al.*, 2021) e, possuem o potencial de promover o crescimento de plantas e a produção de sementes (Vandepol *et al.*, 2022).

Nas pastagens com uso sucesso em médio (A12) e longo prazo (A23), 94 e 90 gêneros foram identificados, respectivamente, indicando acréscimo inicial na abundância de organismos em relação à CN (77%), seguido de uma queda acentuada nesse fator (61,5%), além de um contínuo decréscimo da riqueza conforme os anos de utilização de dejetos, sendo possível confirmar essa tendência ao observarmos os índices de diversidade (Is, H' e J).

As evidências sugerem haver relação entre a queda da diversidade e abundância de fungos (e o inverso para bactérias) com os atributos físicos dos solos que receberam aplicação de DLS (Tabela 2), havendo maior teor de argila e menor de areia em A23 comparado à A12, além de maior microporosidade e retenção de água na tensão do ponto de murcha permanente (PMP, -1500 kPa), com uma diminuição considerável e contínua da condutividade hidráulica do solo saturado (Ksat) conforme o tempo de uso de DLS, com A12 apresentando 37,9% deste valor comparado o CN, enquanto A23 apenas 8,1%, o que indica uma diminuição na continuidade de poros, com tudo culminando em uma retenção de água maior nestes locais (A12 e A23), favorecendo o aumento de umidade e diminuição da troca de gases no solo, afetando assim, os organismos do solo.

A condutividade hidráulica é a capacidade do solo em transmitir água em seu interior (Brady e Weil, 2013) e, a caracterização da porosidade do solo está diretamente ligada a dinâmica da água e solutos, além das trocas gasosas no seu interior (Lima *et al.*, 2007), com solos argilosos favorecendo a retenção de água, enquanto solos arenosos favorecem à transmissão de água, garantindo uma boa drenagem e aeração, porém uma baixa umidade (Augusto *et al.*,

2022). Ainda, os macroporos do solo têm tamanho suficiente para acomodar raízes e habitat de fungos, enquanto os microporos servem como habitat da maioria das bactérias (Prevedello *et al.*, 2013; Augusto *et al.*, 2022).

Em A12, os fungos de gênero não identificado (32,9%) foi o grupo de maior representatividade, seguido de seis gêneros com representatividade mínima de 3%, com dominância de *Fusarium* (28,4%), além de *Preussia* (8,1%), *Allovalkampa* (6,5%), *Curvularia* (4,3%), *Pyrenochaetopsis* (3,9%) e *Dokmaia* (3,2%). Em A23, cinco gêneros apresentaram ao menos 3% da abundância, com *Fusarium* sendo dominante (46,8%), indicando que esse gênero aumenta sua representatividade (embora diminua sua abundância total) conforme os anos de utilização de dejetos suínos, seguido de fungos de gênero não identificado (13,4%), *Entomortierella* (9,7%), *Linnemannia* (4,8%), “outros” (3,9%), *Podospora* (3,3%) e *Sagenomella* (3,2%).

Adicionalmente à diminuição de gêneros que ocorrem em pastagem com uso de DLS, há também uma seleção dos gêneros que ocorrem nessas áreas, como os casos de *Rousoella* e *Neoascochyta*, sendo identificados somente nessas áreas (A12 e A23) e, de *Entomortierella* ocorrendo somente em A23.

*Fusarium* é constantemente descrito na literatura como patogênico (Nam *et al.*, 2023), sendo dominante nas áreas com dejetos (A12 e A23), ao contrário do descrito por Tayyab *et al.* (2019), que encontrou *Fusarium* dominante em solo nativo, mas não em áreas com adição de materiais orgânicos, embora vários estudos tenham demonstrado que a adição de materiais orgânicos tenham um impacto significativo no controle de doenças de plantas causadas por esse gênero (Rafin e Tirilly, 1995; Tayyab *et al.*, 2019; Nguyem *et al.*, 2022).

O gênero *Preussia*, que foi codominante nas áreas CN e A12, diminuindo consideravelmente sua ocorrência em A23, é considerado ecologicamente diverso, mas ainda pouco compreendido cientificamente (Zhou *et al.*, 2023), com várias espécies conhecidas por produzir metabólitos secundários (Weber e Gloer, 1991; Mapperson *et al.*, 2014), possuindo potencial de melhorar o crescimento e o rendimento das culturas (Al-Hosni *et al.*, 2018).

#### 4.4.3 Análise de componentes principais (ACP)

Entre bactérias e arqueas, 15 grupos (13 gêneros, de gênero não identificado e “outros”) apresentaram ao menos 3,0% de abundância relativa em pelo menos um dos tratamentos, critério utilizado para filtrar a grande quantidade de grupos identificados (194 no total) no presente trabalho, com todos presentes em pelo menos três ambientes (dos quatro analisados), exigência desta análise.

As variáveis foram distribuídas em dois componentes principais, que explicaram 97,4% da variância (Tabela 6), com o primeiro componente elucidando 57,2% da variância, composto pela riqueza de gêneros (Rqz) e pelos índices de diversidade (H' e J), além dos gêneros *Bradyrhizobium*, *Actinoplanes*, *Pseudolabrys*, *Gaiella*, *Devosia*, *Microvirga* e *Mycobacterium*, com suas ocorrências associadas aos solos com uso de DLS (A12 e A23), sendo encontrados somente nos solos analisados (CN, A12 e A23) (Figura 5).

Tabela 6 – Análise de componentes principais (ACP) dos atributos biológicos (riqueza, abundância e índices de diversidade  $I_s$ , H' e J) e gêneros de bactérias. Três Passos, RS, 2024.

Componente da variância	Componente principal	
	1	2
Autovalores	11,44	8,04
% da variância explicada	57,21	40,20
% da variância acumulada	57,21	97,41
Indicador de qualidade	Matriz de correlação	
Riqueza (Rqz)	<b>0,960</b>	-0,270
Abundância (Abd)	-0,333	<b>0,943</b>
Índice de Simpson ( $I_s$ )	<b>-0,998</b>	0,067
Índice de Shannon (H')	<b>0,984</b>	-0,178
Índice de Pielou (J)	<b>0,983</b>	-0,178
<i>Clostridium</i>	-0,380	<b>0,925</b>
<i>Bacillus</i>	<b>-0,755</b>	0,640
<i>Terrisporobacter</i>	-0,387	<b>0,922</b>
Não identificados (Ñ-ID)	-0,131	<b>0,991</b>
<i>Turicibacter</i>	-0,387	<b>0,922</b>
<i>Bradyrhizobium</i>	<b>0,962</b>	0,274
<i>Niallia</i>	-0,308	<b>-0,930</b>
<i>Actinoplanes</i>	<b>0,759</b>	0,239
<i>Pseudolabrys</i>	<b>0,920</b>	0,251
<i>Gaiella</i>	<b>0,962</b>	0,274
<i>Devosia</i>	<b>0,962</b>	0,274
<i>Microvirga</i>	<b>0,962</b>	0,274
<i>Mycobacterium</i>	<b>0,962</b>	0,274
<i>Neobacillus</i>	-0,256	<b>-0,967</b>
Outros	0,486	<b>0,874</b>

\*Valores em negrito apresentam carga fatorial > 0,700 para o respectivo componente principal.

Ainda, o gênero *Bacillus*, bem como o índice  $I_s$ , que demonstra a dominância de grupos sobre os demais, mostraram-se ser afetados pelo uso de

DLS no solo, com *Bacillus* diminuindo sua representatividade de 37,6 % para 18,3 (A12) e 14,3 % (A23).

O segundo componente esclareceu 40,20% da variância total, composto pela abundância de organismos e os gêneros *Clostridium*, *Terrisporobacter*, *Turicibacter* e o grupo de gênero não identificado, todos fortemente associados ao dejetos de suínos (ADLS, Figura 5), e, o grupo “outros”, que reúne todos os gêneros com representatividade menor que 0,2% da abundância relativa total mostrando-se estarem relacionados às áreas de pastagem com uso sucessivo de DLS em médio e longo prazo (A12 e A23). Por fim, os gêneros *Niallia* e *Neobacillus* mostraram-se ser afetados negativamente pelo uso de DLS no solo, estando associados ao ambiente de campo nativo (CN).

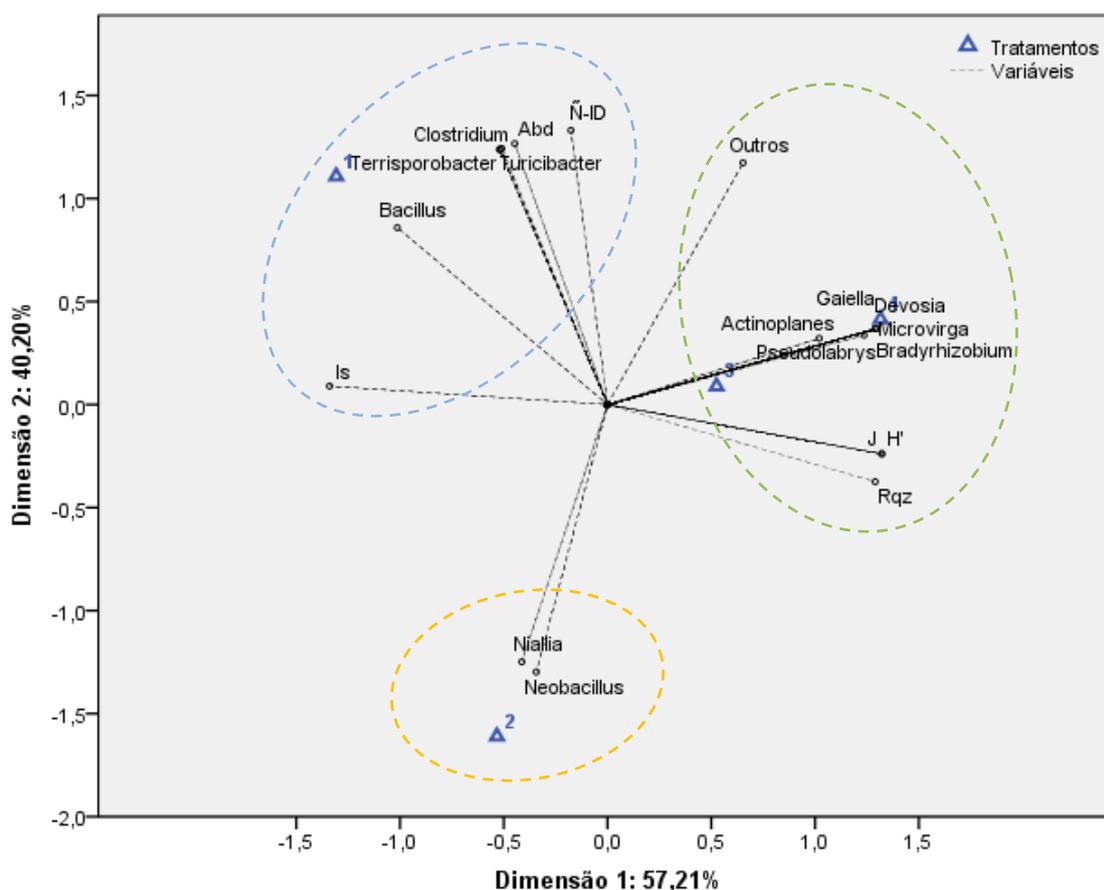


Figura 5 – Gráfico representativo (*biplot*) da análise de componentes principais (ACP) entre os tratamentos (1 ao 4), os atributos biológicos (riqueza, abundância e índices de diversidade *Is*, *H'* e *J*) e gêneros de bactérias. Três Passos, RS, 2024.

Onde: 1 = dejetos líquidos de suínos (ADLS); 2 = solo de campo nativo (CN); 3 = pastagem com uso sucessivo de DLS em médio (A12) e; 4 = longo prazo (A23); *Rqz* = riqueza; *Abd* = abundância de microrganismos.

Na ACP dos gêneros de fungos, foram utilizados 13 grupos (11 gêneros, de gênero não identificado e “outros”; Tabela 7) que apresentaram ao menos 3,0% de abundância em pelo menos um dos tratamentos dos 152 grupos totais observados, tendo os gêneros *Entomortierella* e *Mucor* atendido a esse requisito, embora tenham ocorrido em apenas em um (A23) e dois ambientes (ADLS e A23), respectivamente, não atendendo à pelo menos três casos ativos para a realização da ACP.

As variáveis divididas em dois componentes principais explicaram 96,3% da variância total, onde 55,1% da variância foi elucidada no primeiro componente, composto pela riqueza de organismos, índice de Shannon (H') e os gêneros *Linnemannia*, *Mortierella* e *Podospora*, importantes para segregar o CN dos demais tratamentos, enquanto *Pyrenochaetopsis* e *Curvularia* apresentaram associação ao A12 e, o gênero *Preussia* e “outros” aos dois tratamentos anteriores, ou seja, presentes desde o ambiente nativo até a transição para uso de dejetos em médio prazo (Figura 6). Ainda, *Phallus* apresentou grande afinidade ao ADLS, enquanto os organismos não identificados auxiliaram na segregação de todos os tratamentos.

Tabela 7 – Análise de componentes principais (ACP) dos atributos biológicos (riqueza, abundância e índices de diversidade Is, H' e J) e gêneros de fungos. Três Passos, RS, 2024.

Componente da variância	Componente principal	
	1	2
Autovalores	9,93	7,42
% da variância explicada	55,14	41,20
% da variância acumulada	55,14	96,34
Indicador de qualidade	Matriz de correlação	
Riqueza (Rqz)	<b>0,815</b>	-0,518
Abundância (Abd)	0,661	0,750
Índice de Simpson (Is)	-0,740	0,673
Índice de Shannon (H')	<b>0,986</b>	-0,162
Índice de Pielou (J)	-0,254	<b>-0,860</b>
Não identificados (N-ID)	0,717	0,697
<i>Fusarium</i>	0,222	<b>0,975</b>
<i>Preussia</i>	<b>0,937</b>	0,227
<i>Linnemannia</i>	<b>0,815</b>	-0,518
<i>Allovalkampa</i>	-0,051	<b>0,999</b>
<i>Mortierella</i>	<b>0,986</b>	-0,165
<i>Curvularia</i>	<b>0,937</b>	0,227
<i>Pyrenochaetopsis</i>	<b>0,937</b>	0,227
<i>Podospora</i>	<b>0,986</b>	-0,165
<i>Bipolaris</i>	-0,051	<b>0,999</b>
<i>Sagenomella</i>	-0,170	<b>0,960</b>
<i>Phallus</i>	<b>-0,815</b>	0,518
Outros	<b>0,855</b>	0,519

\*Valores em negrito apresentam carga fatorial > 0,700 para o respectivo componente principal.

Já no segundo componente, que explicou 41,20% da variância, pode-se notar que os gêneros *Allovalkhampfia* e *Bipolaris* foram gêneros capazes de diferenciar a área de uso de dejetos em médio prazo (A12), além de *Fusarium* em ambas as áreas com uso de dejetos (A12 e A23) e, *Segenomella*, que demonstrou afinidade à pastagem com uso sucessivo em longo prazo (A23). Por fim, o ADLS mostrou-se associado ao índice Pielou, evidenciando maior equibilidade entre os poucos gêneros encontrados no dejetos e, a abundância de organismos, ficando entre A12 e CN, tratamentos com maior quantidade de fungos.

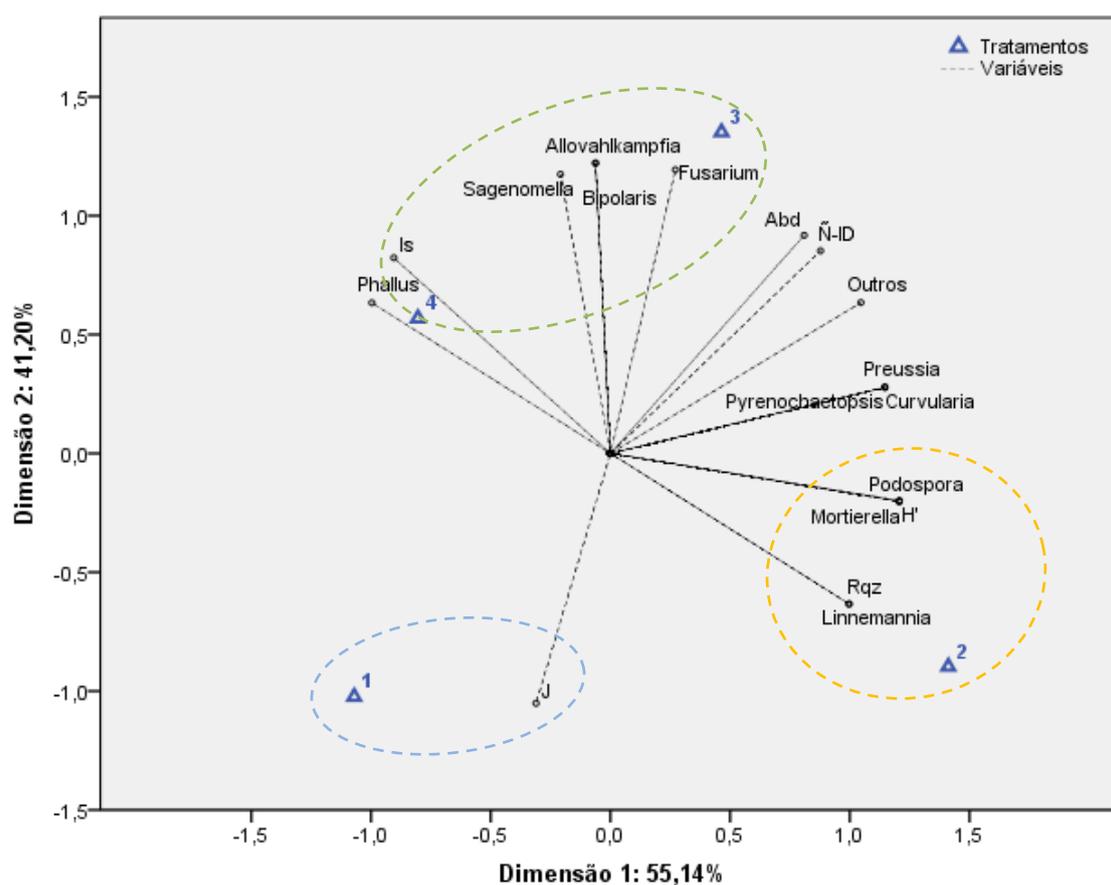


Figura 6 – Gráfico representativo (*biplot*) da análise de componentes principais (ACP) entre os tratamentos (1 ao 4), os atributos biológicos (riqueza, abundância e índices de diversidade Is, H' e J) e gêneros de fungos. Três Passos, RS, 2024.

Onde: 1 = dejetos líquidos de suínos (ADLS); 2 = solo de campo nativo (CN); 3 = pastagem com uso sucessivo de DLS em médio (A12) e; 4 = longo prazo (A23); Rqz = riqueza; Abd = abundância de microrganismos.

## 4.5 Conclusões

O uso de dejetos suínos em pastagens (A12), bem como um tempo maior de uso (A23), estimularam a diversidade e a abundância de bactérias no solo, aumentando a quantidade de organismos dos filos *Proteobacteria*, *Actinobacteria*, *Nitrospirae*, *Bacteroidetes*, *Acidobacteria* e *Verrucomicrobia*, além de permitir a ocorrência *Gemmatimonadetes* e *Chloroflexi*, inexistentes em campo nativo (CN).

Arqueas foram identificados apenas no dejetos líquido de suínos (ADLS), não sendo detectados no solo das pastagens nativas ou com dejetos.

A abundância de fungos em áreas de pastagem com uso de dejetos suínos é inicialmente promovida, seguida de um decréscimo em longo prazo, além da diminuição contínua da diversidade de fungos ao longo do tempo (médio e longo prazo), havendo ainda uma seleção de gêneros que ocorrem somente nessas áreas, com as evidências indicando ser um efeito indireto do DLS, através das mudanças nas propriedades físicas do solo.

Se tratando de fungos, os filos *Ascomycota* e *Basidiomycota* demonstraram ser os organismos de maior representatividade entre os tratamentos analisados, que embora compartilhem de proximidade filogenética, apresentaram comportamento distintos conforme o tempo de uso de DLS (A12 e A23), favorecendo maior representatividade de *Ascomycota* ao contrário de *Basidiomycota*, que demonstraram queda na frequência relativa nos solos com uso de DLS.

A análise de componentes principais evidenciou que a maior parte dos atributos biológicos (riqueza, abundância e índices) e a ocorrência dos gêneros de bactérias e fungos, podem ser associados ao dejetos, à pastagem nativa e as com uso sucessivo de dejetos líquido de suínos em médio e longo prazo.

#### 4.6 Referências

AISLABIE, J., DESLIPPE, J.R. Soil microbes and their contribution to soil services. In: DYMOND, J. R., **Ecosystem Services in New Zealand e Conditions and Trends**. Manaaki Whenua Press, Lincoln, New Zealand, 2013. p.143-161.

ACTOR, J.K. **Elsevier's Integrated Review Immunology and Microbiology**. 2.ed. Elsevier, 2012. pg.139-146.

AL-HOSNI, K. *et al.* Preussia sp. BSL-10 producing nitric oxide, gibberellins, and indole acetic acid and improving rice plant growth. **J Plant Interact**, v.13, p.112–118, 2018.

ALVES, C.R. **Estudo da comunidade de fungos gasteroides (Agaricomycetes, Basidiomycota) em três ecossistemas da Mata Atlântica da Região Sul do Brasil**. 2011. 113 f. Tese (Doutorado em Botânica) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2011.

ARANGO, V.V. **Potencial de geração de biogás na codigestão de dejetos bovino e Hydrilla verticillata diluídos em lactossoro**. 2022. 56 f. Dissertação (Mestrado em Energia e Sustentabilidade) - Instituto Latino-Americano de Tecnologia, Infraestrutura e Território da Universidade Federal da Integração Latino-Americana, Foz do Iguaçu, 2022.

AUGUSTO, M.V.S. *et al.* Preservação de Recursos Naturais Através de Práticas de Manejo e seus Impactos na Qualidade Física do Solo. **Uniciencias**, v.26, n.2, p.108-119, 2022.

AZEVEDO, J.L.; PAMPHILE, J.A.; QUECINE, M.C.; LACAVAL, P.T. (orgs) **Biotechnologia microbiana ambiental**. Maringá: Eduem, 2018. 331 p.

BALA, K. *et al.* A prospective study of mucormycosis in north India: experience from a tertiary care hospital. **Med Mycol**, v.53, n.3, p.248-257, 2015.

BOHACZ, J. Microbial strategies and biochemical activity during lignocellulosic waste composting in relation to the occurring biothermal phases. **Journal of Environmental Management**, v.206, p.1052–1062, 2018.

BOHRER, R.E.G. *et al.* Evaluation of bacterial diversity in a swine manure composting system contaminated with veterinary antibiotics (VAs). **Archives of Microbiology**, v.205, art. 85, 2023.

CADO, M.S.M. **Diversidade de bactérias cultiváveis do solo do Cerrado brasileiro**. 2012. 86 p. Dissertação (Mestrado em Microbiologia Agrícola) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2012.

CANHOS, V. P. *et al.* Diversidade no domínio bactéria. In: JOLY, C. A.; BICUDO, C. E. M. (orgs). **Biodiversidade do estado de São Paulo, Brasil:**

**síntese do conhecimento ao final do século XX.** 1 Microorganismos & Vírus. São Paulo: FAPESP, 1997. p.1-13.

CHRISTOFF, A.P. *et al.* Bacterial identification through accurate library preparation and high-throughput sequencing. **White Paper: Bacterial NGS Sequencing**, mai. 2017, 2017.

DELGADO, E.F. *et al.* Soil Fungal Diversity of the Aguarongo Andean Forest (Ecuador). **Biology**, v.10, n.12, art.1289, 2021.

DIAS, A.C.F. *et al.* Isolation of micropropagated strawberry endophytic bacteria and assessment of their potential for plant growth promotion. **WorldJournal of Microbiology and Biotechnology**, Dordrecht, v.25, n.2, p.189-195, fev. 2009.

DING, J.; XU, N. Variations of soil bacterial microbial community and functional structure under different land-uses. **Rev Bras Cienc Solo**, art. 46:e0220090, 2022.

DUAN, P, *et al.* Functional diversity of soil microbial communities during degradation of alpine wetlands in Qinghai-Tibet Plateau. **Acta Agrestia Sinica**, v.28, p.759-767, 2020.

FERNANDES, N.S.R. *et al.* Contribuição ao conhecimento de fungos gasteroides (Agaricomycetes, Basidiomycota) do Estado de São Paulo, Brasil. **Hoehnea**, v. 48, e432020, pg.1-8, 2021.

FERRY, J.G. Fundamentals of methanogenic pathways that are key to the biomethanation of complex biomass. **Curr Opin Biotechnol**, v.22, p.351-357, 2011.

FRANKE-WHITTLE, I.H. *et al.* Changes in the microbial communities during co-composting of digestates. **Waste Manag**, v.34, p.632–641, 2014.

FOLLMANN, F.M. *et al.* Determinação da fragilidade ambiental de uma bacia hidrográfica em relação à suinocultura utilizando SIG. **Ciência e Natura**, Santa Maria, v.40, n.33, 2018.

GELLIE, N.J.C. *et al.* Revegetation rewilds the soil bacterial microbiome of an old field. **Molecular Ecology**, v.26, n.11, p.2895-2904, 2017.

GRIFFITH, G. *et al.* Anaerobic fungi: Neocallimastigomycota. **IMA Fungus, Berkeley**, v.1, n.2, p.181-185, 2010.

GRUNINGER, R. *et al.* Anaerobic fungi (phylum Neocallimastigomycota): advances in understanding their taxonomy, life cycle, ecology, role and biotechnological potential. **FEMS Microbiology Ecology**, Amsterdam, v.90, n. 1, p.1-17, 2014.

HIBBETT, D.S. *et al.* A higher-level phylogenetic classification of the Fungi. **Mycological Research**, v.111, n.5, p.509-547, 2007.

JAMES, T.Y. *et al.* A molecular phylogeny of the flagellated fungi (Chytridiomycota) and the description of a new phylum (Blastocladiomycota). **Mycologia**, v.98, p.860-871, 2006.

JONES, M.D.M. *et al.* Validation and justification of the phylum name Cryptomycotaphyl. **IMA fungus**, v.2, n.2, p.173-175, nov.2011.

KHAM, M.A.I. *et al.* Microbial diversity changes with rhizosphere and hydrocarbons in contrasting soils. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.156, p. 434–442, 2018.

KNIGHT, E.; HARDY, R.W.F. Isolation and characteristics of flavodoxin from Nitrogen-fixing *Clostridium pasteurianum*. **The Journal of Biological Chemistry**, Rockville, v.241, n.12, p.2752-2756, 1966.

KÖPPEN, W.; GEIGER, R. **Klimate der Erde. Gotha: Verlag Justus Perthes.** Wall-map 150cm x 200cm, 1928.

KREISEL, H. A preliminary survey of the genus *Phallus* sensu lato. **Czech Mycology**, v.48, n.4, p.273-281, 1996.

KUMARI, P. *et al.* Variations in abundance, diversity and community composition of airborne fungi in swine houses across seasons. **Scientific Reports**, v.6, art. 37929, 2016.

LI, C. *et al.* Occurrence of antibiotics in soils and manures from greenhouse vegetable production bases of Beijing, China and an associated risk assessment. **Sci. Total Environ.**, v.19, p.521-522, p.101-107, 2015.

LI, J. *et al.* Reclamation of desert land to different land-use types changes soil bacterial community composition in a desert-oasis ecotone. **Land Degrad Dev**, v.32, p.1389-1399, 2021.

LIM, J.S. *et al.* Comparison of microbial communities in swine manure at various temperatures and storage times. **Asian-Australas J Anim Sci**, v.31, n.8, p.1373-1380, Ago. 2018.

LIMA, C.G.R. *et al.* Correlação linear e espacial entre a produtividade de forragem, a porosidade total e a densidade do solo de Pereira Barreto (SP). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.31, n.6, p.1233-1244, 2007.

LIN, C.Y. *et al.* Responses of different degradation stages of alpine wetland on soil microbial community in the yellow river source zone. **Environ Sci**, v.42, p.3971-3984, 2021.

LUPWAYI, N.Z. *et al.* Relating crop productivity to soil microbial properties in acid soil treated with cattle manure. **Agron. J.**, v.106, p.612–621, 2014.

MAPPERSON, R.R. *et al.* The diversity and antimicrobial activity of *Preussia* sp. endophytes isolated from Australian dry rainforests. **Curr Microbiol**, v.68, p.30–37, 2014.

MOREIRA, F.M.S.; SIQUEIRA, J.O. **Microbiologia e Bioquímica do Solo**. 2.ed. Lavras: Editora UFLA, 2006. 729 p.

NAM, B.; LEE, H.J.; CHOI, Y.J. Organic Farming Allows Balanced Fungal and Oomycetes Communities. **Microorganisms**, v.11, n.5, art.1307, 2023.

NGUYEN, H.D.T. *et al.* Whole genome sequencing and phylogenomic analysis show support for the splitting of genus *Pythium*. **Mycologia**, v.114, p.501–515, 2022.

PARAMYTHIOTOU, E. *et al.* Invasive fungal infections in the ICU: how to approach, how to treat. **Molecules**, v.19, n.1, p.1085-1119, 2014.

PAZ, F.S. **Seleção de fungos autóctones para biorremediação do igarapé Judia da cidade de Rio Branco – Acre**. 2020. 86 f. Dissertação (Mestrado em Ciência, Inovação e Tecnologia para a Amazônia)– Universidade Federal do Acre, Rio Branco, 2020.

PEREIRA, A.P.A. *et al.* Shifts in the bacterial community composition long deep soil profiles in monospecific and mixed stands of *Eucalyptus grandis* and *Acacia mangium*. **PLoS ONE**, v.12, p.1-15, 2017.

PREVEDELLO, J. *et al.* A funcionalidade do Sistema poroso do solo em floresta de eucalipto sob Argissolo. **Scientia Forestalis**, v.41, n.100, p.557-566, 2013.

RAFIN, C.; TIRILLY, Y. Characteristics and pathogenicity of *Pythium* spp. associated with root rot of tomatoes in soilless culture in Brittany, France. **Plant Pathol.**, v.44, p.779–785, 1995.

RAMIREZ, P.J. **Análisis de comunidades de bacterias y arqueas en tapetes microbianos hipersalinos, con énfasis en arqueas metanógenas metilotróficas dependientes de hidrógeno**. 2021. 110 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, La Paz, 2021.

RIEKE, E.L. *et al.* Temporal Dynamics of Bacterial Communities in Soil and Leachate Water After Swine Manure Application. **Frontiers in Microbiology**, v. 9, art. 3197, dez., 2018.

ROCHA, J.R.S. *et al.* The genus *Allomyces* (Blastocladiomycota) in the State of Piauí, Brazil. **Hoehnea**, v. 43, n. 3, p. 487-495, 2016.

RODRIGUES, H.; FRAGA, R. Phosphate solubilizing bacteria and their role in plant growth promotion. **Biotechnology Advances**, v.17, n.4-5, p.319-339, 1999.

SANT'ANNA, G.S.L. **Diversidade Bacteriana em Solos Cultivados com Diferentes Plantas de Cobertura sob Sistema Plantio Direto e Convencional em Unidade de Produção Orgânica**. 2020. 60 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2020.

SANTOS, H.G. *et al.* **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5.ed., rev. e ampl. – Brasília: Embrapa, 2018. 356 p.

SINISCALCHI, L.A.B. *et al.* Enriquecimento de microrganismos metanotróficos a partir de lodo de reator UASB tratando esgotos domésticos. **Eng Sanit Ambient**, v.21, n.1,p.109-112, 2016.

STRECK, E.V.; KÄMPF, N.; DALMOLIN, R.S.D.; KLAMT, E.; NASCIMENTO, P.C.; SCHNEIDER, P.; PINTO, L.F.S. **Solos do Rio Grande do Sul**. 2.ed. Porto Alegre: EMATER/RS, 2008. 222 p.

TAYYAB, M. *et al.* Short-Term Effects of Different Organic Amendments on Soil Fungal Composition. **Sustainability**, n.11, art.198, 2019.

TEIXEIRA, L.C.R.S. *et al.* Bacterial diversity in rhizosphere soil from Antarctic vascular plants of Admiralty Bay, maritime Antarctica. **ISME Journal**, v.4, p.989–1001, 2010.

TELAGATHOTI, A.; PROBST, M.; PEINTNER, U. Habitat, Snow-Cover and Soil pH, Affect the Distribution and Diversity of Mortierellaceae Species and Their Associations to Bacteria. **Front. Microbiol.**,v.12, art. 669784, jul. 2021.

VAL-MORAES, S.P. *et al.* Diversidade de bactérias de solo sob vegetação natural e cultivo de hortaliças. **Revista Ciência Agronômica**, v.40, n.1, p.7-16, jan-mar, 2009.

VANDEPOL, N. *et al.* *Linnemannia elongata* (Mortierellaceae) stimulates *Arabidopsis thaliana* aerial growth and responses to auxin, ethylene, and reactive oxygen species. **PLoS ONE**, n. 17, e0261908, 2022.

VOGEL, S.; CONEDERA, M. Effects of land use-induced vegetation and topography changes on soil chemistry in the Southern Alps (Ticino, Switzerland). **Plant Soil Environ**, v.66, p.73-80, 2020.

WEBER, H.A.; GLOER, J.B. The preussomerins: novel antifungal metabolites from the coprophilous fungus *Preussia isomera* Cain. **J Org Chem**, v.56, p.4355–4360, 1991.

XUN, W. *et al.* Significant alteration of soil bacterial communities and organic carbon decomposition by different long-term fertilization management conditions of extremely low-productivity arable soil in South China. **Environmental Microbiology**, v.18, n.6, p.1907–1917, 2015.

XUN, W. *et al.* Swine manure and quicklime have different impacts on chemical properties and composition of bacterial communities of an acidic soil. **Applied Soil Ecology**, v.100, p.38–44, 2016.

ZIAEE, A. *et al.* Identification of Mucorales isolates from soil using morphological and molecular methods. **Curr Med Mycol**, v.2, n.1, p.13-19, mar. 2016.

ZHANG, B, *et al.* Soil depth and crop determinants of bacterial communities under tenbiofuel cropping systems. **Soil Biology & Biochemistry**, v.112, p.140-152, 2017.

ZHANG, R. *et al.* Contributions of the microbial community and environmental variables to antibiotic resistance genes during co-composting with swine manure and cotton stalks. **Journal of Hazardous Materials**, 2018.

ZHOU, W. *et al.* Temporal and Habitat Dynamics of Soil Fungal Diversity in Gravel-Sand Mulching Watermelon Fields in the Semi-Arid Loess Plateau of China. **Microbiology Spectrum**, v.11, n.3, p.1-17, 2023.

ZHOU, X. *et al.* Soil microbial community structure and diversity are largely influenced by soil pH and nutrient quality in 78-year-old tree plantations. **Biogeosciences**, v.14, p.2101-2111, 2017.

## **5 ARTIGO II - Atributos físico-hídricos do solo em pastagens sob uso sucessivo de dejetos líquido de suínos em médio e longo prazo em diferentes posições da paisagem**

### **5.1 Resumo**

A suinocultura no sul do Brasil gera grandes volumes de dejetos líquido de suínos (DLS), que são utilizados principalmente como fertilizante agrícola. A aplicação contínua desses resíduos pode alterar significativamente os atributos físico-hídricos do solo, influenciando processos como infiltração, retenção de água e a qualidade estrutural, que podem ou não ter interferência da posição da paisagem onde eles são dispostos, sendo este estudo essencial para produtividade agrícola e a sustentabilidade dos sistemas de manejo do solo em longo prazo. O objetivo deste trabalho foi analisar o efeito do uso sucessivo de dejetos líquido de suínos em médio e longo prazo em diferentes posições da paisagem sobre os atributos físico-hídricos do solo. Avaliaram-se três tratamentos: solo de pastagem com uso de DLS em médio (A12) e longo prazo (A23), além de campo nativo (CN), em três posições na paisagem (terço superior: Tsup; médio: Tmed; e, inferior: Tinf) e, duas profundidades do solo. Foram analisadas a densidade do solo (Ds), macro (Mac) e microporosidade (Mic), porosidade total (Pt), capacidade de água disponível (CAD), carbono orgânico total (COT), condutividade hidráulica do solo saturado (Ksat), além da curva de retenção de água no solo (CRAS). A Ksat foi mais elevada no Tsup de CN, enquanto A23 demonstrou maior COT em toda área, com maior ênfase no Tinf, enquanto A12 apresentou aumento somente em Tinf na profundidade superficial do solo, indicando haver um escoamento do DLS para as posições mais baixas da paisagem. Os atributos mais sensíveis ao uso de DLS foram: Ksat, COT e CRAS, sendo observado melhorias em A23 em relação a A12. Os dados evidenciaram alterações mínimas das posições na paisagem sobre a CRAS, havendo maior retenção de água em CN e A23 em relação a A12 em tensões baixas e elevadas, provavelmente devido a menor COT e Mic deste local.

Palavras-chave: física do solo; condutividade hidráulica do solo; capacidade de água disponível; curva de retenção de água.

### **5.2 Introdução**

O Brasil se destaca como um dos maiores produtores e exportadores mundiais de proteína animal, sendo que a suinocultura se sobressai como uma importante atividade na geração de renda nas áreas rurais, especialmente no Sul do país (Barros *et al.*, 2019). O aumento da demanda de alimentos proteicos e a mudança para operações de confinamento de suínos, resultou em maior disponibilidade de dejetos líquido de suínos (DLS), bem como na necessidade de sua destinação (Choudhary *et al.*, 1996) e, por conter nutrientes valiosos, é utilizado em terras agrícolas há mais de 8 mil anos

(Bogard *et al.*, 2013; Yost *et al.*, 2022), influenciando atributos físicos, químicos e biológicos do solo (Rieke *et al.*, 2018).

Atributos físico-hídricos do solo mostram-se essenciais para compreender vários processos do ciclo hidrológico (Centeno *et al.*, 2020) e do fluxo de água no solo, em ecossistemas naturais e antropizados (Alagna *et al.*, 2016; Pavão *et al.*, 2019). O conhecimento sobre a dinâmica da água no sistema solo-planta-atmosfera vem aumentando significativamente nas últimas décadas (Andrade *et al.*, 2020) e, os atributos físicos do solo são comumente estudados com suas propriedades hídricas, devido a correlação entre eles (Martins Filho *et al.*, 2020), desempenhando importante papel na produção agrícola, irrigação, infiltração, drenagem, estresse hídrico, evapotranspiração, bem como no transporte de valor, gás e solutos. A disponibilidade de água para as plantas, porém, não depende apenas da água que infiltra e é retida no solo, mas também da quantidade disponível e utilizada pelas plantas (Andrade *et al.*, 2020).

Dentre os diversos atributos físicos do solo, a curva de retenção de água do solo (CRAS) permite inferir sobre a distribuição de poros assim como sobre suas funções hidráulico-energéticas (Hillel, 1998; Armindo e Wendroth, 2016; Cássaro *et al.*, 2020). A capacidade do solo em reter água influencia diretamente na quantidade de água disponível para uma determinada cultura agrícola se desenvolver (Hillel, 1998), assim como a condutividade hidráulica do solo não saturado (Carducci *et al.*, 2013, Serafim *et al.*, 2013; Silva *et al.*, 2020).

Seguindo esta mesma linha, Stefanoski *et al.* (2013) afirma que a condutividade hidráulica do solo saturado ( $K_{sat}$ ) é um dos melhores indicadores da qualidade do solo, devido a este revelar diferenças estruturais entre as camadas do perfil do solo. Ellies *et al.* (1997) e Almeida *et al.* (2017) descrevem a  $K_{sat}$  como uma propriedade de grande importância por medir a facilidade com que os poros transmitem água, descrevendo a funcionalidade de seu sistema poroso, englobando propriedades relacionadas com a sua porosidade, como quantidade, tamanho, morfologia, continuidade e orientação dos poros.

Estes indicadores de qualidade física do solo são dependentes de várias características intrínsecas de cada solo, sendo resultado de uma ação

conjunta de atributos como textura, estrutura, mineralogia e do conteúdo de carbono orgânico total (COT) do solo (Beutler *et al.*, 2002).

A aplicação de DLS no solo pode promover alterações nos atributos físicos, como o aumento dos teores de carbono orgânico total (COT) do solo (Brunetto *et al.*, 2012; Comin *et al.*, 2013; Mergen Jr. *et al.*, 2019), que está relacionado à melhorias na agregação do solo (Franzluebbers, 2002; Comin *et al.*, 2013; Loss *et al.*, 2017; Soares, 2018), na manutenção da umidade do solo (Krajeski e Povaluk, 2014; Matsuoka *et al.*, 2019), além da aeração do pedoambiente e, conseqüentemente a retenção de água no solo (Franzluebbers, 2002; Soares, 2018), que também pode ser afetados pela posição na paisagem.

Em locais na paisagem onde ocorre escoamento superficial ou percolação no perfil do solo, os efeitos da aplicação de DLS podem ser amplificados (Basso *et al.*, 2012; Matsuoka *et al.*, 2019) e, por possuir alta concentração de sólidos em suspensão, pode vir a causar alterações na capacidade de infiltração de água no solo, além do entupimento de micro e macroporos, culminando no selamento superficial e, conseqüentemente, reduzir a disponibilidade de água para as culturas agrícolas (Oliveira *et al.*, 2000; Almeida Jr. *et al.*, 2020).

Dessa forma, existe a necessidade de se investigar os efeitos do uso sucessivo de DLS em posições distintas da paisagem, em longo prazo, sobre os atributos físico-hídricos do solo, visto que a prática da suinocultura está localizada predominantemente em regiões com média à elevada declividade, somado ainda a solos rasos e incipientes, culminando em potencial de danos ao meio ambiente ainda maior. Assim, o objetivo deste trabalho foi analisar o efeito do uso sucessivo de dejetos líquidos de suínos em médio e longo prazo em diferentes posições da paisagem (terço superior, médio e inferior) sobre os atributos físico-hídricos do solo.

### 5.3 Material e Métodos

#### 5.3.1 Localização e caracterização da área de estudo

O trabalho foi realizado em duas propriedades rurais (27° 30' S; 53° 56' W) situadas na Sub-bacia Hidrográfica do Lajeado Eral Novo, em Três Passos, na região noroeste do Rio Grande do Sul.

O clima da região é do tipo Cfa ou subtropical úmido com verão quente, com temperatura média anual de 20 °C e precipitação média entre 1.800 e 1.900 mm bem distribuídos ao longo do ano (Köppen e Geiger, 1928). Segundo Follmann *et al.* (2018) e Streck *et al.* (2008), as áreas declivosas dessa região apresentam um predomínio de associação de Neossolo Litólico e Chernossolo Argilúvico.

#### 5.3.2 Tratamentos e coletas de solo

O presente estudo avaliou o uso de dejetos líquidos de suínos (DLS) no solo, com delineamento inteiramente casualizado em sistema trifatorial (3 x 3 x 2), composto por três áreas e três posições na paisagem (terço superior: Tsup, terço médio: Tméd e, terço inferior: Tinf) em cada uma das áreas, além de duas profundidades do solo (0-7 e 7-14 cm). Foram selecionadas áreas representativas do manejo adotado na região, sendo: pastagem com uso sucessivo de DLS em médio (A12) e longo prazo (A23), com 12 e 23 anos de uso de DLS em uma dosagem de aproximadamente 200 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, respectivamente, além de uma área de campo nativo (CN) como testemunha. A Tabela 1 apresenta as características químicas do DLS que foi aplicado nas áreas A12 e A23. O DLS é proveniente de suínos em período de terminação, permanecendo em maturação por ao menos 90-120 dias em esterqueiras.

Tabela 1: Características do dejetos líquidos de suínos (DLS) utilizado em áreas de pastagens. Três Passos, RS, 2024.

C-orgânico	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O	Ca	Mg	Matéria seca
----- kg m <sup>-3</sup> -----						%
9,0	2,8	2,4	1,5	2,0	0,8	3,0

Amostras de solo foram coletadas em duas profundidades do solo, sendo aos 0-7 e 7-14 cm. Os solos foram caracterizados como Chernossolo

Argilúvico, Neossolo Litólico e Neossolo Regolítico (Santos *et al.*, 2018), de acordo com a sequência de tratamentos (CN, A12 e A23, na devida ordem), cuja as características estão descritas na Tabela 2.

Tabela 2: Características de vegetação, declividade, lotação e textura do solo (0 – 14 cm) em áreas de pastagem com uso sucessivo de dejetos líquidos de suíno há 12 anos (A12), há 23 anos (A23) e campo nativo (CN). Três Passos, RS, 2024.

Área	Vegetação	Declividade	Lotação	Profundidade	Argila	Silte	Areia	Textura
	Espécies	Classe	UA ha <sup>-1</sup>	cm	----- % -----			Classe
CN	Gramma-bermuda	Levemente ondulado	1 a 2	0-7	15,9	53,0	31,1	franco-siltosa
				7-14	15,4	61,8	22,8	franco-siltosa
A12	Tifton 85 + azevém	Fortemente ondulado	8 a 10	0-7	14,1	52,3	33,6	franco-siltosa
				7-14	13,3	52,2	34,5	franco-siltosa
A23	Tifton 85 + azevém	Fortemente ondulado	8 a 10	0-7	27,0	50,2	22,8	franco-siltosa
				7-14	15,4	61,8	22,8	franco-siltosa

\*Onde: UA = unidade animal (450kg ha<sup>-1</sup>); Gramma-bermuda = *Cynodon dactylon* L.; Tifton 85 = *Cynodon* spp.; Azevém = *Lolium multiflorum* L.

Foram coletadas 5 amostras deformadas e indeformadas (anéis volumétricos) de 0-7 cm e 5 amostras de 7-14 cm em cada posição da paisagem de cada tratamento, sendo acondicionadas em recipientes plásticos apropriados (indeformadas e parte das deformadas) e levadas ao Laboratório de Física do Solo da Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS, *campus* Cerro Largo), para determinação dos atributos físico-hidráulicos e, as deformadas encaminhadas ao Laboratório de Análise de Solos da Universidade Federal de Pelotas (UFPel) para determinação do carbono orgânico total (COT) do solo.

### 5.3.3 Análises físicas e químicas do solo

Foram determinadas a granulometria (areia, silte e argila, pelo método da pipeta), a densidade do solo (Ds, em estufa), macroporosidade (Mac), microporosidade (Mic) e porosidade total (Pt), a umidade no potencial de -6 kPa (denominada capacidade de campo, CC) em mesa de tensão e, -1500 kPa (ponto de murcha permanente, PMP) em equipamento WP4-T (Decagon Device, 2000), permitindo a determinação da capacidade de água disponível (CAD = CC – PMP) (Teixeira *et al.*, 2017), além da condutividade hidráulica do solo saturado (Ksat) em permeâmetro de carga constante (Libardi, 2005).

Por fim, foi determinado o teor de carbono orgânico total (COT) do solo seguindo metodologias descritas por Tedesco *et al.* (1995) e Donagema *et al.* (2011).

#### **5.3.4 Curva de retenção de água no solo (CRAS)**

A curva de retenção de água no solo (CRAS) foi determinada seguindo metodologias descritas em Reinert e Reichert (2006) e Teixeira *et al.* (2017). A mesa de tensão foi utilizada para determinar os conteúdos de água no solo retidos nas tensões de -6 e -10 kPa, o conjunto extrator de Richards nas tensões de -33 e -100 kPa (Teixeira *et al.*, 2017) e, o equipamento WP4-T (Decagon Device, 2000) nas tensões de -500 e -1500 kPa.

Dessa forma, a CRAS em cada ponto amostral foi composta por sete pontos experimentais [pares conteúdo de água no solo ( $\theta$ ) - tensão de água no solo], sendo: -0; -6; -10; -33; -100; -500 e -1500 kPa. A partir disso, cada CRAS experimental foi ajustada ao modelo matemático proposto por van Genuchten (1980) com a restrição de Mualem (1976), sendo modelados através do *software* online SWRC Fit.

#### **5.3.5 Análises estatísticas**

Inicialmente, os dados foram submetidos à análise exploratória (ou descritiva), com objetivo de verificar a posição e dispersão dos dados, além da normalidade (tendência central) dos dados por meio do teste Kolmogorov-Smirnov (KS) a  $p < 0,05$ . Para mensurar a dispersão espacial, os valores de coeficiente de variação (CV%) foram classificados de acordo com Warrick e Nielsen (1980), utilizados para atributos físicos, sendo: baixa (CV <12%), moderada (12% < CV <60%), e alta variabilidade (CV >60%) e, segundo Wilding e Drees (1983), para atributos químicos, sendo: baixa (CV <15%), moderada (15% < CV <35%), e alta variabilidade (CV >35%).

Efetou-se a análise de variância (ANOVA) com as médias agrupadas por meio do teste de Scott-Knott ( $p < 0,05$ ), conforme descrito por Ferreira *et al.* (2012). Também foi realizada a correlação simples ( $r$ ) de Pearson entre os atributos analisados, sendo classificada como fraca ( $0,1 < r < 0,3$ ), moderada ( $0,4 < r < 0,6$ ), forte ( $r > 0,7$ ) e ideal ( $r = 1$ ), de acordo com Dancey e Reidy

(2006), utilizando-se em ambas as análises o software estatístico ASSISTAT 7.7.

## 5.4 Resultados e Discussão

### 5.4.1 Atributos físico-hídricos e carbono orgânico total do solo

Os resultados referentes a análise descritiva dos atributos físico-hídricos do solo são apresentados na Tabela 3. Em relação ao teste KS observou-se normalidade em quase todos os dados e profundidades, exceto COT na profundidade 0-7 cm, Pt e Mic na profundidade 7-14 cm e, para CAD e Ksat, em ambas as profundidades analisadas.

De modo geral, os dados se apresentaram simétricos (Cs) e mesocúrticos (Ck) e com baixa variabilidade, com alguns atributos se mostrando levemente platicúrticos na profundidade de 0-7 cm (Ds, Pt, Mic, Mac), com Ksat apresentando assimetria positiva e dados leptocúrticos, ou seja, com maior parte dos dados concentrados em volta da média e mediana, mas com grande presença de *outliers*, com efeito mais acentuado na profundidade de 0-7 cm, além de ser a única variável físico-hídrica do solo a mostrar alta variabilidade nos dados ( $CV\% > 130$ ), em ambas as profundidades. Ainda, o atributo Mac obteve dados com variabilidade moderada, enquanto as demais variáveis estudadas se mostraram de baixa variabilidade.

Aquino *et al.* (2014), analisando atributos físicos do solo em floresta nativa, encontraram baixa variabilidade nos dados de Ds, Mic e Pt independente da profundidade analisada e, Corrêa *et al.* (2017) destacaram a baixa variabilidade de COT, enquanto Carvalho *et al.* (2011), encontraram normalidade nas variáveis Ds e Pt e não em Mic, analisando atributos físicos em três classes de solo cultivados com cana-de-açúcar.

A alta variabilidade é comum em medidas de Ksat (SOARES, 2018), estando relacionada à variabilidade dos atributos do solo, sendo a presença e continuidade dos macroporos um fator determinante (SILVA, 2020), destacando ainda que a variabilidade de Ksat diminui conforme o aumento do comprimento da amostra. Mesquita e Moraes (2004) compararam o coeficiente

de variação de densidade do solo, densidade de partículas, porosidade total, macro, microporosidade e Ksat, e verificaram que esta última variável é muito mais elevada, concluindo que o número de amostras para contemplar a variabilidade deste atributo deverá ser maior que o das demais.

Tabela 3 – Estatística descritiva dos atributos físicos do solo em pastagens nativas e com uso sucessivo de DLS em médio e longo prazo em diferentes posições da paisagem e profundidades do solo. Três Passos, RS, 2024.

Variável	Prof. (cm)	Parâmetros estatísticos <sup>(1)</sup>									
		n	Valores				DP	Coeficientes			Teste KS <sup>(2)</sup>
			Mínimo	Média	Mediana	Máximo		CV%	Cs	Ck	
Ds (g.cm <sup>-3</sup> )	0 - 7	45	0,85	1,15	1,14	1,4	0,133	11,6	-0,005	-0,80	0,09ns
	7 - 14	45	0,86	1,25	1,24	1,51	0,12	9,6	-0,38	1,71	0,10ns
Pt (cm <sup>-3</sup> .cm <sup>-3</sup> )	0 - 7	45	0,47	0,57	0,57	0,68	0,05	8,9	-0,01	-0,80	0,11ns
	7 - 14	45	0,43	0,56	0,53	0,68	0,05	8,5	0,48	2,08	0,14*
Mic (cm <sup>-3</sup> .cm <sup>-3</sup> )	0 - 7	45	0,33	0,43	0,43	0,51	0,04	9,4	-0,28	-0,01	0,08ns
	7 - 14	45	0,33	0,40	0,39	0,48	0,03	8,1	0,91	1,15	0,15*
Mac (cm <sup>-3</sup> .cm <sup>-3</sup> )	0 - 7	45	0,01	0,14	0,15	0,27	0,05	44,0	-0,13	-0,52	0,12ns
	7 - 14	45	0,01	0,13	0,14	0,32	0,06	43,6	0,37	1,50	0,08ns
PMP (kg <sup>-1</sup> .kg <sup>-1</sup> )	0 - 7	45	0,20	0,26	0,26	0,32	0,03	12,5	-0,19	-0,90	0,10ns
	7 - 14	45	0,18	0,24	0,23	0,30	0,03	11,7	0,19	-0,15	0,12ns
CAD (kg <sup>-1</sup> .kg <sup>-1</sup> )	0 - 7	45	0,12	0,16	0,17	0,23	0,02	14,9	0,16	-0,22	0,15*
	7 - 14	45	0,12	0,16	0,16	0,20	0,02	12,6	0,18	-0,83	0,16*
Ksat (cm.h <sup>-1</sup> )	0 - 7	45	2,07	82,2	61,0	731,71	110,3	134,1	4,86	28,29	0,23*
	7 - 14	45	0,35	33,5	20,2	240,3	44,5	132,9	2,88	10,51	0,23*
COT (%)	0 - 7	45	1,52	2,16	1,92	3,20	0,51	13,8	0,36	-0,56	0,19*
	7 - 14	45	1,20	1,62	1,60	2,40	0,27	9,7	0,44	0,17	0,12ns

<sup>(1)</sup> Onde: n = número de observações; DP = desvio padrão; CV% = coeficiente de variação; Cs = coeficiente de assimetria; Ck = coeficiente de curtose; <sup>(2)</sup> Teste KS: onde: (\*) significativo em níveis de p <0,05 e (ns) não significativo. Quando for significativo indica que a hipótese para distribuição normal é rejeitada.

Pode-se observar que o Ksat foi o atributo físico-hídrico mais sensível ao uso de DLS, sendo maior em CN, seguido de A23 e A12 (Tabela 4), evidenciando uma queda inicial (A12), seguido de aumento conforme o uso de DLS em longo prazo (A23), com os resultados indicando um maior Ksat no Tsup de CN na profundidade de 0-7 cm (Tabela 5), sem mais diferenças significativas entre tratamentos e posição na paisagem, sendo este o único atributo físico-hídrico que sofreu interferência da posição da paisagem analisada.

O maior Ksat na profundidade de 0-7 cm pode ser atribuído a uma maior Pt, Mic e menor Ds, que por sua vez também promoveram maior umidade no PMP nessa profundidade (Tabelas 4 e 5), o que corrobora com Camargo e

Alleoni (2006) e Silva (2020), que afirmam que uma maior porosidade do solo aumenta a Ksat.

Tabela 4 – Atributos físicos do solo em campo nativo (CN) e pastagens com uso sucessivo de DLS em médio (A12) e longo prazo (A23) em diferentes posições da paisagem e profundidades do solo. Três Passos, RS, 2024.

Atributo	Unidade	Tratamentos			Posições da paisagem			Profundidade							
		CN	A12	A23	Tsup	Tmed	Tinf	0-7 cm	7-14 cm						
Ds	g.cm <sup>-3</sup>	1,22 <sup>ns</sup>	1,21	1,17	1,20	1,21	1,18	1,14	b	1,24	a				
Pt	cm <sup>3</sup> .cm <sup>-3</sup>	0,54	0,54	0,56	0,54	0,54	0,55	0,56	a	0,53	b				
Mic	cm <sup>3</sup> .cm <sup>-3</sup>	0,42	a	0,39	b	0,42	a	0,41	0,41	0,40	0,42	a	0,40	b	
Mac	cm <sup>3</sup> .cm <sup>-3</sup>	0,12		0,15		0,14		0,13	0,13	0,15	0,14		0,13		
PMP	kg.kg <sup>-1</sup>	0,26	a	0,23	b	0,26	a	0,24	0,25	0,25	0,26	a	0,24	b	
CAD	kg.kg <sup>-1</sup>	0,16		0,17		0,16		0,16	0,16	0,16	0,16		0,16		
Ksat	cm.h <sup>-1</sup>	80,8	a	29,4	b	63,4	a	61,2	52,2	60,2	82,2	a	33,5	b	
COT	%	1,66	b	1,70	b	2,31	a	1,84	b	1,78	b	2,04	a	1,96 <sup>ns</sup>	1,81

<sup>(1)</sup>Médias seguidas pela mesma letra na linha não diferem entre si pelo de Scott-Knott ( $p \leq 0,05$ ), e (<sup>ns</sup>) não significativo ( $p \leq 0,05$ ).

Em contraposto, Asada *et al.* (2012) encontraram redução na condutividade hidráulica do solo saturado e não saturado com uso de DLS em longo prazo, semelhante ao observado por Maulé *et al.* (2000), afirmando haver a formação de selamento e entupimento de porospelo esterco como sendo o principal fator para a redução. Pellegrini e Barbosa (2023) destacam que o dejetto líquido reduz a infiltração da água e aumenta o escoamento superficial, com Cherobim *et al.* (2015) recomendando a aplicação antes do evento de precipitação, reduzindo os efeitos de selamento.

Ds, Pt e Mic se mostraram interligados em efeito quando analisadas as interações entre os fatores (Tabela 5), com a Ds mais elevada na profundidade de 0-7 cm no Tsup, culminando em uma menor Pt e Mic na profundidade de 0-7 cm, não havendo diferenças entre tratamentos nesse caso. Ainda, somente Mic se mostrou sensível aos tratamentos desses três atributos recém citados, apresentando valores maiores em CN e A23 quando analisadas em Tmed e Tinf, sendo mais elevados na profundidade de 0-7 cm, não sendo detectados efeitos da posição da paisagem.

Veiga *et al.* (2012), estudando efeitos do uso de DLS em lavoura e pastagem, em solos arenosos, observaram que os atributos físicos do solo não foram afetados pela prática, semelhante ao encontrado por Oliveira *et al.* (2015), ao analisar diferentes sistemas de manejo e aplicação de DLS e, por

Arruda *et al.* (2010) em estudo do uso de dejetos suíno em Latossolo Vermelho sob semeadura direta.

Rauber *et al.* (2012), por sua vez, observaram melhorias na estrutura do solo, diminuição da densidade e da resistência do solo à penetração em áreas submetidas ao uso de DLS. Porém, Zhao *et al.* (2009) destacam que as melhorias nas propriedades do solo dependem do tempo de uso, em longo prazo, além de outros fatores, como revolvimento, produção de palhada e tráfego de máquinas.

Tabela 5 – Interação entre tratamento (fator 1) e posição na paisagem (fator 2) dentro da profundidade do solo (fator 3) dos atributos físicos do solo em campo nativo (CN) e pastagens com uso sucessivo de DLS em médio (A12) e longo prazo (A23) em diferentes posições da paisagem e profundidades do solo. Três Passos, RS, 2024.

Atributo (Unidade)	Posição	Tratamentos						Tratamentos					
		CN		A12		A23		CN		A12		A23	
		0-7 cm						7-14 cm					
Ds (g.cm <sup>-3</sup> )	Tsup	1,17	bA	1,13	bA	1,08	bA	1,27	aA	1,29	aA	1,28	aA
	Tméd	1,20	aA	1,24	aA	1,07	aA	1,21	aA	1,26	aA	1,26	aA
	Tinf	1,24	aA	1,11	aA	1,10	aA	1,22	aA	1,22	aA	1,21	aA
Pt (cm <sup>3</sup> .cm <sup>-3</sup> )	Tsup	0,56	aA	0,57	aA	0,59	aA	0,52	bA	0,51	bA	0,52	bA
	Tméd	0,55	aA	0,53	aA	0,60	aA	0,54	aA	0,53	aA	0,52	aA
	Tinf	0,53	aA	0,58	aA	0,59	aA	0,54	aA	0,54	aA	0,54	aA
Mic (cm <sup>3</sup> .cm <sup>-3</sup> )	Tsup	0,42	aA	0,40	aA	0,43	aA	0,39	aA	0,41	aA	0,42	aA
	Tméd	0,46	aA	0,41	bA	0,44	aA	0,39	bA	0,38	bA	0,41	bA
	Tinf	0,45	aA	0,39	bA	0,42	aA	0,39	bA	0,37	bA	0,40	bA
Mac (cm <sup>3</sup> .cm <sup>-3</sup> )	Tsup	0,13	ns	0,18		0,16		0,13		0,10		0,10	
	Tméd	0,09		0,13		0,15		0,15		0,14		0,12	
	Tinf	0,08		0,19		0,16		0,15		0,17		0,15	
PMP (kg.kg <sup>-1</sup> )	Tsup	0,26	aA	0,23	aA	0,27	aA	0,24	aA	0,24	aA	0,26	aA
	Tméd	0,29	aA	0,24	bA	0,27	aA	0,24	bA	0,21	bA	0,25	bA
	Tinf	0,28	aA	0,22	cA	0,28	aA	0,24	bA	0,20	cA	0,25	bA
CAD (kg.kg <sup>-1</sup> )	Tsup	0,16	ns	0,16		0,16		0,15		0,17		0,16	
	Tméd	0,17		0,16		0,17		0,15		0,17		0,16	
	Tinf	0,17		0,17		0,15		0,15		0,17		0,16	
Ksat (cm.h <sup>-1</sup> )	Tsup	215,7	aA	50,8	bA	10,3	bA	25,1	bA	10,3	bA	31,5	bA
	Tméd	95,0	aB	29,7	aA	12,9	aA	34,7	aA	12,9	aA	84,5	aA
	Tinf	72,2	aB	64,7	aA	8,0	aA	42,1	aA	8,0	aA	96,0	aA
COT (%)	Tsup	1,64	bA	1,79	bB	2,40	aB	1,66	bA	1,55	bA	1,97	bB
	Tméd	1,57	bA	1,60	bB	2,23	aC	1,60	bA	1,52	bA	2,18	aB
	Tinf	1,73	bA	2,11	aA	2,59	aA	1,76	bA	1,60	bA	2,47	aA

<sup>(1)</sup>Médias seguidas pela mesma letra na linha (em cada profundidade) maiúscula na coluna e minúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott ( $p \leq 0,05$ ), e <sup>(ns)</sup> não significativo ( $p \leq 0,05$ ).

A umidade de PMP foi mais elevada em CN e A23 no solo com profundidades somadas (Tabela 4), além de mostrarem umidades maiores na profundidade de 0-7 cm quando comparadas entre si. Analisando a interação

entre os fatores (Tabela 5) pode-se notar que esse efeito provém da umidade em PMP mais elevada na profundidade de 0-7 cm do  $T_{\text{méd}}$  da paisagem em CN e A23, semelhante ao observado também no Tinf, porém com esse ainda diferindo entre profundidades nesses dois tratamentos.

Almeida Jr. *et al.* (2020) e Oliveira *et al.* (2000) destacam que além do entupimento de poros e selamento superficial ocasionado pelo uso de dejetos, há uma redução na disponibilidade de água para os cultivos agrícolas, último efeito esse que não foi observado no presente trabalho, vista inalteração significativa nos dados de Mac e CAD, independente do fator analisado.

Destaca-se também que a posição na paisagem não interferiu nos atributos físicos do solo quando analisados sem interação entre os fatores (Tabela 4) além de pouca interferência quando analisada com interação entre fatores, sendo observada somente em Ksat em CN, já destacado anteriormente.

#### 5.4.2 Curva de retenção de água no solo e correlações

Pelas evidências encontradas no presente trabalho, o DLS prejudicou a Ksat em A12, onde foram observados menor Mic ( $\theta_6$ ) e umidade no PMP ( $\theta_{1500}$ ). Esse efeito deletério foi amenizado indiretamente pelo acúmulo de COT em A23, tendo em vista a correlação moderada deste atributo com a diminuição de Ds ( $r = -0,44$ ; Tabela 6; Figuras 2A, 2C), aumento de Pt ( $r = 0,44$ ; Figura 2D) e umidade de saturação mais elevada ( $\theta_{\text{sat}}$ ;  $r = 0,45$ ; Figura 2F), que por sua vez também possuem correlação moderada com Ksat ( $r = -0,36$  com Ds;  $r = 0,36$  com Pt e  $r = 0,31$  com  $\theta_{\text{sat}}$ ; Figuras 2B, 2E e 2G, respectivamente). Assim, ocasionou-se maior retenção de água em baixas e altas tensões em A23 quando comparado a A12 na profundidade de 0-7 cm (Figura 1A), e em tensões mais elevadas na profundidade 7-14 cm (Figura 1B) como pode ser visto na CRAS das áreas de pastagem.

Veiga *et al.* (2012) analisaram atributos físico-hídricos em 18 áreas com aplicação de dejetos líquidos de suínos, e constataram que áreas com uso em período longo (maior que 10 anos) apresentaram umidades volumétricas maiores que áreas com uso em período curto (menor que 10 anos) em todas as tensões aplicadas (de 0,2 até 600 kPa) para a curva de retenção de água no

solo, concluindo haver maior disponibilidade de água para as plantas em uma condição de uso de DLS em maior tempo.

Tabela 6 – Correlação simples (r) de Pearson entre os atributos físico-hídricos e carbono orgânico total (COT) do solo. Três Passos, RS, 2024.

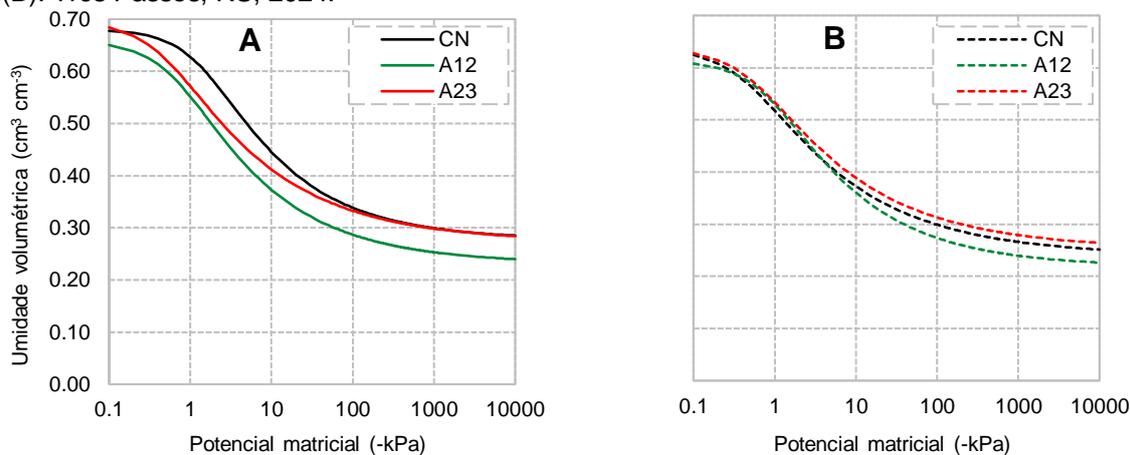
Variável	Mic	CAD	Ds	Pt	Mac	Ksat	COT	Argila	Silte	Areia
$\theta_{sat}$	0,53**	0,32*	-0,68**	0,68**	0,23*	0,31**	0,44**	0,09	-0,08	-0,02
$\theta_6$ (Mic)	1	0,55**	-0,12	0,12	-0,54**	0,04	0,26*	0,14	-0,03	-0,11
$\theta_{10}$	0,99**	0,47**	-0,07	0,07	-0,58**	0,05	0,28**	0,18	-0,01	-0,16
$\theta_{33}$	0,93**	0,27**	-0,03	0,03	-0,57**	0,08	0,32**	0,29**	0,01	-0,28**
$\theta_{100}$	0,90**	0,21*	0,01	-0,01	-0,59**	0,05	0,33**	0,33**	-0,01	-0,31**
$\theta_{500}$	0,85**	0,08 <sup>ns</sup>	-0,06	0,06	-0,50**	0,06	0,36**	0,35**	-0,01	-0,32**
$\theta_{1500}$	0,83**	-0,01	-0,04	0,04	-0,50**	0,11	0,37**	0,35**	-0,01	-0,31**
CAD		1	-0,16	0,15	-0,22*	-0,08	-0,08	-0,25*	-0,04	0,26*
Ds			1	-0,01	-0,77**	-0,36**	-0,44**	-0,01	0,13	-0,08
Pt				1	0,77**	0,36**	0,44**	0,01	-0,12	0,08
Mac					1	0,28**	0,20*	-0,08	-0,08	0,14
Ksat						1	0,12	0,07	-0,05	-0,02
COT							1	0,46**	-0,22*	-0,26*
Argila								1	-0,31**	-0,69**
Silte									1	-0,47**
Areia										1

\*\*significativo a 1% de probabilidade; \*significativo a 5% de probabilidade; <sup>ns</sup>: não significativo.

Benedet *et al.* (2024) analisaram as substâncias húmicas em áreas com dejetos suínos e concluíram que este favoreceu o acúmulo de C no solo (em até 53%), bem como o aumento de substâncias hidrofílicas no solo, o que corrobora com os dados encontrados neste estudo, indicando maior retenção de água em áreas de maior teor de COT, tendo em vista sua afinidade pela água.

A estabilidade estrutural do solo depende da matéria orgânica do solo e, solos com maiores teores de carbono orgânico, tem menor suscetibilidade a degradação estrutural (Cruz *et al.*, 2010; Dutra Jr., 2019). O teor de COT afeta direta ou indiretamente atributos indicadores da qualidade física do solo, como a densidade do solo, a porosidade total, macro e microporosidade (Wang *et al.*, 2014) tornando importante a sua determinação (Soares, 2018; Dutra Jr., 2019).

Figura 1 – Curvas de retenção de água no solo em campo nativo (CN) e de pastagens com uso sucessivo de DLS em médio (A12) e longo prazo (A23) nas profundidades de 0-7 (A) e 7-14 cm (B). Três Passos, RS, 2024.



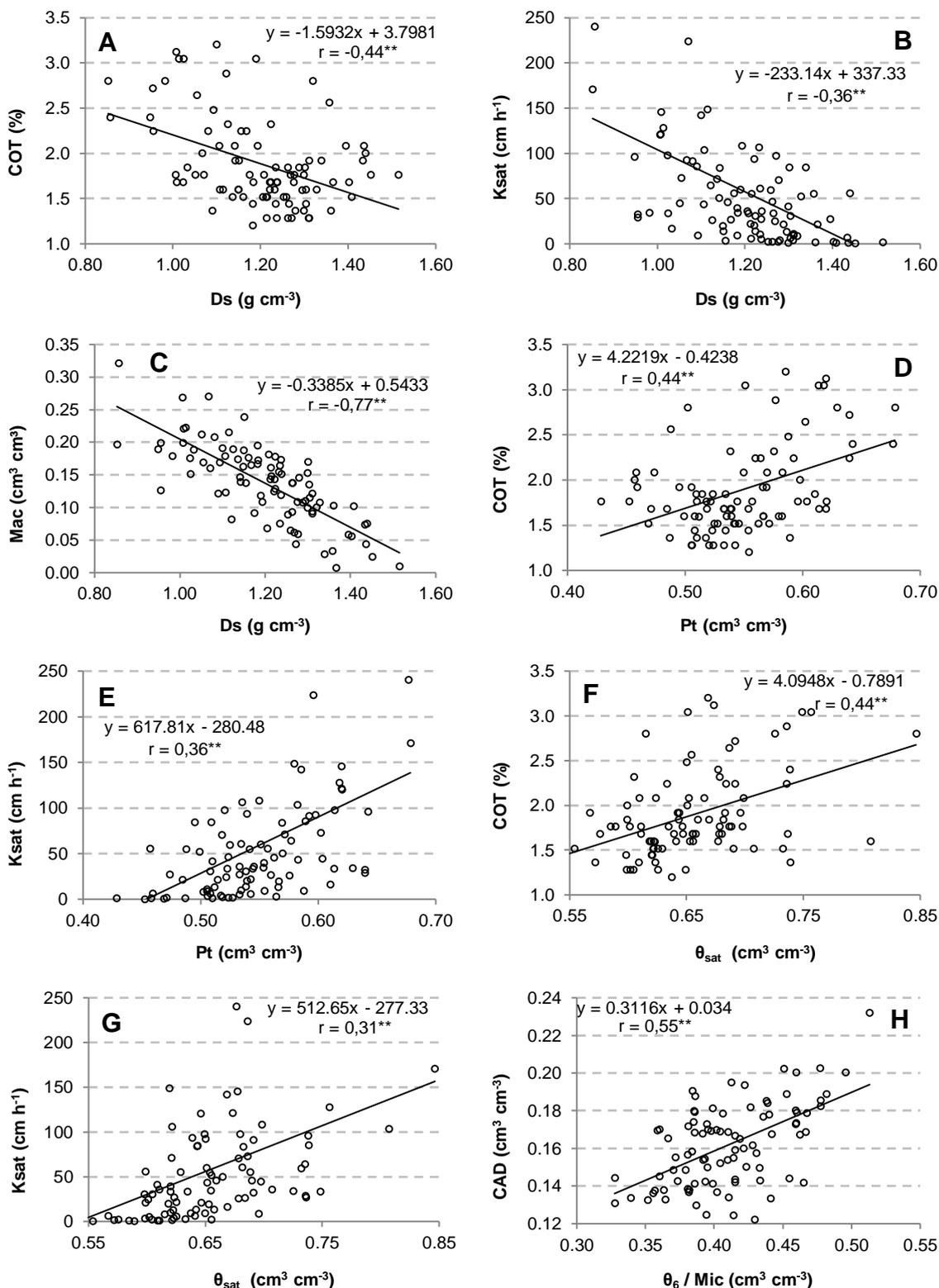
Soares (2018), analisando a variabilidade de atributos físico-hídricos em bacia hidrográfica, notou a existência de correlações positivas entre carbono orgânico do solo e umidades mais elevadas na capacidade de campo e ponto de murcha permanente no solo, não sendo um atributo físico, mas influenciando diretamente na maior parte deles. Este autor ainda aponta interações significativas entre  $K_{sat}$  e teores de COT, bem como destas com a  $D_s$ ,  $P_t$  e  $Mac$ , indicando que estes atributos estão intimamente ligados ao manejo realizado sobre estes solos.

Mesquita e Moraes (2004) destacam haver interações matemáticas entre  $K_{sat}$  e outras variáveis não hidráulicas do solo, como a densidade do solo, a porosidade total, a macro e a microporosidade, as quais interferem diretamente sobre a distribuição dos poros e, conseqüentemente, a permeabilidade dos solos.

Na CRAS e nas correlações, também é possível notar que além do menor COT em A12 em relação a A23, a microporosidade do solo menor dessa área também contribuiu para uma menor retenção de água neste local, havendo correlações positivas maiores que  $r = 0,83$  em todas as tensões não saturadas com esse atributo, indicando haver um escoamento do DLS para as posições mais baixas da paisagem.

Figura 2 – Representação gráfica da correlação simples ( $r$ ) de Pearson entre os atributos físico-hídricos e carbono orgânico total (COT) do solo. Três Passos, RS, 2024.

\*\*significativo a 1% de probabilidade; \*significativo a 5% de probabilidade; <sup>ns</sup>: não significativo.



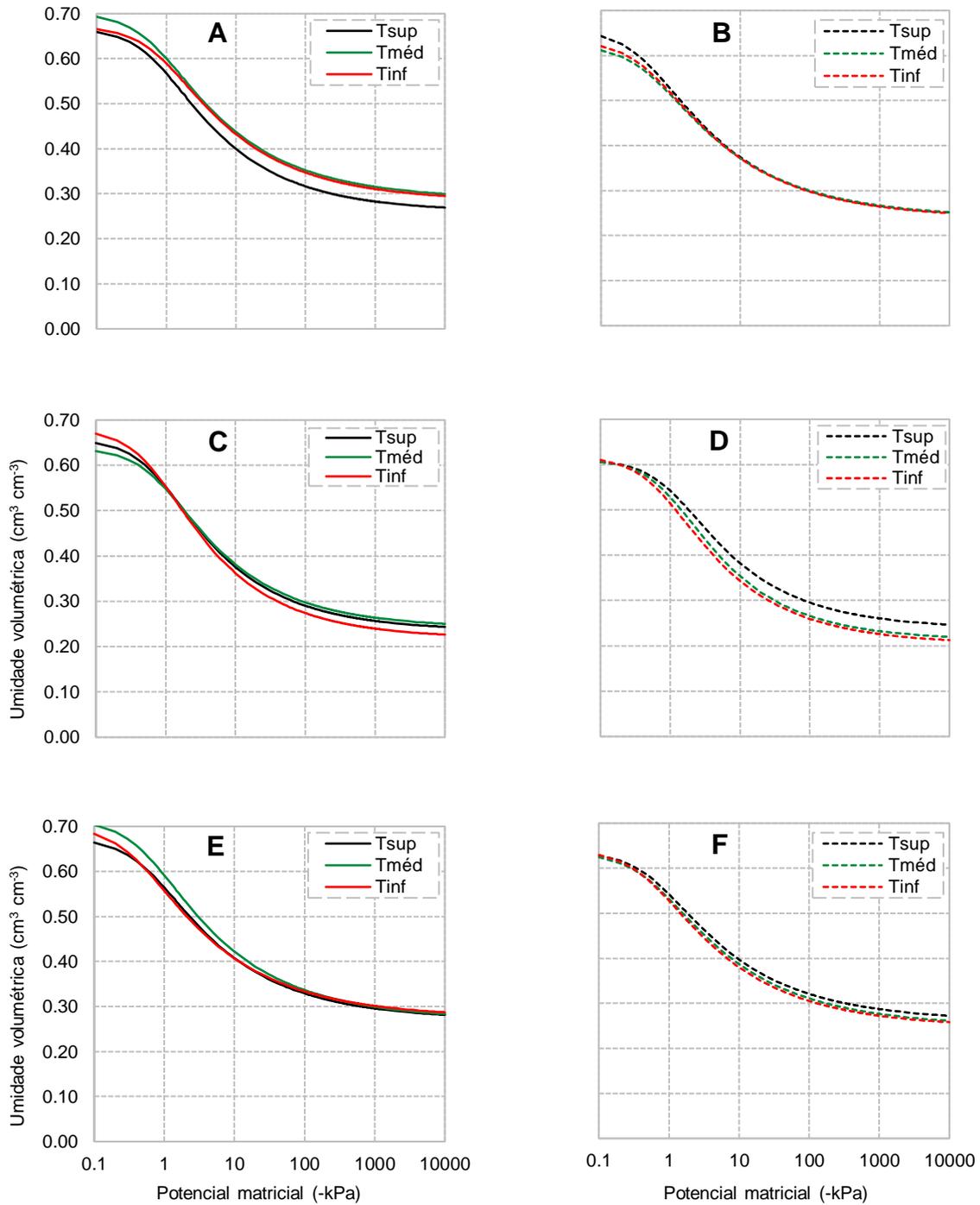
Com base na literatura citada até aqui, fica evidente a interferência de COT sobre a retenção de água no solo, seja efeito direto, ou indireto através da

sua interferência sobre a microporosidade do solo, visto que estes são responsáveis pela retenção de água em condições não saturadas, porém, o aproveitamento da mesma pelas plantas depende do seu potencial de retenção (Dutra Jr., 2019).

Embora a CAD não tenha diferido entre os tratamentos, verificou-se correlação positiva fraca a moderada com umidades mais elevadas na saturação e tensões menores que -100 kPa (fraca,  $\theta_0$ :  $r = 0,32$ ;  $\theta_{33}$ :  $r = 0,27$ ;  $\theta_{100}$ :  $r = 0,21$ ; moderada,  $\theta_6$ :  $r = 0,55$ , Figura 2H;  $\theta_{10}$ :  $r = 0,47$ ).

Na CRAS, considerando as posições na paisagem de cada área, é possível observar que CN teve menor retenção de água em tensões maiores que -6 kPa no Tsup na profundidade de 0-7 cm (Figura 3A), enquanto A12 teve maior disponibilidade de água em tensões maiores que -10 kPa (0,02 a 0,03  $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$  em ambos os casos) de 7-14 cm de profundidade (Figura 3D) não havendo mais diferenças significativas entre os terços considerados. O fluxo e a retenção de água no solo dependem diretamente da profundidade, textura, estrutura, porosidade e pedoforma, as quais podem se integrar das mais variadas maneiras (Mesquita e Moraes, 2004).

Figura 3 – Curvas de retenção de água no solo em diferentes posições na paisagem ( $T_{sup}$ ,  $T_{méd}$  e  $T_{inf}$ ) em campo nativo [CN (A, 0-7 cm; B, 7-14 cm)] e de pastagens com uso sucessivo de DLS em médio [A12; (C, 0-7 cm; D, 7-14 cm)] e longo prazo [A23; (E, 0-7 cm; F, 7-14 cm)]. Três Passos, RS, 2024.



## 5.5 Conclusões

A posição na paisagem influenciou a condutividade hidráulica do solo saturado, sendo mais elevada no terço superior do campo nativo, enquanto a área com uso de dejetos suíno em longo prazo (A23) demonstrou aumento de carbono orgânico total na área como um todo, com maior ênfase no terço inferior da paisagem, enquanto em médio prazo (A12) apresentou aumento somente na profundidade superficial do solo no terço inferior, indicando haver um escoamento dos dejetos para as posições mais baixas da paisagem

Os atributos do solo mais sensíveis ao uso de dejetos suíno foram a condutividade hidráulica do solo saturado, o carbono orgânico total e a retenção de água no solo, sendo observado melhorias na área de pastagem com uso de dejetos em longo prazo (A23), não sendo observado o mesmo no médio prazo (A12).

Os dados evidenciaram alterações mínimas das posições da paisagem analisadas sobre a curva de retenção de água no solo, enquanto as áreas com uso de dejetos suíno em longo prazo (A23) e campo nativo (CN) apresentaram maior retenção de água, tanto nas baixas quanto altas tensões em relação a A12, o que pode ser atribuído a menor microporosidade e ao aumento substancial de carbono orgânico total do solo em A23.

## 5.6 Referências

ALAGNA, V. *et al.* Determining hydraulic properties of a loam soil by alternative infiltrometer techniques. **Hydrological Process**, v.30, p.263-275, 2016.

ALMEIDA, K.S.S.A. *et al.* Variabilidade espacial da condutividade hidráulica do solo saturado em Latossolo Amarelo distrocoeso, no município de Cruz das Almas. **Irriga**, Botucatu, v.22, n.2, p.259-274, abr.-jun., 2017.

ALMEIDA Jr., M.C.D.; CASTRO, P.A.L.; SANTOS, G.O. Taxa de infiltração de água no solo em diferentes usos do solo. **Journal of Biotechnology and Biodiversity**, v.8, n.2, p.115-121, 2020.

ANDRADE, F.H.N. *et al.* Atributos físico-hídricos do solo via funções de pedotransferência em solos dos tabuleiros costeiros de Pernambuco. **Irriga**, Botucatu, v.25, n.1, p.69-86, jan.-mar., 2020.

ARMINDO, R.A.; WENDROTH, O. Physical soil structure evaluation based on hydraulic energy functions. **Soil Science Society of America Journal**, [s/l], v.80, p.1167-1180, set. 2016.

ARRUDA, C.A.O. *et al.* Aplicação de dejetos suíno e estrutura de um Latossolo Vermelho sob semeadura direta. **Ciênc. agrotec.**, Lavras, v. 34, n. 4, p. 804-809, jul./ago., 2010.

AQUINO, R.E. *et al.* Variabilidade espacial de atributos físicos de solos antropogênico e não antropogênico na região de Manicoré, AM. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v.30, n.4, p.988-997, jul./ago. 2014.

ASADA, K. *et al.* Effect of long-term swine-manure application on soilhydraulic properties and heavy metal behavior. **European Journal of Soil Science**, p.1-9, abr. 2012.

BARROS, E.C. *et al.* **Potencial agrônômico dos dejetos suínos**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves. 2019. 52p. Cartilha.

BASSO, C.J. *et al.* Teores totais de metais pesados no solo após aplicação de dejetos líquido de suínos. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.42, n.4, p.653-659, 2012.

BENEDET, L. *et al.* Chemical and spectroscopic composition of humic substances in soil subjected to pig manure applications for ten Years. **Rev Bras Cienc Solo**, 48:e0230126, 2024.

BEUTLER, A.N. *et al.* Retenção de água em dois tipos de Latossolos sob diferentes usos. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, Viçosa, v.26, n.3, p.829-834, jul./set. 2002.

BOGAARD, A. *et al.* Crop manuring and intensive land management by Europe's first farmers. **PNAS**, v.110, n.31, p.12589–12594, jul. 2013.

BRUNETTO, G. *et al.* Changes in soil acidity and organic carbon in an sandy typic hapludalf after medium-term pig-slurry and deep-litter application. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.36, n.5, p.1620-28, 2012.

CAMARGO, O.A.; ALLEONI, L.R. **Efeitos da compactação em atributos do solo**. 2006. Artigo em Hypertexto. Disponível em: <<http://www.infobibos.com/Artigos/CompSolo/C4/C4.htm>> Acesso em: 17 jul. 2023.

CARDUCCI, C.E. *et al.* Bimodal pore distribution on soils under conservation management system for coffee crop. **Engenharia Agrícola**, v.33, n.2, p.291-302, mar./abr. 2013.

CARVALHO, L.A. *et al.* Dependência espacial dos atributos físicos de três classes de solos cultivados com cana-de-açúcar sob colheita mecanizada. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.15, n.9, p.940-949, 2011.

CÁSSARO, F.A.M. *et al.* Utilização de um sensor de umidade para o Arduino na determinação da curva característica de retenção de água por um sistema poroso. **Revista Brasileira de Ensino de Física**, v.42, e20190130, 2020.

DANCEY C.P.; REIDY J. **Estatística sem matemática para psicologia: usando SPSS para Windows**. 3.ed. Porto Alegre: Artmed, 2006. 608 p.

CENTENO, L.N. *et al.* Dominant Control of Macroporosity on Saturated Soil Hydraulic Conductivity at Multiple Scales and Locations Revealed by Wavelet Analyses. **J Soil Sci Plant Nut.**, v.20, p.1686-1702, 2020.

CHEROBIM, V.F.; FAVARETTO, N.; ARMINDO, R.A.; BARTH, G.; DIECKOW, J.; PAULETTI, V. Water infiltration post-liquid manure application in no-till Oxisol of Southern Brazil. **Soil & Tillage Research**, Amsterdã, v.153, p.104-111, nov. 2015.

CHOUDHARY, M.; BAILEY, L.D.; AND GRANT, C.A. Review of the use of swine manure in crop production: effects on yield and composition and on soil and water quality. **Waste Manag. Res.**, v.14, p.581–595, 1996.

COMIN, J.J. *et al.* Physical properties and organic carbon content of a Typic Hapludult soil fertilised with pig slurry and pig litter in a no-tillage system. **Soil Research**, v.51, n.5, p.459-470, 2013.

CORRÊA, M.F. *et al.* Variabilidade espacial dos atributos químicos e agrônômicos do solo em campo de produção de sementes de trigo. **Sci. Agrar. Parana.**, v.16, n.4, out./dez., p.500-509, 2017.

CRUZ, J.S. *et al.* Análise espacial de atributos físicos - hídricos e carbono orgânico em Argissolo Vermelho-Amarelo cultivado com cana-de-açúcar. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v.34, n.2, p.271-278, 2010.

DANCEY C.P.; REIDY J. **Estatística sem matemática para psicologia: usando SPSS para Windows**. 3.ed. Porto Alegre: Artmed, 2006. 608 p.

DECAGON DEVICES. **Operator's manual version 1.3 WP4-T dewpoint meter**. Pullman, 2000. 70 p.

DONAGEMA, G. K. *et al.* **Manual de métodos de análise de solos. Dados eletrônicos**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, Embrapa Solos, ISSN 1517-2627, p. 230. 2011.

DUTRA Jr. **Técnica geoestatística na avaliação de atributos físico-hídricos dos solos da sub-bacia hidrográfica Santa Rita, Pelotas/RS**. 2019. 74 f. Dissertação de mestrado (Manejo e Conservação do Solo e da Água) – Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2019.

ELLIES, A.; GREZ, R.; RAMIREZ, C. La conductividad hidráulica en fase saturada como herramienta para el diagnóstico de la estructura del suelo. **Agro Sur**, Santiago, v.25, n.1, p.51-56, 1997.

FERREIRA, D.F.; FILHO, A.C.; LÚCIO, A.D. Procedimentos estatísticos em planejamentos experimentais com restrições na casualização. **Boletim informativo Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, v.37, n.3, p.16-19, set./dez. 2012.

FOLLMANN, F.M. *et al.* Determinação da fragilidade ambiental de uma bacia hidrográfica em relação à suinocultura utilizando SIG. **Ciência e Natura**, Santa Maria, v.40, n.33, 2018.

FRANZLUEBBERS, A.J. Water infiltration and soil structure related to organic matter and its stratification with depth. **Soil And Tillage Research**, [s.l.], v.66, n.2, p.197-205, jul. 2002.

HILLEL, D. **Environmental soil physics**. New York: Academic Press, 1998. 800p. ISBN 9780123954558.

KÖPPEN, W.; GEIGER, R. **Klimate der Erde**. Gotha: Verlag Justus Perthes. Wall-map 150cm x 200cm, 1928.

KRAJESKI, A.; POVALUK, M. Alterações no solo ocasionadas pela fertirrigação dos dejetos suínos. **Saúde e Meio ambiente**, Mafra, v. 3, n.1, p.3-18, 2014.

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

LOSS, A. *et al.* Carbon, nitrogen and natural abundance of <sup>13</sup>C and <sup>15</sup>N in biogenic and physico-genic aggregates in a soil with 10 years of pig manure application. **Soil Tillage and Research**, v.166, p.52-58, 2017.

MARTINS FILHO, J.B. *et al.* Atributos físico-hídricos do solo sob diferentes sistemas de manejos notrópico úmido maranhense. **Sci. Elec. Arch.**, v.13, n.9, p.38-43, set. 2020.

MATSUOKA, M. *et al.* Impacto da aplicação de dejetos líquidos de suínos na qualidade de solos do oeste catarinense. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, Florianópolis, v.8, n.1, p.540-562, jan./mar. 2019.

MAULÉ, C.P. *et al.* Hydraulic conductivity reduction due to ponded hog manure. **Canadian Agricultural Engineering**, v.42, n.4, p.157-163, 2000.

MERGEN Jr., C.A. *et al.* Atributos químicos em agregados biogênicos e fisiogênicos de solo submetido à aplicação com dejetos suínos. **Rev. Bras. Cienc. Agrar.**, Recife, v.14, n.1, e5620, 2019.

MESQUISA, M.G.B.; MORAES, S.O. A dependência entre a condutividade hidráulica saturada e atributos físicos do solo. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.34, n.3, p.963-969, mai-jun, 2004.

MUALEM, Y. Hydraulic conductivity of unsaturated soils: prediction and formulas. In: Klute, A. **Methods of soil analysis: I. Physical and mineralogical methods**. Madison: American Society of Agronomy, 1976. Cap. 4, p. 799-823.

OLIVEIRA, D.M.S.; LIMA, R.P.; JAN VERBURG, E.E. Qualidade física do solo sob diferentes sistemas de manejo e aplicação de dejetos líquidos suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.19, n.3, p.280–285, 2015.

OLIVEIRA, R.A. *et al.* Influência da aplicação de águas residuárias de suinocultura na capacidade de infiltração de um solo po-dzólico vermelho-amarelo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.4, n.2, p.263-267, 2000.

PAVÃO, L.L. *et al.* The influence of litter on soil hydro-physical characteristics in an area of Acuri palm in the Brazilian Pantanal. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v.19, p.642-650, 2019.

PELLEGRINI, A.; BARBOSA, G.L.C. **Manejo e conservação de solo e água: volume 1 - formação, implantação e metodologias**. Curitiba: Rede Paranaense de Agropesquisa e Formação, SENAR AR/PR, 2023.

RAUBER, L.P. *et al.* Physical properties and organic carbon content of a Rhodic Kandiodox fertilized with pig slurry and poultry litter. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.36, p.1323-1332, 2012.

REINERT, D.J.; REICHERT, J.M. Coluna de areia para medir a retenção de água no solo: protótipos e teste. **Ciência Rural**, v.36, n.6, p.1931-1935, dez. 2006.

RIEKE, E.L. *et al.* Temporal Dynamics of Bacterial Communities in Soil and Leachate Water After Swine Manure Application. **Frontiers in Microbiology**, v. 9, art. 3197, dez., 2018.

SANTOS, H.G. *et al.* **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5.ed., rev. e ampl. – Brasília: Embrapa, 2018. 356 p.

SERAFIM, M.E. *et al.* Disponibilidade hídrica e distinção de ambientes para cultivo de cafeeiros. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.17, n.3, p.362-370, 2013.

SILVA, M.L.N. **Condutividade hidráulica do solo a partir de curvas de retenção determinadas com amostras indeformadas de diferentes alturas**. 2020. 89 p. Tese de doutorado (Ciências: Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2020.

SILVA, P.L.F. *et al.* Caracterização físico-hídrica de solos arenosos através da curva de retenção de água, índice S e distribuição de poros por tamanho. **Agrarian**, Dourados, v.13, n.50, p.478-492, 2020.

SOARES, M.F. **Variabilidade espacial dos atributos físico-hídricos e do carbono orgânico do solo de uma bacia hidrográfica de cabeceira em Canguçu – RS**. 2018. 102 f. Dissertação de mestrado (Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2018.

STEFANOSKI, D.C. *et al.* Uso e manejo do solo e seus impactos sobre a qualidade física. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.17, n.12, p.1301–1309, 2013.

STRECK, E.V. *et al.* **Solos do Rio Grande do Sul**. 2.ed. Porto Alegre: EMATER/RS, 2008. 222 p.

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

TEIXEIRA, P.C. *et al.* **Manual de Métodos de Análise de Solo**. 3.ed. Brasília, DF: Embrapa, 2017. 573 p.

VAN GENUCHTEN, M.T. A closed form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.44, p.892-898, 1980.

VEIGA, M. *et al.* Atributos físicos do solo em glebas com aplicação continuada de dejetos líquidos de suínos. **Revista Agropecuária Catarinense**, v.25,n.2, jul. 2012.

WARRICK, A.W.; NIELSEN, D.R. Spatial variability of soil physical properties in the field. In: HILLEL, D. (Ed.). **Applications of soil physics**. New York: Academic Press, 1980. p. 319-344.

WILDING, L. P.; DREES, L. R. Spatial variability and pedology. In: WILDING, L. P.; SMECK, N. E.; HALL, G. F. (Eds). **Pedogenesis and Soil Taxonomy - I. Concepts and Interactions**. Amsterdam: Elsevier, p. 83-116, 1983.

YOST, J.L. *et al.* Effect of swine manure on soil health properties: A systematic review. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v.86, p.450–486, 2022.

ZHAO, Y. *et al.* The effects of two organic manures on soil properties and crop yields on a temperate calcareous soil under a wheat–maize cropping system. **European Journal of Agronomy**, v.31, p.36-42, 2009.

## **6 ARTIGO III - Atributos químicos e biológicos do solo em pastagens sob uso sucessivo de dejetos líquidos de suínos em médio e longo prazo em diferentes posições da paisagem**

### **6.1 Resumo**

O Brasil é um dos maiores produtores de suínos do mundo, que acaba gerando centenas de milhões de litros de dejetos líquidos de suínos por dia, utilizado geralmente como fertilizante orgânico na agricultura como alternativa aos fertilizantes orgânicos, com efeitos benéficos e maléficos sobre a química e biologia do solo, entretanto, seus efeitos a médio e longo prazo, bem como a interferência da posição na paisagem ainda são pouco elucidados. O objetivo deste trabalho foi analisar o efeito do uso sucessivo de dejetos líquidos de suínos (DLS) em médio e longo prazo em diferentes posições da paisagem (terço superior, médio e inferior) sobre os atributos químicos e biológicos do solo. Avaliaram-se três tratamentos: solo de pastagem com uso de DLS em médio (A12) e longo prazo (A23), além de campo nativo (CN). Foram analisados atributos químicos e biológicos do solo. O uso de DLS em longo prazo (A23) aumenta a acidez do solo, os teores de MO, P e K, além dos metais pesados Zn e Cu, reduzindo teores de Ca e Mg, com efeitos de maior magnitude no Tinf, indicando maior atenção ambiental em uso de DLS em longo prazo, principalmente nas posições mais baixas da paisagem. O longo prazo do uso de DLS aumenta a diversidade e a abundância da biologia do solo, além de incrementos na atividade e na biomassa seca da fauna edáfica. Uma maior abundância e biomassa seca de organismos foi detectada no Tinf paisagem, em função de maior quantidade de alimentos. Os efeitos do uso sucessivo de DLS sobre os atributos químicos e biológicos do solo ocorreram em maior amplitude no Tinf, provavelmente em função da percolação dos dejetos após aplicação, ocasionando maior concentração desses resíduos nas partes mais baixas da paisagem, culminando em maior produção de massa seca de plantas nesse local.

Palavras-chave: fósforo; metais pesados; diversidade; atividade.

### **6.2 Introdução**

O Rio Grande do Sul é atualmente o segundo maior produtor nacional de suínos (ABPA, 2023), que resulta em grande volume de dejetos líquidos de suínos (DLS) concentrados próximo ao local de criação (Bertol *et al.*, 2023) e, possui grande potencial no seu uso mais comum, o de biofertilizante (Magalhães e Weber, 2021) devido prática que pode ser ambientalmente correta quando obedecem critérios técnicos de recomendação para o tratamento e a aplicação do dejetos no solo (Corrêa *et al.*, 2011), melhorando a fertilidade do solo e a produção de biomassa (Barros *et al.*, 2019; Bertol *et al.*, 2023).

Aplicações sucessivas de DLS no solo podem promover alterações nos atributos químicos e biológicos do solo, como o fornecimento de matéria orgânica (Quadro *et al.*, 2011), aumentando teores de carbono orgânico total (Brunetto *et al.*, 2012; Comin *et al.*, 2013; Mergen Jr. *et al.*, 2019), aumentando os teores de P, K e Ca (Mergen Jr., 2019), propiciando o desenvolvimento microbiano (Quadro *et al.*, 2011) e a abundância e diversidade da biologia do solo (Silva *et al.*, 2014).

É inegável que o uso de DLS possui um potencial enorme de aumentar o rendimento das culturas agrícolas (Giacomini e Aita, 2008), entretanto, também há pontos negativos, principalmente se mal manejado, ocorre o acúmulo de metais pesados (Zn, Cu, Cd) (Couto *et al.*, 2015; Cantão *et al.*, 2020; Magalhães e Weber, 2021), além de possuir agentes patógenos (VIDAL, 2011) e potencial de eutrofizar águas (Seganfredo *et al.*, 2007; Boitt *et al.*, 2018).

Dessa forma, há a necessidade de se investigar os efeitos do uso sucessivo de DLS em posições distintas da paisagem, visto que a prática da suinocultura está predominantemente em regiões com declividade somado a solos rasos e incipientes, culminando em potencial de danos ao meio ambiente ainda maior, além de se monitorar as alterações no solo que ocorrem em prazos maiores de tempo.

Assim, o objetivo deste trabalho foi analisar o efeito do uso sucessivo de dejetos líquidos de suínos (DLS) em médio e longo prazo em diferentes posições da paisagem (terço superior, médio e inferior) sobre os atributos químicos e biológicos do solo.

## **6.3 Material e Métodos**

### **6.3.1 Localização e caracterização da área de estudo**

O trabalho foi realizado em duas propriedades rurais (27° 30' S; 53° 56' W) situadas na Sub-bacia Hidrográfica do Lajeado Erval Novo, em Três Passos, na região noroeste do Rio Grande do Sul. O clima da região é do tipo Cfa ou subtropical úmido com verão quente, com temperatura média anual de 20 °C e precipitação média entre 1.800 e 1.900 mm bem distribuídos ao longo do ano (Köppen e Geiger, 1928). Segundo Follmann *et al.* (2018) e Streck *et al.*

(2008), as áreas declivosas dessa região apresentam um predomínio de associação de Neossolo Litólico e Chernossolo Argilúvico.

### 6.3.2 Tratamentos e coletas de solo e planta

O presente estudo avaliou o uso de dejetos líquidos de suínos (DLS) no solo com delineamento inteiramente casualizado em sistema trifatorial (3 x 3 x 2), composto por três áreas e três posições na paisagem (terço superior: Tsup, médio: Tméd e, inferior: Tinf) em cada uma das áreas além de duas profundidades do solo (0-7 e 7-14 cm). Foram selecionadas áreas representativas do manejo adotado na região, sendo: pastagem com uso sucessivo de DLS em médio (A12) e longo prazo (A23), com 12 e 23 anos de uso de DLS em uma dosagem de aproximadamente 200 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, respectivamente, além de uma área de campo nativo (CN) como testemunha. A Tabela 1 apresenta o padrão das características químicas do DLS que foi aplicado nas áreas A12 e A23. O DLS é proveniente de suínos em período de terminação, permanecendo em maturação por ao menos 90-120 dias em esterqueiras.

Tabela 1: Características do dejetos líquidos de suínos (DLS) utilizado em áreas de pastagens. Três Passos, RS, 2024.

C-orgânico	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O	Ca	Mg	Matéria seca
----- kg m <sup>-3</sup> -----						%
9,0	2,8	2,4	1,5	2,0	0,8	3,0

Amostras de solo foram coletadas em duas profundidades do solo, sendo aos 0-7 e 7-14 cm. Os solos foram caracterizados como Chernossolo Argilúvico, Neossolo Litólico e Neossolo Regolítico de acordo com a sequência de tratamentos (CN, A12 e A23, na devida ordem), cuja as características estão descritas na Tabela 2.

Foram coletadas 5 amostras deformadas em cada profundidade do solo (0-7 e 7-14 cm) em cada terço da paisagem de cada tratamento, sendo acondicionadas em recipientes plásticos apropriados e encaminhadas ao Laboratório de Análise de Solos da Universidade Federal de Pelotas (UFPe) para análise dos atributos químicos do solo.

Tabela 2: Características de vegetação, declividade, lotação e textura do solo (0 – 14 cm) em áreas de pastagem com uso sucessivo de dejetos líquidos de suíno há 12 anos (A12), há 23 anos (A23) e campo nativo (CN). Três Passos, RS, 2024.

Área	Vegetação	Declividade	Taxa de lotação	Argila	Silte	Areia	Ds	Pt	Mac
	Espécies	Classe	UA ha <sup>-1</sup>	----- % -----			g dm <sup>-3</sup>	cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup>	
CN	Gramma-bermuda	Levemente ondulado	1 a 2	16,2	55,2	28,7	1,20	0,55	0,10
A12	Tifton 85 + azevém	Fortemente ondulado	8 a 10	18,0	48,9	33,1	1,16	0,56	0,17
A23	Tifton 85 + azevém	Fortemente ondulado	8 a 10	25,8	49,6	24,6	1,08	0,59	0,16

\*Onde: UA = unidade animal; Ds = densidade do solo; Pt = porosidade total; Mac = macroporosidade; Gramma-bermuda = *Cynodon dactylon* L.; Tifton 85 = *Cynodon* spp.; Azevém = *Lolium multiflorum* L.

Ainda, em cada ponto de coleta de solo, foi coletada uma amostra da produção de plantas, com quadro metálico de 0,25 x 0,25 m, totalizando as mesmas 5 repetições, sendo posteriormente secas em estufa (65°C) até peso constante, permitindo estimar o peso da matéria seca (MS) das plantas.

### 6.3.3 Análises químicas do solo

Foram determinados o pH em água (1:1), índice SMP, teores de matéria orgânica do solo (MOS), os teores extraíveis de Ca e Mg (em KCl 1 mol L<sup>-1</sup>), de P (Mehlich), K, Na, Cu, Zn, Fe e Mn, acidez trocável (Al) e potencial (H+Al), capacidade de troca catiônica efetiva (CTCef) e potencial (CTCpot), soma de bases (SB), saturação por bases (V) e por alumínio (m), seguindo metodologias descritas por Tedesco *et al.* (1995) e Embrapa (2011), recomendadas pela Comissão... (2016).

### 6.3.4 Análises biológicas do solo

Para análise da diversidade da biologia do solo, utilizaram-se dois métodos, para a fauna hemi e epiedáfica, o método PROVID (Antoniolli *et al.*, 2006) e, para a fauna euedáfica, o método TSBF (*Tropical Soil Biology and Fertility*, Anderson e Ingram, 1993) de forma adaptada (0,25 x 0,25 x 0,10 m) (Pimentel *et al.*, 2006).

Utilizaram-se 30 repetições em cada terço da paisagem nos tratamentos no PROVID, que foram instalados na primavera (novembro) de 2021, permanecendo no campo por 7 dias. No método TSBF, coletaram-se 5

repetições por terço da paisagem. Posteriormente as coletas, o material foi encaminhado ao Laboratório da Universidade Estadual do Rio Grande do Sul (UERGS, *campus* Três Passos), para identificação dos organismos predominantemente à nível de ordem (predominantemente e, alguns em nível de filo, classe ou família), segundo Gallo *et al.* (2002). Após a identificação, foi determinado o peso da biomassa seca da fauna do solo (BS) coletada pelo método TSBF.

Para avaliar a atividade da fauna do solo, foram utilizados 30 “litter bags” (Wieder e Lang, 1982) em cada terço da paisagem, confeccionados em nylon (Podgaiski e Rodrigues, 2010), onde foram adicionados 13 g de massa fresca (equivalente a 10 g de massa seca) da pastagem coletada nas áreas/tratamentos (misto de azevém com tifton), permanecendo no campo por 60 dias na primavera de 2021 (bem como todas as análises biológicas), coletadas e secas em estufa (65°C) até peso constante, para determinação da massa remanescente, com os dados apresentando a porcentagem consumida do substrato.

### **6.3.5 Análises estatísticas**

A partir dos dados obtidos da diversidade da fauna edáfica (em PROVID e TSBF), foram elaborados os seguintes índices: de dominância de Simpson ( $I_s$ ), de diversidade de Shannon ( $H'$ ) e, de equabilidade de Pielou ( $J$ ), usando o software DivEs 3.0.

Inicialmente, os dados foram submetidos à análise exploratória (ou descritiva), com objetivo de verificar a posição e dispersão dos dados, além da normalidade (tendência central) dos dados por meio do teste Kolmogorov-Smirnov (KS) a  $p < 0,05$ . Para mensurar a dispersão espacial, os valores de coeficiente de variação (CV%) foram classificados segundo Wilding e Drees (1983), para os atributos químicos e biológicos, sendo: baixa (CV <15%), moderada (15% < CV <35%), e alta variabilidade (CV >35%).

Realizou-se a análise de variância (ANOVA) com as médias agrupadas por meio do teste de Scott-Knott ( $p < 0,05$ ), conforme descrito por Ferreira *et al.* (2012).

## 6.4 Resultados e Discussão

### 6.4.1 Atributos químicos do solo

A análise descritiva dos parâmetros de acidez do solo se encontra na Tabela 3. Nota-se que apenas a CTCpot e SB apresentaram normalidade nos dados em ambas profundidades, respectivamente.

Tabela 3 – Estatística descritiva dos parâmetros de acidez do solo em pastagens nativas e com uso sucessivo de DLS em médio e longo prazo em diferentes terços da paisagem e profundidades do solo. Três Passos, RS, 2024.

Variável	Prof. (cm)	n	Parâmetros estatísticos <sup>(1)</sup>								
			Valores				DP	Coeficientes			Teste KS <sup>(2)</sup>
			Mínimo	Média	Mediana	Máximo		CV%	Cs	Ck	
pH (H <sub>2</sub> O)	0 - 7	45	4,80	5,34	5,40	5,70	0,15	3,6	-1,03	1,45	0,17*
	7 - 14	45	5,00	5,49	5,50	6,10	0,21	3,8	0,51	1,13	0,17*
SMP (-)	0 - 7	45	5,3	5,8	5,9	6,2	0,2	3,9	-0,61	-0,50	0,16*
	7 - 14	45	5,4	6,0	6,0	6,4	0,2	3,2	-0,64	1,36	0,21*
Al (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	0 - 7	45	0,0	0,20	0,2	0,4	0,10	48,9	0,55	-0,13	0,25*
	7 - 14	45	0,0	0,14	0,1	0,3	0,06	47,6	0,04	-0,09	0,31*
H+Al (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	0 - 7	45	3,5	5,5	4,9	9,7	1,2	27,8	1,04	0,36	0,19*
	7 - 14	45	2,8	4,7	4,4	8,7	1,1	23,2	1,12	3,42	0,23*
CTCef (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	0 - 7	45	16,6	24,4	25,1	29,1	1,8	10,6	-1,13	1,95	0,14*
	7 - 14	45	15,8	23,5	24,0	28,0	3,0	12,7	-0,88	0,46	0,13*
CTCpot (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	0 - 7	45	23,7	29,7	29,4	35,4	2,4	8,1	-0,07	0,36	0,08 <sup>ns</sup>
	7 - 14	45	19,7	28,1	28,6	32,3	2,6	9,3	-1,08	1,64	0,13*
V (%)	0 - 7	45	62,5	81,4	82,8	88,1	5,2	27,4	-1,57	3,01	0,15*
	7 - 14	45	71,5	83,0	83,8	90,9	4,6	5,5	-1,05	0,65	0,19*
m (%)	0 - 7	45	0,0	0,85	0,8	2,4	0,46	54,5	1,08	1,76	0,21*
	7 - 14	45	0,0	0,60	0,4	1,3	0,32	53,2	0,33	-0,45	0,25*
SB (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	0 - 7	45	16,2	24,2	25,0	28,7	2,5	10,4	-1,24	2,20	0,14*
	7 - 14	45	15,6	23,4	23,9	28,0	3,0	12,9	-0,88	0,45	0,13 <sup>ns</sup>

<sup>(1)</sup> Onde: n = número de observações; DP = desvio padrão; CV% = coeficiente de variação; Cs = coeficiente de assimetria; Ck = coeficiente de curtose; <sup>(2)</sup> Teste KS: onde: (\*) significativo em níveis de p < 0,05 e (ns) não significativo. Quando for significativo indica que a hipótese para distribuição normal é rejeitada.

De maneira geral, os parâmetros de acidez do solo apresentaram assimetria nula ou leve assimetria negativa (pH, CTCef e SB na profundidade 0-7 cm e, V em ambas as profundidades) ou positiva (m de 0-7 cm e H+Al em ambas as profundidades). Maior parte dos dados mostraram-se mesocúrticos, com alguns se apresentando platicúrticos, como o pH em ambas as profundidades do solo, CTCef, V, V e SB de 0-7 cm e, SMP, H+Al e CTCpot de 7-14 cm, com os dados mais próximos do entorno da média e mediana.

A maior parte dos dados se mostrou com baixa variabilidade, com V (0-7 cm) e H+Al (ambas as profundidades) apresentando média variabilidade, enquanto os teores de Al e saturação pelo mesmo (m) se mostraram altamente variáveis em ambas às profundidades do solo analisadas. Amado *et al.* (2009) observaram baixa variabilidade nos dados de química do solo em Latossolo Vermelho cultivado com feijão irrigado, encontrando alta variabilidade apenas nos dados de Al e m, além da ausência de normalidade nos dados obtidos, assim como encontrado nesse trabalho.

Os parâmetros da Tabela 4 indicam que o emprego de DLS em longo prazo (A23), aumenta os parâmetros que indicam acidez do solo (pH, SMP, H+Al, m), culminando em valores de SB, V e CTCef menores, além de menores teores de Ca e Mg (Tabela 5). Ainda, é possível notar que os valores de acidez trocável (Al) e potencial (H+Al) se mostraram menores no T<sub>méd</sub> das áreas (Tabela 5) e, em consequência, elevando o V e diminuindo o m, além de baixar os níveis de Ca e Mg nesse local.

Tabela 4 – Parâmetros de acidez do solo em campo nativo (CN) e pastagens com uso sucessivo de DLS em médio (A12) e longo prazo (A23) em diferentes terços da paisagem e profundidades do solo. Três Passos, RS, 2024.

Atrib.	Unid.	Tratamentos						Terços da paisagem			Profundidade						
		CN		A12		A23		Tsup	T <sub>méd</sub>	Tinf	0-7 cm	7-14 cm					
pH	H <sub>2</sub> O	5,45	a	5,47	a	5,33	b	5,46	5,41	5,38	5,39	5,44					
SMP	-	6,00	a	5,97	a	5,71	b	5,94	5,88	5,87	5,86	b	5,92	a			
Al	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	0,12	b	0,21	a	0,18	a	0,14	b	0,17	a	0,20	a	0,18	0,16		
H+Al	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	4,4	b	4,6	b	6,3	a	4,8	b	5,2	a	5,3	a	5,3	a	4,9	b
CTCef	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	24,7	a	25,2	a	22,1	b	24,2	23,8	23,7	23,7	23,7	24,2				
CTCpot	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	29,0	ns	29,6		28,2		28,8	28,9	29,0	28,9	28,9					
V	%	84,7	a	84,6	a	77,5	b	83,3	a	81,6	b	81,8	b	81,4	b	83,1	a
m	%	0,48	c	0,71	b	0,99	a	0,57	b	0,77	a	0,83	a	0,80	a	0,65	b
SB	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	24,6	a	25,0	a	21,8	b	24,0	23,6	23,8	23,6	23,8					

(<sup>1</sup>) Médias seguidas pela mesma letra na linha não diferem entre si pelo de Scott-Knott ( $p \leq 0,05$ ), e (<sup>ns</sup>) não significativo ( $p \leq 0,05$ ).

Os valores de pH com interação entre fatores (Tabela 5) indicaram que A23 é mais ácido na profundidade de 0-7 cm, mas mais básico de 7-14 cm. Entretanto, no T<sub>inf</sub> da área A23, o pH se mostrou menor em relação aos demais terços, sendo este o único atributo que apresentou efeito da posição da paisagem. Neste terço, também foram encontrados os maiores valores de SMP, Al, m e H+Al, além de menores valores de SB, V e CTCef na

profundidade de 7-14 cm, indicando consequências da acidificação do solo em função do uso de DLS em longo prazo, não somente em superfície, onde são aplicados.

Tabela 5 – Interação entre tratamento (fator 1) e posição na paisagem (fator 2) dentro da profundidade do solo (fator 3) dos parâmetros de acidez do solo em campo nativo (CN) e pastagens com uso sucessivo de DLS em médio (A12) e longo prazo (A23) em diferentes terços da paisagem e profundidades do solo. Três Passos, RS, 2024.

Atrib. / (Unid.)	Terço	Tratamentos						Tratamentos					
		CN		A12		A23		CN		A12		A23	
		0-7cm		0-7cm		0-7cm		7-14cm		7-14cm		7-14cm	
pH (H <sub>2</sub> O)	Tsup	5,44	bA	5,52	aA	5,28	bA	5,46	bA	5,42	bA	5,66	aA
	Tméd	5,46	bA	5,58	aA	5,06	cA	5,40	bA	5,32	bA	5,62	aA
	Tinf	5,54	aA	5,50	aA	5,14	bA	5,40	aA	5,50	aA	5,20	bB
SMP (-)	Tsup	5,96	aA	6,02	aA	5,64	bA	5,98	aA	6,06	aA	5,98	aA
	Tméd	6,06	aA	6,00	aA	5,48	bA	5,92	aA	5,84	aB	5,96	aA
	Tinf	6,08	aA	5,92	aA	5,62	bA	5,98	aA	6,00	aA	5,60	bB
Al (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	Tsup	0,06	bA	0,16	aA	0,20	aA	0,12	bA	0,18	aA	0,10	bA
	Tméd	0,14	bA	0,14	bA	0,30	aA	0,12	bA	0,18	bA	0,16	bA
	Tinf	0,10	bA	0,24	aA	0,28	aA	0,18	bA	0,16	bA	0,22	aA
H+Al (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	Tsup	4,6	bA	4,3	bA	6,6	aB	4,5	bA	4,1	bA	4,7	bB
	Tméd	4,1	bA	4,4	bA	8,0	aA	4,8	bA	5,3	bA	4,8	bB
	Tinf	4,0	bA	4,8	bA	6,9	aB	4,5	bA	4,4	bA	7,0	aA
CTCef (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	Tsup	24,3	aA	24,2	aA	22,8	aA	24,3	aA	25,3	aA	24,0	aA
	Tméd	25,4	aA	25,5	aA	19,4	bA	24,6	aA	25,0	aA	22,7	aA
	Tinf	24,6	aA	26,6	aA	20,9	bA	24,8	aA	24,6	aA	22,4	bA
CTCpot (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	Tsup	28,9	<sup>ns</sup>	28,4		29,2		28,7		29,3		28,6	
	Tméd	29,4		29,8		27,2		29,3		30,1		27,3	
	Tinf	28,5		31,1		27,5		29,2		28,8		29,2	
V (%)	Tsup	84,0	aA	84,7	aA	77,3	bA	84,2	aA	85,9	aA	83,6	aA
	Tméd	86,0	aA	85,1	aA	70,1	bB	83,6	aA	82,5	aA	82,6	aA
	Tinf	85,9	aA	84,5	aA	75,1	bA	84,5	aA	84,7	aA	76,0	bB
M (%)	Tsup	0,24	bA	0,70	aA	0,88	aA	0,48	bA	0,72	aA	0,40	bB
	Tméd	0,54	bA	0,58	bA	1,58	aA	0,48	bA	0,72	bA	0,70	bB
	Tinf	0,40	cA	0,88	bA	1,36	aA	0,72	cA	0,64	cA	1,00	bA
SB (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	Tsup	24,3	aA	24,1	aA	22,6	aA	24,1	aA	25,2	aA	23,9	aA
	Tméd	25,2	aA	25,4	aA	19,1	bA	24,5	aA	24,9	aA	22,6	aA
	Tinf	24,5	aA	26,3	aA	20,6	bA	24,6	aA	24,4	aA	22,2	bA

<sup>(1)</sup>Médias seguidas pela mesma letra (em cada profundidade) maiúscula na coluna e minúscula na linha (em cada profundidade) não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott ( $p \leq 0,05$ ), e (<sup>ns</sup>) não significativo ( $p \leq 0,05$ ).

Por fim, a acidificação do solo ocasionado pelo uso de DLS em longo prazo, também permitiu a redução significativa de macronutrientes básicos, como Ca e Mg em ambas as profundidades do solo.

Cai *et al.* (2021), indicam que uma abordagem integrada de nutrientes via adubos orgânicos e minerais forneceria uma solução ideal para o manejo da acidez do solo, melhorando continuamente a produtividade do solo e de sistemas sustentáveis de produção agrícola. Qaswar *et al.* (2020), em contraposto, encontraram aumentos no pH do solo com uso de DLS associado a nutrientes minerais em diferentes proporções. Já Cassol *et al.* (2012), constataram que aplicação continuada de dejetos suínos em solo arenoso não provocou alterações de pH no solo.

A análise descritiva da MO e nutrientes do solo se encontram na Tabela 6, onde-se pode-se notar que apenas MO, Ca e Mn na profundidade de 7-14 cm e Fe de 0-7 cm, apresentaram normalidade nos dados.

Tabela 6 – Estatística descritiva da matéria orgânica e nutrientes do solo em pastagens nativas e com uso sucessivo de DLS em médio e longo prazo em diferentes terços da paisagem e profundidades do solo. Três Passos, RS, 2024.

Variável	Prof. (cm)	n	Parâmetros estatísticos <sup>(1)</sup>								
			Valores				DP	Coeficientes			Teste KS <sup>(2)</sup>
			Mínimo	Média	Mediana	Máximo		CV%	Cs	Ck	
MO (%)	0 - 7	45	2,62	3,73	3,31	5,52	0,88	23,7	0,62	-0,96	0,19*
	7 - 14	45	2,07	2,79	2,76	4,14	0,47	16,8	0,76	0,30	0,12 <sup>ns</sup>
P (mgdm <sup>-3</sup> )	0 - 7	45	15	119,4	137	200	66,0	60,5	-0,23	-1,71	0,19*
	7 - 14	45	7	62,8	49	172	43,6	69,4	0,91	-0,18	0,18*
K (mgdm <sup>-3</sup> )	0 - 7	45	138	806,9	594	2040	477,0	59,1	0,62	-0,56	0,18*
	7 - 14	45	78	695,4	534	1584	422,6	60,8	0,36	-1,13	0,18*
Ca (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	0 - 7	45	8,9	15,8	16,4	19,8	2,4	15,2	-1,10	0,83	0,17*
	7 - 14	45	8,4	15,3	16,1	20,1	3,1	20,0	-0,61	-0,54	0,12 <sup>ns</sup>
Mg (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	0 - 7	45	4,6	6,3	6,3	7,2	0,6	9,4	-0,82	0,72	0,13*
	7 - 14	45	4,1	6,1	6,2	7,2	0,6	10,1	-1,08	1,83	0,13 <sup>ns</sup>
Na (mgdm <sup>-3</sup> )	0 - 7	45	30	56,2	49	150	23,1	41,1	1,74	4,88	0,13*
	7 - 14	45	27	57,0	48	169	20,3	53,1	2,34	6,25	0,18*
Fe (%)	0 - 7	45	0,32	0,59	0,58	0,89	0,17	28,2	0,01	-1,25	0,12 <sup>ns</sup>
	7 - 14	45	0,31	0,59	0,56	0,95	0,20	34,0	0,16	-1,29	0,14*
Cu (mgdm <sup>-3</sup> )	0 - 7	45	10,8	17,3	16,7	28,2	5,54	32,0	0,31	-1,39	0,18*
	7 - 14	45	10,6	15,7	16,0	21,8	3,45	21,9	0,15	-1,46	0,16*
Zn (mgdm <sup>-3</sup> )	0 - 7	45	13,6	30,2	31,0	48,5	11,8	39,1	-0,33	-1,52	0,17*
	7 - 14	45	11,9	26,5	18,0	41,0	7,5	35,6	1,07	0,30	0,17*
Mn (mgdm <sup>-3</sup> )	0 - 7	45	68	110,2	102	198	29,7	27,0	1,15	1,57	0,16*
	7 - 14	45	30	92,8	89	147	28,3	30,5	0,14	-0,40	0,08 <sup>ns</sup>

<sup>(1)</sup> Onde: n = número de observações; DP = desvio padrão; CV% = coeficiente de variação; Cs = coeficiente de assimetria; Ck = coeficiente de curtose; <sup>(2)</sup> Teste KS: onde: (\*) significativo em níveis de  $p < 0,05$  e (ns) não significativo. Quando for significativo indica que a hipótese para distribuição normal é rejeitada.

Os nutrientes apresentaram em sua maioria assimetria nula, ou leve assimetria (negativa em Ca e Mg de 0-7 cm e positiva em Zn e Mn de 7-14 cm)

e dados mesocúrticos ou levemente leptocúrticos (Mg e Mn de 7-14 cm) levemente platicúrticos (P, K e Zn na de 0-7 cm e Fe e Cu em ambas as profundidades), com Na se mostrando assimetricamente positivo e leptocúrtico em ambas as profundidades.

Se tratando de matéria orgânica (MO), nota-se um aumento considerável no uso de DLS em longo prazo (A23, Tabela 7 e 8), além de apresentar maiores concentrações do atributo no Tinf nas duas profundidades do solo, se diferindo significativamente também na área de médio prazo (A12) na profundidade de 0-7 cm do Tinf da paisagem.

Tabela 7 – Matéria orgânica e nutrientes do solo em campo nativo (CN) e pastagens com uso sucessivo de DLS em médio (A12) e longo prazo (A23) em diferentes terços da paisagem e profundidades do solo. Três Passos, RS, 2024.

Atrib.	Unid.	Tratamentos			Terços da paisagem			Profundidade	
		CN	A12	A23	Tsup	Tméd	Tinf	0-7 cm	7-14 cm
MO	%	2,86 b	2,93 b	3,98 a	3,17 b	3,07 b	3,52 a	3,38	3,12
P	mgdm <sup>-3</sup>	26,5 c	104,6 b	142,4 a	80,2 <sup>ns</sup>	90,2	103,0	102,4 a	79,8 b
K	mgdm <sup>-3</sup>	339 c	729 b	1185 a	684 b	616 b	953 a	774	728
Ca	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	17,3 a	16,5 a	12,8 b	15,9	15,6	15,1	15,3	15,8
Mg	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	6,3 a	6,5 a	5,8 b	6,2	6,3	6,1	6,2	6,2
Na	mgdm <sup>-3</sup>	36,7 c	53,5 b	79,6 a	53,4	61,4	55,0	57,9	55,4
Fe	%	0,79 a	0,45 c	0,53 b	0,56 b	0,58 b	0,63 a	0,59	0,59
Cu	mgdm <sup>-3</sup>	11,8 b	19,0 a	18,8 a	16,9 a	17,5 a	15,2 b	17,5 a	15,5 b
Zn	mgdm <sup>-3</sup>	15,5 c	25,9 b	35,7 a	24,3	26,2	26,6	27,7 a	23,7 b
Mn	mgdm <sup>-3</sup>	99,1 b	93,4 b	111,9 a	94,5	106,6	103,3	103,2	99,8

(<sup>1</sup>) Médias seguidas pela mesma letra na linha não diferem entre si pelo de Scott-Knott ( $p \leq 0,05$ ), e (<sup>ns</sup>) não significativo ( $p \leq 0,05$ ).

Xia *et al.* (2017), analisando uso de dejetos de animais por 22 anos no solo, concluíram aumento de 33,3% na MO, com Bettiol *et al.* (2023) afirmando que ao adicionarem carbono (C) ao solo em grandes quantidades, os dejetos podem incrementar significativamente os estoques de MO do solo. Yost *et al.* (2022), em revisão sistemática sobre os efeitos do uso de dejetos no solo, destacaram ser comum observar aumentos nos teores de carbono e matéria orgânica e na biomassa microbiana, além aumentar a produtividade de grãos.

Além disso, os teores de P, K e Zn aumentam continuamente com uso de DLS em médio (A12) e longo prazo (A23), com Cu sendo significativamente maior nas duas áreas com uso de dejetos, não diferindo entre si (Tabela 7 e 8). Cabe destacar que o aumento de P, Zn e Cu se deram principalmente na profundidade de 0-7 cm, enquanto o aumento de K se deu de forma

homogênea entre as profundidades, o que era de se esperar, visto a mobilidade reduzida de P, Zn e Cu no solo. Também pode-se notar que há um aumento nos níveis de Mn no solo com aplicação de DLS em longo prazo no Tinf em ambas as profundidades do solo.

Tabela 8 – Interação entre tratamento (fator 1) e posição na paisagem (fator 2) dentro da profundidade do solo (fator 3) da matéria orgânica e nutrientes do solo em campo nativo (CN) e pastagens com uso sucessivo de DLS em médio (A12) e longo prazo (A23) em diferentes terços da paisagem e profundidades do solo. Três Passos, RS, 2024.

Atrib. / (Unid.)	Terço	Tratamentos						Tratamentos					
		CN		A12		A23		CN		A12		A23	
		0-7cm		0-7cm		0-7cm		7-14cm		7-14cm		7-14cm	
MO (%)	Tsup	2,82	bA	3,09	bB	4,14	aB	2,87	bA	2,68	bA	3,40	bB
	Tméd	2,71	bA	2,76	bB	3,84	aC	2,76	bA	2,62	bA	3,75	aB
	Tinf	2,98	bA	3,64	aA	4,47	aA	3,04	bA	2,76	bA	4,25	aA
P (mgdm <sup>-3</sup> )	Tsup	33,4	cA	90,4	bB	150,4	aA	20,4	cA	80,0	bA	106,4	bB
	Tméd	28,0	cA	87,6	bB	168,6	aA	24,8	cA	121,6	bA	110,8	bB
	Tinf	29,0	cA	168,2	aA	166,4	aA	23,4	cA	79,6	bA	151,6	aA
K (mgdm <sup>-3</sup> )	Tsup	307	cA	571	bB	1368	aA	270	cB	320	cB	1265	aA
	Tméd	401	cA	608	cB	862	bB	134	dB	533	cB	1159	aA
	Tinf	456	cA	1300	aA	1096	bB	467	cA	1042	bA	1358	aA
Ca (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	Tsup	17,2	aA	15,9	aA	13,1	bA	17,2	aA	17,7	aA	14,3	bA
	Tméd	17,5	aA	17,1	aA	11,6	bA	17,7	aA	16,8	aA	13,1	bA
	Tinf	16,8	aA	16,2	aA	12,0	bA	17,1	aA	15,6	aA	12,8	bA
Mg (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	Tsup	6,2	aA	6,6	aA	5,7	aA	6,1	aA	6,5	aA	6,2	aA
	Tméd	6,6	aA	6,6	aA	5,1	bA	6,4	aA	6,6	aA	6,3	aA
	Tinf	6,5	aA	6,6	aA	5,7	bA	6,3	aA	6,0	bA	5,8	bA
Na (mgdm <sup>-3</sup> )	Tsup	33,6	bA	53,8	bA	72,8	aB	36,4	bA	48,2	bA	75,4	aB
	Tméd	41,4	bA	50,4	bA	101,6	aA	29,4	bA	44,0	bA	101,8	aA
	Tinf	37,2	bA	71,8	aA	58,2	aB	42,4	bA	53,0	bA	67,6	aB
Fe (%)	Tsup	0,83	aA	0,43	cB	0,57	bA	0,76	aA	0,36	cA	0,41	cC
	Tméd	0,76	aA	0,56	bA	0,33	dB	0,85	aA	0,45	cA	0,54	bB
	Tinf	0,73	bA	0,46	cB	0,64	bA	0,81	aA	0,42	cA	0,72	bA
Cu (mgdm <sup>-3</sup> )	Tsup	11,7	cA	21,8	aA	20,4	aA	12,7	cA	18,5	aA	16,1	bA
	Tméd	10,9	cA	22,7	aA	22,1	aA	12,4	cA	20,9	aA	15,9	bA
	Tinf	11,3	cA	14,3	bB	22,3	aA	11,9	cA	15,4	bB	16,2	bA
Zn (mgdm <sup>-3</sup> )	Tsup	15,4	dA	23,9	cA	40,9	aA	13,8	dA	20,7	cA	31,3	bA
	Tméd	14,4	cA	25,6	bA	41,1	aA	16,8	cA	29,1	bA	30,1	bA
	Tinf	15,8	cA	31,5	bA	40,2	aA	17,0	cA	24,4	cA	30,5	bA
Mn (mgdm <sup>-3</sup> )	Tsup	95,2	aA	84,2	bA	95,0	aB	119,0	aA	112,6	aA	60,8	bB
	Tméd	105,0	bA	77,8	cA	156,8	aA	103,0	bA	113,0	bA	84,2	cB
	Tinf	88,2	bA	83,2	bA	143,0	aA	84,2	bB	89,6	bA	131,6	aA

<sup>(1)</sup> Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na coluna e minúscula na linha (em cada profundidade) não diferem entre si pelo de Scott-Knott ( $p \leq 0,05$ ), e (<sup>ns</sup>) não significativo ( $p \leq 0,05$ ).

Oliveira Filho *et al.* (2020) mostraram em revisão, que o uso de DLS em longos períodos de tempo aumentam o P na forma inorgânica no solo em 168, 162 e 290% nas profundidades do solo de 0-5, 5-10 e 20-40 cm, respectivamente, destacando o aumento nos riscos de contaminação e eutrofização de águas por excesso de P. Whalen *et al.* (2000) em um estudo de laboratório de curto prazo constataram um aumento do pH do solo e quantidades disponíveis de P e K no solo com uso de dejetos bovinos.

Cai *et al.* (2021), analisando 10 anos do uso sucessivo de dejetos no solo, encontraram aumento nos níveis de P, mas não de K no solo, havendo ainda um acúmulo significativo dos metais pesados Zn e Cu, além de Pb (chumbo). Os autores destacam que isso se deve à quantidade excessiva desses metais pesados adicionados à ração animal, consistindo em um desafio para o uso em longo prazo. Ainda, Qaswar *et al.* (2020) também destacaram um aumento significativo de outros metais pesados, como Cr, Cd e Hg com uso de DLS, evidenciando que esse é um efeito comum com uso em grandes doses e/ou em longo prazo.

Assim, é crucial entender até que ponto a aplicação de DLS beneficia o solo e investigar os potenciais riscos de contaminação, como o estudo realizado por Brichi *et al.* (2022), que destacam a importância de se considerar os teores de metais potencialmente tóxicos em futuras avaliações da qualidade do solo relacionadas ao uso de resíduos orgânicos. Contudo, pesquisas que determinem os impactos da aplicação de resíduos orgânicos em sistemas agropecuários são fundamentais para compreender se esta prática ao longo do tempo está contribuindo ou, eventualmente, prejudicando a qualidade do solo, visando mitigar os possíveis impactos negativos causados pelos resíduos.

O comportamento das bases K, Na, Ca e Mg foram muito semelhantes, havendo aumento dos dois primeiros e diminuição dos dois últimos principalmente no Tinf da paisagem nas áreas com uso de DLS, em consequência também do aumento da acidez nesses locais, como já abordado, indicando que provavelmente há um escoamento do dejetos aplicado, concentrando seus efeitos de maior amplitude nos terços mais baixos da paisagem.

### 6.4.3 Atributos biológicos do solo

Os dados descritivos da fauna epiedáfica (método PROVID, Tabela 9) indicam assimetria positiva e distribuição leptocúrtica entre os grupos taxonômicos e da abundância, enquanto os dados de riqueza e dos índices de diversidade ( $H'$ ,  $J$  e  $Is$ ) se mostram simétricos e mesocúrticos, com todas as variáveis apresentando normalidade nos dados (Tabela 9). Todos os atributos biológicos relacionados a fauna epiedáfica apresentaram alta variabilidade nos dados conforme Wilding e Drees (1983), com exceção para Riqueza média, que apresentou baixa variabilidade e, os índices de diversidade ( $H$ ,  $Is$  e  $J$ ), com média variabilidade dos dados.

Tabela 9 – Estatística descritiva dos atributos da fauna epiedáfica (PROVID) em pastagens nativas e com uso sucessivo de DLS em médio e longo prazo em diferentes terços da paisagem e profundidades do solo. Três Passos, RS, 2024.

Variável	Parâmetros estatísticos <sup>(1)</sup>										
	n	Casos	Valores				DP	Coeficientes			Teste KS <sup>(2)</sup>
			Mínimo	Média	Mediana	Máximo		CV%	Cs	Ck	
<i>Collembola</i>	270	270	42	1462	1146	7832	1287,7	88,1	1,90	5,27	0,14 <sup>ns</sup>
<i>Hymenoptera</i>	270	269	0	80,6	70	370	48,7	60,4	1,85	6,12	0,14 <sup>ns</sup>
<i>Acari</i>	270	268	0	45,8	39	182	39,7	86,7	2,23	7,70	0,12 <sup>ns</sup>
<i>Coleoptera</i>	270	268	0	28,8	22	156	25,6	88,8	2,11	5,52	0,19 <sup>ns</sup>
<i>Aranae</i>	270	268	0	16,7	9	182	24,8	148,5	3,73	16,35	0,29 <sup>ns</sup>
<i>Diptera</i>	270	262	0	11,1	9	109	10,5	94,1	4,00	29,63	0,17 <sup>ns</sup>
<i>Hemiptera</i>	270	256	0	6,6	5	44	6,0	91,1	2,48	9,59	0,18 <sup>ns</sup>
<i>Orthoptera</i>	270	211	0	2,6	2	12	2,6	98,2	1,33	1,72	0,19 <sup>ns</sup>
<i>Thysanoptera</i>	270	177	0	2,5	1	27	3,6	147,5	3,14	13,63	0,25 <sup>ns</sup>
<i>Isoptera</i>	270	107	0	1,3	0	28	2,8	211,7	4,71	33,79	0,32 <sup>ns</sup>
<i>Blattodea</i>	270	39	0	0,23	0	6	0,71	307,1	4,45	24,61	0,48 <sup>ns</sup>
<i>Diplura</i>	270	31	0	0,22	0	16	1,10	503,9	11,48	158,63	0,46 <sup>ns</sup>
<i>Gastropoda</i>	270	26	0	0,14	0	4	0,51	351,6	4,35	21,79	0,52 <sup>ns</sup>
<i>Isopoda</i>	270	23	0	0,11	0	2	0,38	349,4	3,72	13,79	0,53 <sup>ns</sup>
Larvas (não id.)	270	177	0	2,0	1	24	3,0	150,3	3,77	21,35	0,25 <sup>ns</sup>
Outros	270	55	0	0,36	0	18	1,30	362,5	9,93	127,08	0,40 <sup>ns</sup>
Abund. média	270	-	143	1661,3	1366	8000	1322,4	79,6	1,84	4,93	0,13 <sup>ns</sup>
Riqueza média	270	-	6	10,0	10	13	1,5	14,9	-0,08	-0,67	0,14 <sup>ns</sup>
$H'$	270	-	0,220	0,550	0,530	0,856	0,117	21,3	0,06	-0,41	0,08 <sup>ns</sup>
$J$	270	-	0,183	0,510	0,494	0,768	0,118	23,0	0,09	-0,47	0,08 <sup>ns</sup>
$Is$	270	-	0,177	0,385	0,393	0,816	0,104	27,1	0,93	1,90	0,09 <sup>ns</sup>

<sup>(1)</sup> Onde: n = número de observações; DP = desvio padrão; CV% = coeficiente de variação; Cs = coeficiente de assimetria; Ck = coeficiente de curtose; <sup>(2)</sup>Teste KS: onde: (\*) significativo em níveis de  $p < 0,05$  e (ns) não significativo. Quando for significativo indica que a hipótese para distribuição normal é rejeitada.

Os dados da fauna epiedáfica (método PROVID, Tabela 10) mostraram grande representatividade da ordem *Collembola*, onde 88,0% dos 448.559

organismos identificados, sendo encontrado nos 270 pontos amostrais das três áreas analisadas, seguido de *Hymenoptera* (4,9%, 269 casos), *Acari* (2,8%, 268 casos), *Coleoptera* (1,7%, 268 casos), *Aranae* (1,0%, 268 casos), *Diptera* (0,7%, 262 casos), *Hemiptera* (0,4%, 256 casos), *Orthoptera* (0,16%, 211 casos), *Thysanoptera* (0,15%, 177 casos) e *Isoptera* (0,08%, 107) casos), com os outros 18 grupos taxonômicos somados representando apenas 0,06% dos indivíduos, todos com número de ocorrência menores que 39 casos (Tabelas 9 e 10).

Tabela 10 – Atributos da fauna epiedáfica (PROVID) em campo nativo (CN) e pastagens com uso sucessivo de DLS em médio (A12) e longo prazo (A23) em diferentes terços da paisagem. Três Passos, RS, 2024.

Variável	Tratamentos						Terços da paisagem			Abund. rel. (%)			
	CN	A12	A23	Tsup	Tméd	Tinf							
<i>Collembola</i>	785,3	c	1171,6	b	2405,2	a	1287,0	b	1316,5	b	1758,6	a	88,0
<i>Hymenoptera</i>	104,2	a	69,7	b	67,9	b	83,5		79,1		79,1		4,9
<i>Acari</i>	27,2	c	38,5	b	71,8	a	39,6	b	43,6	b	54,3	a	2,8
<i>Coleoptera</i>	19,4	c	39,3	a	27,9	b	21,6	b	25,8	b	39,3	a	1,7
<i>Aranae</i>	7,7	b	21,4	a	21,1	a	15,1		19,9		15,2		1,0
<i>Diptera</i>	7,8	b	14,1	a	11,5	a	8,5	b	9,5	b	15,4	a	0,7
<i>Hemiptera</i>	6,5	b	8,8	a	4,5	c	5,4	b	6,2	b	8,2	a	0,4
<i>Orthoptera</i>	1,8	b	2,0	b	4,1	a	2,2		2,8		2,8		0,16
<i>Thysanoptera</i>	1,4	b	4,2	a	1,8	b	2,1	b	2,0	b	3,2	a	0,15
<i>Isoptera</i>	0,3	b	0,5	b	3,1	a	1,1		1,5		1,4		0,08
<i>Blattodea</i>	0,1	b	0,1	b	0,4	a	0,2		0,2		0,3		0,01
<i>Diplura</i>	0,2	<sup>ns</sup>	0,2		0,2		0,2		0,2		0,3		0,01
<i>Gastropoda</i>	0,01	b	0,11	b	0,31	a	0,04	b	0,17	a	0,22	a	0,01
<i>Isopoda</i>	0,20	a	0,08	b	0,04	b	0,14		0,08		0,10		0,01
Larvas (não id.)	0,9	b	2,8	a	2,3	a	1,7	b	1,4	b	2,9	a	0,12
Outros	0,3		0,2		0,6		0,3		0,5		0,3		0,02
Abund. média	963,2	c	1396,9	b	2623,9	a	1434,9	b	1516,0	b	2033,0	a	-
Riqueza média	9,1	c	10,2	b	10,9	a	10,0		10,1		10,1		-
H	0,576	a	0,599	a	0,476	b	0,575	a	0,551	a	0,524	b	-
J	0,557	a	0,549	a	0,426	b	0,535	a	0,510	b	0,486	b	-
Is	0,357	b	0,367	b	0,430	a	0,363	b	0,379	b	0,414	a	-

(<sup>1</sup>) Médias seguidas pela mesma letra na coluna não diferem entre si pelo de Scott-Knott ( $p \leq 0,05$ ), e (<sup>ns</sup>) não significativo ( $p \leq 0,05$ ).

As ordens *Collembola* e *Acari* apresentaram-se mais abundantes ao longo do tempo de uso de DLS, além de apresentarem maior concentração de organismos no Tinf da paisagem. De forma semelhante, a riqueza (diversidade) e a abundância (quantidade) de organismos foram continuamente maiores conforme o uso sucessivo de DLS (A12 e A23). Além desses dois grupos, o

uso de DLS aumentou a população dos grupos *Aranae*, *Diptera*, *Orthoptera*, *Isoptera*, *Blattodea* e *Gastropoda*.

O resultado encontrado no presente trabalho contradiz metanálise recente realizada por Zhu *et al.* (2023), que reuniu diversos estudos sobre a fauna do solo no mundo, concluindo que a fertilização orgânica afeta predominantemente a abundância da biologia do solo, mas não a diversidade desta. Ainda, esta análise cita que as mudanças nos recursos alimentares, incluindo nutrientes no solo e microbiologia, foram cruciais para a resposta da abundância da fauna do solo à fertilização orgânica em escala global, que ainda dependem das condições edafoclimáticas e da fauna edáfica específica de onde o trabalho foi realizado, além é claro, do tipo de fertilizante utilizado.

Ainda é possível notar que a grande representatividade da ordem *Collembola* em A12, A23 e no Tinf, interferiram significativamente na abundância média de organismos, bem como dos índices de diversidade utilizados ( $H'$ ,  $Is$  e  $J$ ), tamanha sua dominância, tornando a análise através dos índices prejudicada, pois colêmbolos e ácaros são considerados indicadores das condições biológicas devido à sua sensibilidade às condições ambientais e as alterações antrópicas que afetam o solo (Damé *et al.*, 1996; Baretta *et al.*, 2008; Silva *et al.*, 2014), permitindo seu uso como bioindicadores, por serem afetados por mudanças nas características e na qualidade do ambiente solo, indicando valiosas informações sobre a saúde e qualidade geral do solo, bem como o impacto das atividades humanas na ecologia do solo.

Silva *et al.* (2014) destacam um aumento na população de colêmbolos e ácaros conforme o aumento nas doses de DLS em cultivo mínimo e em sistema de plantio direto, além de representarem ao menos 89,7% da abundância da fauna edáfica no estudo, número parecido com os 90,8% encontrados no presente trabalho. Ainda, o mesmo estudo conclui que o aumento na dose de DLS (40 e 80 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>) reduz o valor do índice  $H'$  e aumenta o de  $Is$ , semelhante ao encontrado nos dados de médio e longo prazo no uso de DLS.

A ordem *Hymenoptera*, segunda de maior ocorrência no estudo (4,9% do total de indivíduos) mostrou um comportamento antagônico aos observados nas ordens *Collembola* e *Acari*, com o uso de DLS reduzindo sua população de forma significativa. Silva (2016), ao analisar a variabilidade espacial da fauna

do solo em dez sistemas de manejo de inverno, observou correlações significativas entre a menor quantidade de alimento (massa seca de plantas) e uma maior abundância e representatividade da ordem *Hymenoptera*, principalmente no sistema de pousio invernal, que demonstrou perdas na qualidade física do solo, evidenciando o uso deste grupo como bioindicador de estresse no solo, ou de locais de menor qualidade ambiental.

Também, assim como os grupos *Collembola* e *Acari*, os grupos *Coleoptera*, *Diptera*, *Hemiptera*, *Thysanoptera* e de Larvas, apresentaram maior concentração de organismos no Tinf, assim como *Gastropoda*, que ocorreu em maior abundância nos Tinf e Tméd, provavelmente em função da maior quantidade de alimento (massa seca das pastagens, Tabela 11) nesses terços, proporcionado pelo acúmulo de DLS nas partes mais baixas da paisagem.

Tabela 11 – Atividade biológica do solo (“litter bags”) e produção de massa seca em campo nativo (CN) e pastagens com uso sucessivo de DLS em médio (A12) e longo prazo (A23) em diferentes terços da paisagem. Três Passos, RS, 2024.

Variável	Unidade	Tratamentos						Terços da paisagem					
		CN		A12		A23		Tsup	Tméd	Tinf			
Atividade da fauna	%	49,1	b	49,7	b	52,2	a	49,4	<sup>ns</sup>	50,6	51,0		
Massa seca (MS)	Mg ha <sup>-1</sup>	7,43	b	9,94	a	7,55	b	6,38	b	8,75	a	9,77	a

<sup>(1)</sup> Médias seguidas pela mesma letra na linha não diferem entre si pelo de Scott-Knott ( $p \leq 0,05$ ), e (<sup>ns</sup>) não significativo ( $p \leq 0,05$ ).

Na Tabela 11, também é possível notar que houve uma maior atividade da fauna do solo (“litter bags”) em A23, não diferindo entre as posições da paisagem, com a pastagem com uso de DLS em médio prazo (A12) apresentando maior aporte de massa seca no momento das análises biológicas.

A estatística descritiva dos grupos taxonômicos da fauna euedáfica (método TSBF), da massa fresca da fauna (BF) e abundância média indicam assimetria positiva e distribuição leptocúrtica, enquanto os dados de riqueza e dos índices de diversidade ( $H'$ ,  $J$  e  $Is$ ), da atividade da fauna edáfica e produção de massa seca das pastagens (MS) se mostram simétricos e mesocúrticos, com presença de normalidade apenas nos dados dos índices e da atividade da fauna edáfica (Tabela 12).

Os dados biológicos da fauna euedáfica (método TSBF) demonstram dominância dos grupos *Hymenoptera* (62,1%, 43 de 45 casos), seguido de *Lumbricina* (15,4%, 35 casos), *Coleoptera* (7,5%, 44 casos), Larvas (5,6%, 40 casos), *Aranae* (3,2%, 33 casos), *Orthoptera* (1,6%, 17 casos), *Hemiptera* (1,5%, 24 casos) e *Chilopoda* (1,5%, 20 casos), com os demais grupos representando menos de 1,6% dos 2980 organismos totais identificados (Tabela 13).

Tabela 12 – Estatística descritiva dos atributos da fauna euedáfica (TSBF), da atividade biológica do solo (“litter bags”) e produção de massa seca em pastagens nativas e com uso sucessivo de DLS em médio e longo prazo em diferentes terços da paisagem e profundidades do solo. Três Passos, RS, 2024.

Variável	Parâmetros estatísticos <sup>(1)</sup>										
	n	Casos	Valores				DP	Coeficientes			Teste KS <sup>(2)</sup>
			Mínimo	Média	Mediana	Máximo		CV%	Cs	Ck	
<i>Hymenoptera</i>	45	43	0	41,2	10	343	80,1	194,6	2,82	7,19	0,32*
<i>Lumbricina</i>	45	35	0	10,2	4	45	12,8	125,8	1,24	1,29	0,26*
<i>Coleoptera</i>	45	44	0	4,9	4	20	4,2	85,8	1,58	2,79	0,21*
<i>Aranae</i>	45	33	0	2,1	2	14	2,7	125,9	2,70	9,13	0,26*
<i>Orthoptera</i>	45	17	0	1,1	0	8	2,0	183,6	2,24	4,58	0,33*
<i>Hemiptera</i>	45	24	0	1,0	1	6	1,3	133,1	1,81	3,80	0,26*
<i>Chilopoda</i>	45	20	0	1,0	0	8	1,6	163,9	2,47	7,62	0,28*
<i>Diptera</i>	45	13	0	0,5	0	4	0,9	191,7	2,30	5,57	0,41*
<i>Dermaptera</i>	45	3	0	0,3	0	11	1,6	569,9	6,55	43,47	0,50*
<i>Enchytreidae</i>	45	7	0	0,2	0	2	0,6	251,8	2,49	5,16	0,50*
Larvas (não id.)	45	40	0	3,7	3	21	4,1	109,5	2,34	6,82	0,28*
BS (kg ha <sup>-1</sup> )	45	-	22,9	392,6	137,1	2651,5	590,6	150,4	2,32	5,34	0,27*
Abund. média	45	-	6	66,2	35	360	87,9	132,7	2,40	5,18	0,27*
Riqueza média	45	-	2	5,4	5	10	1,6	29,8	0,54	0,85	0,19*
H'	45	-	0,111	0,560	0,579	0,903	0,155	27,8	-0,63	0,87	0,11 <sup>ns</sup>
J	45	-	0,142	0,725	0,748	0,982	0,196	27,0	-1,08	1,12	0,10 <sup>ns</sup>
Is	45	-	0,095	0,347	0,304	0,908	0,186	53,6	1,08	1,09	0,12 <sup>ns</sup>
Atividade fauna (%)	270	-	27,0	50,3	50,0	71,4	7,4	14,6	-0,14	0,58	0,06 <sup>ns</sup>
MS (Mg ha <sup>-1</sup> )	45	-	3,26	8,30	6,58	18,70	3,14	46,7	0,93	0,06	0,19*

<sup>(1)</sup> Onde: n = número de observações; DP = desvio padrão; CV% = coeficiente de variação; Cs = coeficiente de assimetria; Ck = coeficiente de curtose; <sup>(2)</sup>Teste KS: onde: (\*) significativo em níveis de p <0,05 e (ns) não significativo. Quando for significativo indica que a hipótese para distribuição normal é rejeitada.

Apenas os grupos *Hymenoptera* e *Lumbricina* diferiram seus resultados para tratamento e paisagem (Tabela 13), com a ordem *Hymenoptera* ocorrendo em maior quantidade em CN e A12, se concentrando nos Tsup e Tméd, enquanto *Lumbricina* obteve maior abundância em A12, assim como no Tinf devido ao maior aporte de alimento desse tratamento bem como desse terço

da paisagem (Tabela 11), porém, reduzindo drasticamente sua abundância em A23.

Tabela 13 – Atributos da fauna euedáfica(TSBF), massa fresca da fauna (MF) em campo nativo (CN) e pastagens com uso sucessivo de DLS em médio (A12) e longo prazo (A23) em diferentes terços da paisagem. Três Passos, RS, 2024.

Variável	Tratamentos						Terços da paisagem						Abund. rel. (%)
	CN		A12		A23		Tsup		Tméd		Tinf		
<i>Hymenoptera</i>	53,9	a	58,9	a	10,6	b	56,7	a	47,3	a	19,4	b	62,1
<i>Lumbricina</i>	10,1	b	19,3	a	1,2	c	8,8	b	7,7	b	14,1	a	15,4
<i>Coleoptera</i>	7,1	a	4,2	b	3,5	b	4,9		4,3		5,6		7,4
<i>Aranae</i>	2,4	ns	1,7		2,3		2,9		1,3		2,2		3,2
<i>Orthoptera</i>	0,2	ns	1,0		2,0		0,8		1,2		1,2		1,6
<i>Hemiptera</i>	1,1	a	1,5	a	0,3	b	0,9		0,9		1,2		1,5
<i>Chilopoda</i>	1,3	ns	0,6		1,1		0,8		0,7		1,5		1,5
<i>Diptera</i>	0,3	*	0,5		0,7		0,7		0,7		0,4		0,7
<i>Dermaptera</i>	0	*	0,7		0,1		0,8		0,1		0		0,4
<i>Enchytreideae</i>	0,3	*	0,2		0,1		0,3		0,1		0,2		0,3
<i>Isopoda</i>	0	*	0,1		0		0		0		0,1		0,07
<i>Blattodea</i>	0	*	0,1		0		0,1		0,1		0		0,07
Larvas (não id.)	4,9	*	3,3		3,0		3,7		3,4		4,0		5,6
BS (kg ha <sup>-1</sup> )	288,0	b	160,0	b	729,9	a	345,9	b	355,1	b	477,0	a	-
Abund. média	81,6	a	24,9	b	92,1	a	81,5		67,4		49,7		-
Riqueza média	5,3	ns	5,1		5,7		5,5		4,8		5,8		-
H	0,557	ns	0,624		0,449		0,547		0,630		0,503		-
J	0,724	ns	0,760		0,690		0,702	b	0,837	a	0,636	b	-
Is	0,347	ns	0,290		0,403		0,365	a	0,252	b	0,424	a	-

<sup>(1)</sup> Médias seguidas pela mesma letra na coluna não diferem entre si pelo de Scott-Knott ( $p \leq 0,05$ ), e (ns) não significativo ( $p \leq 0,05$ ). \*Grupos taxonômicos que não obtiveram dados válidos suficientes para rodar a análise de agrupamento de médias.

Wu *et al.* (2020) estudaram os efeitos de solos ácidos em *Eisenia fetida* e concluíram haver efeitos inibitórios significativos sobre a sobrevivência, crescimento e reprodução destas, reduzindo a produção de enzimas antioxidantes e teores de proteína em situações de pH menores que 5,2, o que pode explicar os resultados encontrados em A23. Ainda, Hassani *et al.* (2018) estudaram o efeito de ácidos sobre as minhocas e determinaram que alguns ácidos orgânicos reduzem o número de minhocas juvenis e adultas, além de diminuir o peso das minhocas que permaneceram vivas.

Ainda, a BS mostrou-se maior somente na pastagem com uso de DLS em longo prazo (A23), com 729,9 kg de biomassa seca da fauna edáfica por hectare, também indicando uma maior quantidade em Tinf, explicado pela maior quantidade de alimento. Por fim, é possível notar que a abundância

média foi maior em CN e A23, justamente os tratamentos com menor produção de alimentos. Os índices de diversidade mostraram maior dominância de organismos nos terços superior e inferior da paisagem (Is), apresentando maior equabilidade no terço médio (J).

## 6.5 Conclusões

O uso de DLS em longo prazo, tende a acidificar o solo, diminuindo o pH, aumentando a acidez trocável (Al) e potencial, saturação por alumínio, além de baixar soma e saturação por bases, a CTCef e os teores de Ca e Mg no solo.

Houve um aumento de matéria orgânica do solo com uso de dejetos em longo prazo, destacando maiores concentrações no terço inferior da paisagem, local no qual incrementos também foram encontrados já em médio prazo.

P, K, Zn, Cu e Mn tiveram seus teores elevados com o uso de dejetos, com P, K e Zn apresentando incrementos maiores no uso em longo prazo, frisando que o aumento de K e Mn se deram no solo como um todo enquanto P, Zn e Cu sofreram incrementos principalmente na profundidade de 0-7 cm.

O uso de dejetos proporcionou aumento na população das ordens *Collembola*, *Acari*, *Aranae*, *Diptera*, *Orthoptera*, *Isoptera*, *Blattodea* e *Gastropoda*, além de aumentar a riqueza (diversidade) e a abundância (quantidade) de organismos, que aumentaram continuamente conforme o uso de dejetos ao longo do tempo, havendo ainda maior atividade e biomassa seca da fauna edáfica em longo prazo de uso de dejetos.

Os grupos *Collembola*, *Acari*, *Coleoptera*, *Diptera*, *Hemiptera*, *Thysanoptera*, *Lumbricina*, *Gastropoda* e de Larvas, além de uma maior abundância e biomassa seca de organismos, foram detectados no terço inferior da paisagem em função de maior quantidade de alimento (massa seca das pastagens) nesse local.

Os grupos *Collembola* e *Acari* se mostraram fortemente associados ao uso de DLS bem como aos terços inferiores da paisagem, onde havia mais alimento, enquanto a ordem *Hymenoptera* mostrou o inverso, diminuindo sua abundância nesses locais, indicando que esses grupos em específico podem ser utilizados como bioindicadores.

Os efeitos do uso sucessivo de dejetos sobre os atributos químicos e biológicos do solo são de maior magnitude no terço inferior da paisagem, provavelmente pela percolação do dejetos após aplicação e/ou precipitações posteriores, ocasionando em maior concentração desse resíduo nas partes mais baixas da paisagem.

## 6.6 Referências

ABPA – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL. **Relatório Anual 2023**. 146 p.

ALMEIDA Jr., M.C.D.; CASTRO, P.A.L.; SANTOS, G.O. Taxa de infiltração de água no solo em diferentes usos do solo. **Journal of Biotechnology and Biodiversity**, v.8, n.2, p.115-121, 2020.

AMADO, T.J.C. *et al.* Atributos químicos e físicos de Latossolos e sua relação com os rendimentos de milho e feijão irrigados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.33, n.4, p.831-843, 2009.

ANDERSON, J.M.; INGRAM, J.S.I. Soil fauna. In: **Tropical soil biological and fertility: A Handbook of methods**. 2.ed. Wallingford: C.A.B. International, p.44-46, 1993.

ANTONIOLLI, Z.I. *et al.* **Método alternativo para estudar a fauna do solo**. *Ciência Florestal*, v.16, n.4, p.407-417, 2006.

BARETTA, D. *et al.* Colêmbolos (Hexapoda: Collembola) como bioindicadores de qualidade do solo em áreas com Araucaria angustifolia. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.32, n.spe, p.2693-2699, 2008.

BARROS, E.C. *et al.* **Potencial agrônomo dos dejetos suínos**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves. 2019. 52p. Cartilha.

BETTIOL, **Entendendo a matéria orgânica do solo em ambientes tropical e subtropical**. Brasília: Embrapa. 2023. 788 p.

BERTOL, I. *et al.* Dejeito líquido de suínos: efeito no solo e nas perdas de K, Ca e Mg por erosão hídrica. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v.22, n.1, p.109-122, 2023.

BOITT, G. *et al.* Fate of phosphorus applied to soil in pig slurry under cropping in southern Brazil. **Geoderma**, v.321, p.164-172, jul. 2018.

BRICHI, L. *et al.* Organic residues and their impact on soil health, crop production, and sustainable agriculture: A review. **Soil Use and Management**, v.39, n.2, p.686-706, Abr. 2022.

BRUNETTO, G. *et al.* Changes in soil acidity and organic carbon in an sandy typic hapludalf after medium-term pig-slurry and deep-litter application. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.36, n.5, p.1620-28, 2012.

CAI, Z. *et al.* Striking a balance between N sources: Mitigating soil acidification and accumulation of phosphorous and heavy metals from manure. **Science of the Total Environment**, v.754, art.142189, 2021.

CANTÃO, V.C.G. *et al.* Adicionar dejetos suínos por 17 anos em área agrícola causa poluição por cádmio? **Braz. J. of Develop.**, Curitiba, v.6, n.8, p.60904-60915, ago. 2020.

CARVALHO, L.A. *et al.* Dependência espacial dos atributos físicos de três classes de solos cultivados com cana-de-açúcar sob colheita mecanizada. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.15, n.9, p.940-949, 2011.

CASSOL, P.C.; COSTA, A.C.; CIPRANDI, O.; PANDOLFO, C.M.; ERNANI, P.R. Disponibilidade de macronutrientes e rendimento de milho em Latossolo fertilizado com dejetos suíno. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.36, p.1911-1923, 2012.

COMIN, J.J. *et al.* Physical properties and organic carbon content of a Typic Hapludult soil fertilised with pig slurry and pig litter in a no-tillage system. **Soil Research**, v.51, n.5, p.459-470, 2013.

COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO. **Manual de adubação e calagem para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina**. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo – Núcleo Regional Sul, 2016. 376p.

CORRÊA, J.C. *et al.* **Aplicações de Dejetos de Suínos e as Propriedades do Solo**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves. 2011. 18p. (Circular Técnica n. 58).

COUTO, R.F. *et al.* Accumulation and distribution of copper and zinc in soils following the application of pig slurry for three to thirty years in a micro water shed of Southern Brazil. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v.62, p.593-616, 2015.

DAMÉ, P.R.V. *et al.* Efeitos da queimada seguida de pastoreio ou diferimento sobre o resíduo, temperatura do solo e mesofauna de uma pastagem natural. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.26, p.391-396, 1996.

DANCEY C.P.; REIDY J. **Estatística sem matemática para psicologia: usando SPSS para Windows**. 3.ed. Porto Alegre: Artmed, 2006. 608 p.

FERREIRA, D.F.; FILHO, A.C.; LÚCIO, A.D. Procedimentos estatísticos em planejamentos experimentais com restrições na casualização. **Boletim informativo Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, v.37, n.3, p.16-19, set./dez. 2012.

FOLLMANN, F.M. *et al.* Determinação da fragilidade ambiental de uma bacia hidrográfica em relação à suinocultura utilizando SIG. **Ciência e Natura**, Santa Maria, v.40, n.33, 2018.

GALLO, D. *et al.* **Manual de entomologia agrícola**. 2.ed. Piracicaba: FEALQ, 2002. 920p.

GIACOMINI, S.; AITA, C. Cama sobreposta e dejetos líquidos de suínos como fonte de nitrogênio ao milho. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, Viçosa, v.32, n.1, p.195-205, jan./fev. 2008.

HASSANI, A.; ETEMADIAN, M.; KHATIBI, H. The Effect of Organic and Inorganic Acids on the Physiology of Reproduction and Growth of Earthworms, Soil Fauna, and Microbial Communities in Calcareous Soils. **Journal of Plasma and Biomarkers**, v.11, n.2, p.1-16, 2018.

KÖPPEN, W.; GEIGER, R. **Klimate der Erde**. Gotha: Verlag Justus Perthes. Wall-map 150cm x 200cm, 1928.

MAGALHÃES, S.S.A.; WEBER, O.L.S. Zinc and copper fractions in Oxisols of different textures fertilized with pig slurry. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.25, n.6, p.386-392, 2021.

MASTUOKA, M. *et al.* Impacto da aplicação de dejetos líquidos de suínos na qualidade de solos do oeste catarinense. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, Florianópolis, v.8, n.1, p.540-562, jan./mar. 2019.

MAULÉ, C.P. *et al.* Hydraulic conductivity reduction due to ponded hog manure. **Canadian Agricultural Engineering**, v.42, n.4, p.157-163, 2000.

MERGEN Jr., C.A. *et al.* Atributos químicos em agregados biogênicos e fisiogênicos de solo submetido à aplicação com dejetos suínos. **Rev. Bras. Ciênc. Agrar.**, Recife, v.14, n.1, e5620, 2019.

OLIVEIRA FILHO, J.S. *et al.* Phosphorus accumulation in soil after successive applications of swine manure: a long-term study in Brazil. **Environmental Earth Sciences**, v.79, Art. 62, 2020.

PIMENTEL, M.S. *et al.* Atributos biológicos do solo sob manejo orgânico de cafeeiro, pastagem e floresta em região do Médio Paraíba fluminense-RJ. **Coffee Science**, v.1, n.2, p.85-93, jul./dez. 2006.

PODGAISKI, L.R.; RODRIGUES, G.G. Leaf-litter decomposition of pioneer plants and detritivore macrofaunal assemblages on coal ash disposals in southern Brazil. **Europ. J. Soil Biol.**, v.46, p.394-400, 2010.

QASWAR, M. *et al.* Soil nutrients and heavy metal availability under long-term combined application of swine manure and synthetic fertilizers in acidic paddy soil. **Journal of Soils and Sediments**, v.20, p.2093–2106, 2020.

QUADRO, M.S. *et al.* Biomassa e atividade microbiana em solo acrescido de dejetos suínos. **Revista Brasileira Agrocência**, v. 17, n.1-4, p. 85-93, 2011.

SILVA, D.A.A. **Estratégias de agricultura de precisão para definição de Planos de Manejo Inteligentes**. 2016. 130 f. Dissertação de mestrado

(Agronomia) – Universidade Federal de Santa Maria, Frederico Westphalen, 2016.

SILVA, R.F. *et al.* Doses de dejetos líquido de suínos na comunidade da fauna edáfica em sistema plantio direto e cultivo mínimo. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.44, n.3, p.418-424, mar. 2014.

SANTOS, H.G. *et al.* **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5.ed., rev. e ampl. – Brasília: Embrapa, 2018. 356 p.

SEGANFREDO, M. A. **Os dejetos suínos e seus riscos ambientais no uso como fertilizante**. Brasília, DF: Embrapa Suínos e Aves, Suinocultura Industrial, v.30, n. 207, p. 10-14, 2007.

STRECK, E.V.; KÄMPF, N.; DALMOLIN, R.S.D.; KLAMT, E.; NASCIMENTO, P.C.; SCHNEIDER, P.; PINTO, L.F.S. **Solos do Rio Grande do Sul**. 2.ed. Porto Alegre: EMATER/RS, 2008. 222 p.

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

TEIXEIRA, P.C. *et al.* **Manual de Métodos de Análise de Solo**. 3.ed. Brasília, DF: Embrapa, 2017. 573 p.

XIA, L. *et al.* How Does recycling of livestock manure in agroecosystems affect crop productivity, reactive nitrogen losses, and soil carbon balance? **Environmental Science & Technology**, v.51, p.7450-7457, 2017.

VIDAL, N.A. **Qualidade das águas da bacia hidrográfica do Erval Novo – Município de Três Passos, RS**. 2011. 54 f. Monografia (Graduação em Tecnologia em Planejamento e Gestão para o Desenvolvimento Rural) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Três Passos, 2011.

WIEDER, R.K.; LANG, G.E.A Critique of the Analytical Methods Used in Examining Decomposition Data Obtained From “litter bags”. **Ecology**, v.63, p.1636-1642, 1982.

WILDING, L. P.; DREES, L. R. Spatial variability and pedology. In: WILDING, L. P.; SMECK, N. E.; HALL, G. F. (Eds). **Pedogenesis and Soil Taxonomy - I. Concepts and Interactions**. Amsterdam: Elsevier, p. 83-116, 1983.

WHALEN, J.K.; CHANG, C.; CLAYTON, G.W.; CAREFOOT, J.P. Cattle manure amendments can increase the pH of acid soils. **Soil Sci Soc Am J**, v.64, p.962–966, 2000.

WU, J. *et al.* Effects of soil acid stress on the survival, growth, reproduction, antioxidant enzyme activities, and protein contents in earthworm (*Eisenia fetida*). **Environmental Science and Pollution Research**, v.27, p.33419–33428, 2020.

YOST, J.L. *et al.* Effect of swine manure on soil health properties: A systematic review. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v.86, p.450–486, 2022.

ZHU, Y. *et al.* Fertilization alters the abundance but not the diversity of soil fauna: A meta-analysis. **Global Ecol Biogeogr.**, v.32, p.482–494, 2023.

## 7 ARTIGO IV - Variabilidade espacial da diversidade e atividade biológica do solo em pastagens com uso sucessivo de dejetos líquidos de suínos em médio e longo prazo

### 7.1 Resumo

O sul do Brasil se destaca pela grande produção de suínos e, com isso, gera diariamente um volume de dejetos líquidos de suínos (DLS) elevado, sendo utilizado a alguns milhares de anos em áreas agrícolas, tendo em vista sua concentração de nutrientes. O objetivo deste trabalho foi caracterizar, quantificar e mapear os distintos padrões de variabilidade espacial da atividade e diversidade biológica do solo em áreas de pastagem sem e com uso sucessivo de dejetos líquidos de suínos em médio e longo prazo. Avaliaram-se três tratamentos: solo de pastagem com uso de DLS em médio (A12) e longo prazo (A23), além de campo nativo (CN), em uma grade de 90 pontos em cada área, onde foram utilizadas armadilhas do tipo PROVID. Foram analisados grupos taxonômicos, abundância e riqueza total de organismos, além de índices de diversidade de Shannon (H), Simpson (Is) e Pielou (J), além da atividade biológica pelo método de *Litter bags*. Foram modelados semivariogramas para descrever a estrutura da variabilidade espacial dos atributos, sendo plotados espacialmente através dos interpoladores krigagem e inverso do quadrado da distância. O uso de DLS em médio e longo prazo afetaram os padrões de abundância, riqueza e índices de diversidade utilizados. O DLS favoreceu maior ocorrência dos grupos *Collembola*, *Orthoptera* e *Thysanoptera*, a abundância e a riqueza de grupos. Os índices evidenciaram menor diversidade em A23, norteados pela maior abundância de organismos e do grupo *Collembola*, cuja ocorrência afetou fortemente os índices utilizados (H, Is, e J), devido sua enorme representatividade entre os organismos identificados. As técnicas de geoestatística empregadas analisaram de forma eficaz a dinâmica espacial da fauna edáfica nas áreas de pastagem analisadas, demonstrando semelhanças nos padrões de variabilidade espacial dos grupos e índices, porém com alcances menores na dependência espacial em A23, com exceção da classe *Collembola*.

Palavras-chave: riqueza; abundância; litter bags; geoestatística, colembolos.

### 7.2 Introdução

O Brasil se destaca mundialmente como quarto maior produtor e exportador mundial de suínos, sendo o estado do Rio Grande do Sul o segundo maior produtor nacional (ABPA, 2023) e, a cadeia produtiva caracterizada pelo regime de confinamento do rebanho com um grande número de animais por propriedade, gera grandes volumes de dejetos, o que ocasiona um passivo ambiental, devendo-se inferir uma destinação para esses resíduos, levando em

conta a sustentabilidade dessa cadeia produtiva (Cadis e Henkes, 2014; Mergen Jr., 2019).

Uma opção comumente utilizada é o destino desses resíduos na agricultura em alternativa aos fertilizantes minerais, por conter nutrientes essenciais para o desenvolvimento das plantas, porém, exigindo a adoção de critérios adequados, a fim de evitar problemas ambientais (Guardini *et al.*, 2012; Scherer *et al.*, 2013; Mergen Jr., 2019).

Reconhecidamente considerados como bioindicadores de qualidade do solo (Doran e Zeiss, 2000), a fauna edáfica, cuja biodiversidade mundial ultrapassa 900 mil espécies conhecidas (Brown *et al.*, 2015), pode desempenhar diferentes e importantes funções nas transformações que ocorrem no solo participando ativamente dos processos químicos, físicos e biológicos no ambiente edáfico (Lavelle *et al.*, 2006), servindo justamente como “sensor” para a saúde do solo com uso de resíduos orgânicos.

As comunidades edáficas são em geral, dependentes das condições do solo e vice-versa e, segundo Lavelle *et al.* (2001), a maioria das práticas de manejo do solo têm efeitos positivos ou negativos sobre a diversidade e abundância dos organismos edáficos, podendo ser estes parâmetros, segundo Lavelle *et al.* (1994), considerados como importantes indicadores de qualidade dos solos.

Neste contexto, a diversidade da fauna em ambientes explorados para atividades agrícolas com constante interferência antrópica tem sido considerada como um fator essencial para a manutenção da estrutura e fertilidade do solo (Souza *et al.*, 2017), visto que diferentes usos e manejos do solo podem alterar processos como a decomposição da matéria orgânica, a ciclagem de nutrientes e a agregação das partículas e, assim influenciar a macrofauna edáfica (Rosa *et al.*, 2015), com índices de diversidade biológica, equitabilidade e riqueza, norteando a qualidade do solo e os grupos que estão presentes em determinados ambientes (Aquino *et al.*, 2008).

Importantes estudos têm sido desenvolvidos à respeito da variabilidade espacial das propriedades químicas e/ou físicas do solo (Carvalho *et al.*, 2002; Cavalcante *et al.*, 2007; Siqueira *et al.*, 2009; Zonta *et al.*, 2014; Lemos Filho *et al.*, 2017), entretanto, quando tais fatores já apresentam valores dentro de limites preconizados pelas recomendações e comissões de pesquisa e as

relações desses parâmetros com a produtividade das plantas não são encontradas, novos fatores devem ser identificados (Viana, 2005; Silva, 2016).

Nesse sentido, apesar da destacada importância do conhecimento sobre a comunidade de organismos do solo para uma adequada tomada de decisões em relação ao melhor processo de manejo e conservação do solo, o estudo da variabilidade espacial da fauna edáfica ainda é bastante incipiente havendo poucos trabalhos publicados no País (Rodrigues, 2010; Corassa *et al.*, 2012; Braga, 2017; Silva, 2016; Silva *et al.*, 2018), bem como sob efeito do uso sucessivo de dejetos líquidos de suínos (DLS).

O objetivo deste trabalho foi caracterizar, quantificar e mapear os distintos padrões de variabilidade espacial dos atributos biológicos do solo (diversidade e atividade da fauna do solo) em áreas de pastagem sem e com uso sucessivo de dejetos líquidos de suínos em médio e longo prazo.

### **7.3 Material e Métodos**

#### **7.3.1 Localização e caracterização da área de estudo**

O trabalho foi realizado em duas propriedades rurais (27° 30' S; 53° 56' W) situadas na Sub-bacia Hidrográfica do Lajeado Eral Novo, em Três Passos, na região noroeste do Rio Grande do Sul. O clima da região é do tipo Cfa ou subtropical úmido com verão quente, com temperatura média anual de 20 °C e precipitação média entre 1.800 e 1.900 mm bem distribuídos ao longo do ano (Köppen e Geiger, 1928). Segundo Follmann *et al.* (2018) e Streck *et al.* (2008), as áreas declivosas dessa região apresentam um característico predomínio de associação de Neossolo Litólico e Chernossolo Argilúvico.

#### **7.3.2 Tratamentos, malha amostral e análises**

Foram avaliadas três áreas representativas do manejo adotado regionalmente, sendo: pastagem com uso sucessivo de DLS em médio (A12) e longo prazo (A23), com 12 e 23 anos de uso de DLS, respectivamente, além de uma área de campo nativo (CN) como testemunha. Em cada área selecionada, foi estabelecida uma malha amostral regular de 90 pontos (10 x 9),

distanciados entre si de 3 m cada em cada direção, cobrindo uma área total de 870 m<sup>2</sup> (30 x 27 m).

A Tabela 1 apresenta o padrão das características químicas do DLS que foi aplicado nas áreas A12 e A23. O DLS é proveniente de suínos em período de terminação, permanecendo em maturação por ao menos 90-120 dias em esterqueiras.

Tabela 1: Características do dejetto líquido de suínos (DLS) utilizado em áreas de pastagens. Três Passos, RS, Brasil.

C-orgânico	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O	Ca	Mg	Matéria seca
----- kg m <sup>-3</sup> -----						%
9,0	2,8	2,4	1,5	2,0	0,8	3,0

Os solos foram caracterizados como Chernossolo Argilúvico, Neossolo Litólico e Nossolo Regolítico, de acordo com a sequência de tratamentos (CN, A12 e A23, na devida ordem), cujas características estão descritas na Tabela 2.

Para o levantamento da diversidade da biologia do solo, em cada área de estudo foram instaladas em 90 armadilhas de captura (uma por ponto amostral), de acordo com método PROVID (Antoniolli, 2006), que permaneceram no campo durante sete dias. Posteriormente as coletas, o material foi encaminhado ao Laboratório da Universidade Estadual do Rio Grande do Sul (UERGS, *campus* Três Passos), para identificação dos organismos predominantemente à nível de ordem (predominantemente e, alguns em nível de filo, classe ou família), segundo Gallo *et al.* (2002).

Tabela 2: Características de vegetação, declividade, lotação, granulometria e física do solo (0 – 14 cm) em áreas de pastagem com uso sucessivo de dejetto líquido de suíno há 12 anos (A12), há 23 anos (A23) e campo nativo (CN). Três Passos, RS, Brasil.

Área de pastagem	Vegetação	Declividade	Lotação	Argila	Silte	Areia	Ds	Pt	Mac
	Espécies	class	UA ha <sup>-1</sup>	----- % -----			g dm <sup>-3</sup>	cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup>	
CN	Grama-bermuda	Levemente ondulado	1 a 2	16,2	55,2	28,7	1,20	0,55	0,10
A12	Tifton 85 + azevém	Fortemente ondulado	8 a 10	18,0	48,9	33,1	1,16	0,56	0,17
A23	Tifton 85 + azevém	Fortemente ondulado	8 a 10	25,8	49,6	24,6	1,08	0,59	0,16

\*Onde: UA = unidade animal; Ds = densidade do solo; Pt = porosidade total; Mac = macroporosidade; grama-bermuda = *Cynodondactylon* L.; Tifton 85 = *Cynodon* spp.; azevém = *Loliummultiflorum* L.

Na avaliação da atividade da biologia do solo, foram utilizados 90 “litter bags” (um por ponto amostral) (Wieder e Lang, 1982) confeccionados em malha de nylon (Podgaiski e Rodrigues, 2010), onde foram adicionados 13 g de massa fresca da pastagem coletada nas áreas/tratamentos, permanecendo no campo por 60 dias, coletadas e secas em estufa (65°C) até peso constante, para determinação da massa remanescente (Silva *et al.*, 2016), definindo assim e expresso em porcentagem de material consumido.

### 7.3.3 Análises estatísticas

Posteriormente a identificação dos organismos da fauna edáfica, dados como riqueza e frequência relativas foram determinados, além da confecção dos índices de Diversidade de Shannon (H), de Dominância de Simpson (Is) e de Uniformidade de Pielou (J), utilizando o software DivEs3.0.

Os dados foram submetidos à análise exploratória (estatística descritiva), calculando as seguintes medidas de posição: média aritmética, mediana, valor mínimo e máximo, desvio padrão, variância, coeficientes de variação (CV%), coeficientes de assimetria (Cs) e de curtose (Ck). A dispersão dos dados em torno da média foi avaliada pelos valores de coeficiente de variação (CV), os quais foram classificados segundo Wilding e Drees (1983) como: baixa dispersão (CV <15%), moderada (15% < CV <35%), e alta dispersão (CV >35%). Foi aplicado o teste de aderência de Kolmogorov-Smirnov (K-S),  $p < 0,05$  de significância, para avaliar a tendência de normalidade de cada conjunto de dados.

A análise e caracterização da estrutura de variabilidade espacial de cada conjunto de dados foram elaboradas através de semivariogramas experimentais (Vieira, 2000), os quais foram ajustados a modelos teóricos (esférico, exponencial, gaussiano e linear) obtendo os respectivos parâmetros de ajustes [efeito pepita ( $C_0$ ), contribuição (C), patamar ( $C_0+C$ ) e alcance (a)]. O grau de dependência espacial (GDE) de cada variável foi calculado por meio da equação  $GDE = [C_0/(C_0+C)]*100$  e classificado de acordo com Cambardella *et al.* (1994) como: forte grau de dependência espacial (GDE  $\leq 25\%$ ), moderado (GDE entre 25 e 75%) e fraco (GDE  $> 75\%$ ).

O mapa de variabilidade espacial de cada variável foi construído pela krigagem, se a variável apresentou uma estrutura de variabilidade espacial adequadamente definida pelo semivariograma, ou pelo método do inverso do quadrado da distância (IQD), se os dados não apresentaram uma estrutura de dependência espacial adequadamente definida. Para a espacialização dos dados, estes foram divididos em cinco classes, que foram diferenciadas por cores, partindo do vermelho (valores menores ou piores) ao verde (valores maiores ou melhores), permitindo uma melhor visualização e interpretação dos resultados.

O software GS+ (versão 7.0) (Robertson, 1998) foi utilizado no presente trabalho para a elaboração de semivariogramas experimentais e teóricos, bem como a criação de mapas temáticos, permitindo a visualização da distribuição espacial dos atributos biológicos do solo, através da construção de mapas de isolinhas das variáveis em função de coordenadas métricas.

Também foi realizada a correlação simples ( $r$ ) de Pearson entre os atributos analisados, sendo classificada como fraca ( $0,1 < r < 0,3$ ), moderada ( $0,4 < r < 0,6$ ), forte ( $r > 0,7$ ) e ideal ( $r = 1$ ), de acordo com Dancey e Reidy (2006), utilizando-se em ambas as análises o software estatístico ASSISTAT 7.7.

## 7.4 Resultados e Discussão

### 7.4.1 Análise descritiva

As armadilhas revelaram a presença de um total de 448.559 organismos, distribuídos em 28 grupos taxonômicos distintos, sendo, em ordem de ocorrência: *Collembola* (88,0 %; presente nos 270 pontos amostrados); *Hymenoptera* (4,9%; 269 casos); *Acari* (2,8%, 268 casos), *Coleoptera* (1,7%, 268 casos), *Araneae* (1,0%, 268 casos), *Diptera* (0,7%, 262 casos), *Hemiptera* (0,4%, 256 casos), *Orthoptera* (0,16%; 211 casos), *Thysanoptera* (0,15%; 177 casos) e *Isoptera* (0,08%; 107 casos) com os outros 18 grupos taxonômicos somados (*Blattodea*, *Diplura*, *Gastropoda*, *Isopoda*, *Neuroptera*, *Lepidoptera*, *Protura*, *Shymphylla*, *Diplopoda*, *Dermaptera*, *Chillopoda*, *Anura*, *Opiliones*, *Lumbricina*, *Enchytreidae*, *Pseudoscorpiones* e não identificados)

representando apenas 0,06% dos indivíduos, todos com número de ocorrência menor que 39 casos (Tabela 3).

De forma semelhante, Antonioli *et al.* (2006) encontraram predominância do grupo *Collembola* em diversos ambientes testados, porém encontrando *Acari* e *Hymenoptera* na sequência, enquanto este trabalho observou o inverso nestes dois grupos, destacando a mesofauna como indicadores da condição biológica do solo, devido a sua sensibilidade às alterações ambientais (Damé *et al.*, 1996). Já Lavelle e Spain (2001) citam a enorme importância de himenópteros em processos de decomposição, sendo ainda descritos como “engenheiros ecológicos”, contribuindo em processos fundamentais como a estimulação da atividade microbiana, além da formação da estrutura do solo e dinâmica da matéria orgânica.

Tabela 3 – Estatística descritiva dos atributos biológicos em pastagens nativas e com uso sucessivo de DLS em médio e longo prazo. Três Passos, RS, 2024.

Variável	Parâmetros estatísticos <sup>(1)</sup>										
	n	Casos	Valores				DP	Coeficientes			Teste KS <sup>(2)</sup>
			Mínimo	Média	Mediana	Máximo		CV%	Cs	Ck	
<i>Collembola</i>	270	270	42	1462	1146	7832	1287,7	88,1	1,90	5,27	0,14 <sup>ns</sup>
<i>Hymenoptera</i>	270	269	0	80,6	70	370	48,7	60,4	1,85	6,12	0,14 <sup>ns</sup>
<i>Acari</i>	270	268	0	45,8	39	182	39,7	86,7	2,23	7,70	0,12 <sup>ns</sup>
<i>Coleoptera</i>	270	268	0	28,8	22	156	25,6	88,8	2,11	5,52	0,19 <sup>ns</sup>
<i>Aranae</i>	270	268	0	16,7	9	182	24,8	148,5	3,73	16,35	0,29 <sup>ns</sup>
<i>Diptera</i>	270	262	0	11,1	9	109	10,5	94,1	4,00	29,63	0,17 <sup>ns</sup>
<i>Hemiptera</i>	270	256	0	6,6	5	44	6,0	91,1	2,48	9,59	0,18 <sup>ns</sup>
<i>Orthoptera</i>	270	211	0	2,6	2	12	2,6	98,2	1,33	1,72	0,19 <sup>ns</sup>
<i>Thysanoptera</i>	270	177	0	2,5	1	27	3,6	147,5	3,14	13,63	0,25 <sup>ns</sup>
<i>Isoptera</i>	270	107	0	1,3	0	28	2,8	211,7	4,71	33,79	0,32 <sup>ns</sup>
<i>Blattodea</i>	270	39	0	0,23	0	6	0,71	307,1	4,45	24,61	0,48 <sup>ns</sup>
<i>Diplura</i>	270	31	0	0,22	0	16	1,10	503,9	11,48	158,63	0,46 <sup>ns</sup>
<i>Gastropoda</i>	270	26	0	0,14	0	4	0,51	351,6	4,35	21,79	0,52 <sup>ns</sup>
<i>Isopoda</i>	270	23	0	0,11	0	2	0,38	349,4	3,72	13,79	0,53 <sup>ns</sup>
Larvas (não id.)	270	177	0	2,0	1	24	3,0	150,3	3,77	21,35	0,25 <sup>ns</sup>
Outros	270	55	0	0,36	0	18	1,30	362,5	9,93	127,08	0,40 <sup>ns</sup>
Abund. média	270	-	143	1661,3	1366	8000	1322,4	79,6	1,84	4,93	0,13 <sup>ns</sup>
Riqueza média	270	-	6	10,0	10	13	1,5	14,9	-0,08	-0,67	0,14 <sup>ns</sup>
H'	270	-	0,220	0,550	0,530	0,856	0,117	21,3	0,06	-0,41	0,08 <sup>ns</sup>
J	270	-	0,183	0,510	0,494	0,768	0,118	23,0	0,09	-0,47	0,08 <sup>ns</sup>
Is	270	-	0,177	0,385	0,393	0,816	0,104	27,1	0,93	1,90	0,09 <sup>ns</sup>
Atividade (LB)	270	-	27,0	50,3	50,0	71,4	7,4	14,6	-0,14	0,58	0,05 <sup>ns</sup>

(<sup>1</sup>) Onde: n = número de observações; DP = desvio padrão; CV% = coeficiente de variação; Cs = coeficiente de assimetria; Ck = coeficiente de curtose; (<sup>2</sup>) Teste KS: onde: (\*) significativo em níveis de p < 0,05 e (<sup>ns</sup>) não significativo. Quando for significativo indica que a hipótese para distribuição normal é rejeitada.

A análise exploratória dos dados indica alta variabilidade nos dados de todos os grupos taxonômicos utilizados e da abundância, com CV% maior que 60%, além de predominante assimetria positiva e distribuição leptocúrtica (Tabela 1). Já a riqueza e a atividade da fauna edáfica se mostraram de baixa variabilidade (14,6 e 14,3%, respectivamente), enquanto os índices apresentaram média variabilidade (entre 21,3 e 27,1%), com todos sendo considerados dados normais, simétricos e mesocúrticos.

Naturalmente os grupos analisados e da abundância de organismos apresentam número de CV% mais elevados, como observado por Braga (2017), encontrando valores de 154 e 112% analisando a biologia do solo em Cerrado preservado e antropizado, respectivamente, enquanto Antonioli *et al.* (2006) observaram 120% de CV% em diversos ambientes testados. Já se tratando de riqueza e de índices de diversidade, Braga (2017) observou valores entre 35 e 40% de variabilidade para riqueza e, entre 49-60% para o índice de Pielou e, 55-65% para o índice de Shannon, enquanto Antonioli *et al.* (2006) observaram riqueza com 18% e índice de Simpson com 35%, com todos sendo, portanto, de alta variabilidade, exceto riqueza no último trabalho citado, sendo de média variabilidade, semelhante ao ocorrido no presente trabalho.

#### **7.4.2 Análise geoestatística e espacialização dos atributos**

A análise geoestatística realizada por meio de semivariogramas demonstrou que a maior parte dos atributos avaliados no presente trabalho apresentou dependência espacial (Tabela 4), sendo assim interpoladas espacialmente através do método krigagem, enquanto o método do inverso do quadrado da distância (IQD) foi utilizado para interpolar os dados das variáveis que não apresentaram estrutura de dependência espacial (Figuras 1, 2 e 3), que foram: *Orthoptera* (CN), *Isoptera* (A12 e A23), riqueza de organismos (A12) e *Thysanoptera* (A23).

Tabela 4 – Parâmetros dos modelos dos semivariogramas ajustados para os atributos biológicos do solo em pastagens nativas (CN) e com uso sucessivo de DLS em médio (A12) e longo prazo (A23). Três Passos, RS, 2024.

Variável	Modelo teórico	C0*	C0+C	a (m)	GDE	
					%	Classe
Campo nativo (CN)						
<i>Collembola</i>	Exponencial	69000,0	424100,0	16,1	16,3	Forte
<i>Hymenoptera</i>	Gaussiano	1970,0	5713,0	30,1	25,6	Moderado
<i>Acari</i>	Gaussiano	53,0	409,0	5,7	11,5	Forte
<i>Coleoptera</i>	Exponencial	22,0	162,5	5,2	11,9	Forte
<i>Araneae</i>	Gaussiano	7,90	226,70	51,4	3,4	Forte
<i>Orthoptera</i>	EPP	-	-	-	-	-
<i>Thysanoptera</i>	Exponencial	0,41	3,99	5,5	9,3	Forte
<i>Isoptera</i>	Esférico	0,10600	1,79600	3,8	5,6	Forte
Índice H	Gaussiano	0,00422	0,01654	23,8	20,3	Forte
Índice Is	Gaussiano	0,00276	0,00947	19,9	22,6	Forte
Índice J	Gaussiano	0,00287	0,01404	20,9	17,0	Forte
Abundância	Esférico	86000,0	458800,0	16,4	15,8	Forte
Riqueza	Gaussiano	0,19400	1,76600	3,7	9,9	Forte
Atividade (LB)	Esférico	1,50	47,14	4,7	3,1	Forte
Médio prazo (A12)						
<i>Collembola</i>	Esférico	503000,0	2707000,0	38,2	15,7	Forte
<i>Hymenoptera</i>	Exponencial	218,0	1767,0	6,2	11,0	Forte
<i>Acari</i>	Esférico	465,0	1170,0	11,7	28,4	Moderado
<i>Coleoptera</i>	Gaussiano	507,0	1887,0	27,7	21,2	Forte
<i>Araneae</i>	Exponencial	121,0	1292,0	4,5	8,6	Forte
<i>Orthoptera</i>	Gaussiano	2,76	9,53	54,5	22,5	Forte
<i>Thysanoptera</i>	Esférico	1,12	26,64	4,8	4,0	Forte
<i>Isoptera</i>	EPP	-	-	-	-	-
Índice H	Gaussiano	0,01170	0,02890	48,9	28,8	Moderado
Índice Is	Gaussiano	0,01310	0,03030	43,0	30,2	Moderado
Índice J	Gaussiano	0,01120	0,04082	60,1	21,5	Forte
Abundância	Esférico	489000,0	2939000,0	37,2	14,3	Forte
Riqueza	EPP	-	-	-	-	-
Atividade (LB)	Gaussiano	4,60	51,22	6,6	8,2	Moderado
Longo prazo (A23)						
<i>Collembola</i>	Exponencial	1083000,0	3285000,0	183,0	24,8	Forte
<i>Hymenoptera</i>	Esférico	887,0	1775,0	12,1	33,3	Moderado
<i>Acari</i>	Esférico	70,0	2214,0	3,7	3,1	Forte
<i>Coleoptera</i>	Esférico	17,0	384,6	4,4	4,2	Forte
<i>Araneae</i>	Exponencial	43,0	369,8	7,3	10,4	Forte
<i>Orthoptera</i>	Esférico	0,2600	7,6190	4,3	3,3	Forte
<i>Thysanoptera</i>	EPP	-	-	-	-	-
<i>Isoptera</i>	EPP	-	-	-	-	-
Índice H	Esférico	0,00005	0,00484	3,0	1,0	Forte
Índice Is	Esférico	0,00001	0,00417	3,0	0,2	Forte
Índice J	Esférico	0,00001	0,00387	3,6	0,3	Forte
Abundância	Esférico	1000,0	1551000,0	3,0	0,1	Forte
Riqueza	Exponencial	0,16400	2,01000	5,9	7,5	Moderado
Atividade (LB)	Esférico	2,90	62,68	3,6	4,4	Forte

Parâmetros geoestatísticos: C<sub>0</sub> = Efeito pepita; C<sub>0</sub>+C = Patamar; a = Alcance (em m); GDE (em %) = grau de dependência espacial.

A krigagem se destaca na capacidade de considerar a autocorrelação entre os pontos a fim de aumentar a eficiência da estimativa (Mello *et al.*, 2006), utilizando a dependência espacial entre as amostras vizinhas pelos semivariogramas para estimar valores em pontos não amostrados (Vieira, 2000), procurando minimizar o erro de estimação, que de fato, apresenta erro médio de estimação nulo (Soares, 2018).

A ocorrência da classe *Collembola* se adequou a semivariogramas exponencial (CN e A23) e esférico (A12), com grau de dependência espacial forte nas três áreas, ressaltando que quanto menor o valor de GDE, mais os semivariogramas explicam a variância dos dados.

Outro parâmetro importante fornecido pelos semivariogramas são os valores de alcance, que indica a linha divisória entre a aplicação da estatística clássica (podendo ser usada sem restrições para distâncias maiores que o alcance) ou da Geoestatística, onde distâncias menores que o alcance indica correlação entre as amostras, podendo ser utilizadas para interpolação dos locais não amostrados (Vieira, 2000; Soares, 2018), sendo que o valor do alcance deve ser sempre considerado no planejamento das amostragens (Zanão Jr. *et al.*, 2010).

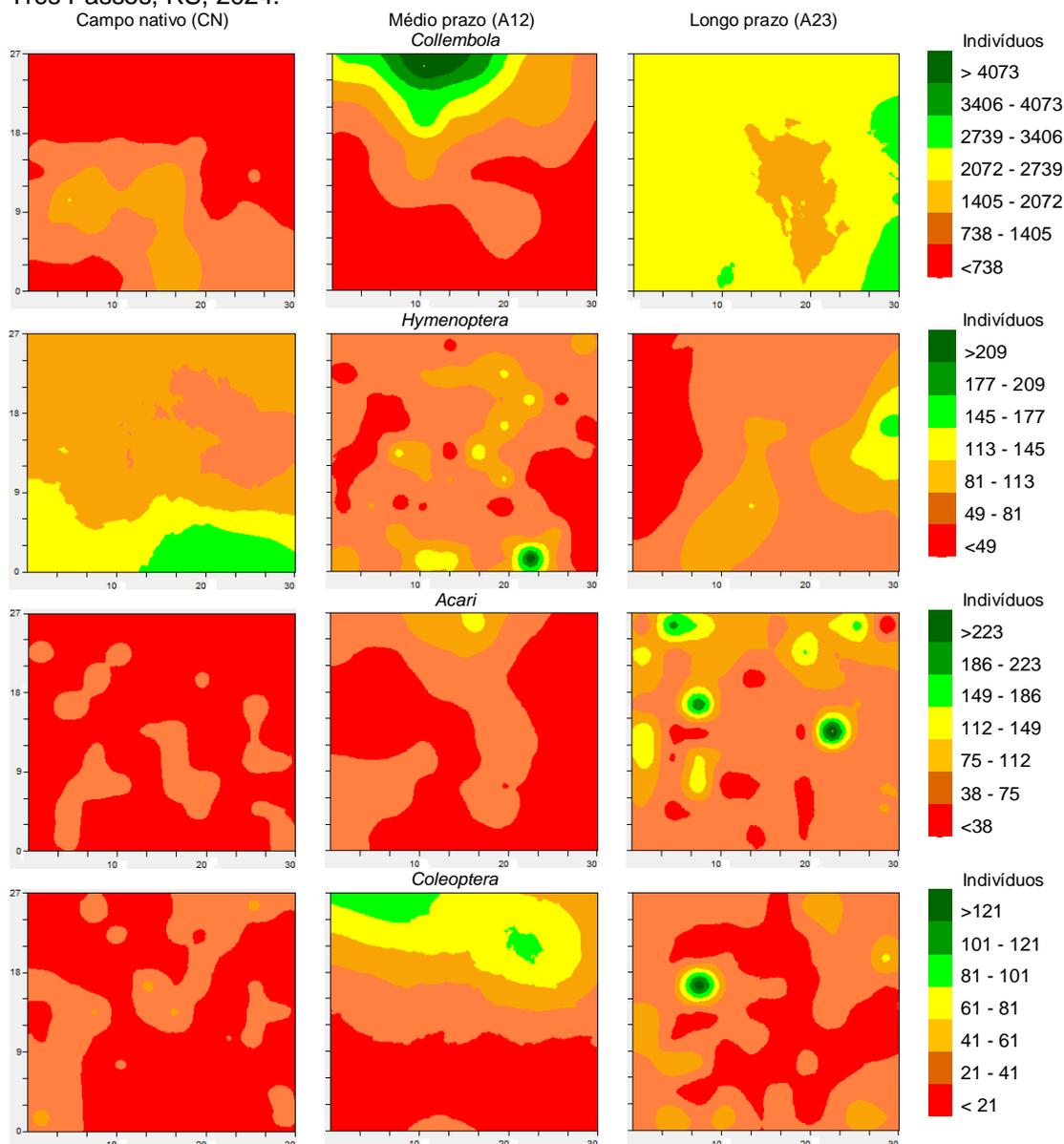
Os alcances obtidos para a classe *Collembola* foram de 16,1; 38,2 e 183,0 m para CN, A12 e A23, respectivamente, com o último, mostrando mais homogeneidade na ocorrência de colêmbolos na área, enquanto CN e A12 demonstraram maior heterogeneidade nesse grupo (Figura 1). Assim, no caso de usar a geoestatística para interpolar uma dessas variáveis, a área poderia contar com um número menor de amostras (Zanão Jr. *et al.*, 2010), visto que a diagonal máxima das áreas estudadas possui 40,36 m (27 x 30 m), com espaçamento de 3 m entre as amostras.

Chavaut *et al.* (2003) salientam que a abundância pode ser influenciada pela quantidade e qualidade do material vegetal presente, o que em locais heterogêneos pode resultar na dispersão dos indivíduos e em variabilidade da distribuição de comunidades de colêmbolos no solo. Ainda, os colêmbolos são considerados oportunistas, por crescerem de modo rápido sob condições adequadas (Coleman e Grossley, 1995; Corassa, 2012).

Já a ordem *Hymenoptera* teve sua variabilidade espacial explicada pelos modelos teóricos gaussiano (CN), exponencial (A12) e esférico (A23),

apresentando GDE moderado em CN e A23 a forte em A12. Já os alcances foram de 30,1; 6,2 e 12,1 m, para CN, A12 e A23, respectivamente, demonstrando que o espaçamento entre amostras e dimensionamento da área de amostragem foi adequado para este grupo, apresentando maior abundância em CN e menor nas áreas com uso de DLS, cujos locais de maior abundância em todos os mapas foram mais pontuais (Figura 1).

Figura 1 – Distribuição espacial dos grupos *Collembola*, *Hymenoptera*, *Acari* e *Coleoptera* em pastagens nativas (CN) e com uso sucessivo de DLS em médio (A12) e longo prazo (A23). Três Passos, RS, 2024.



Os himenópteros são insetos sociais e se caracterizam por serem os principais predadores de artrópodes no solo (Vasconcellos, 2008), e sua

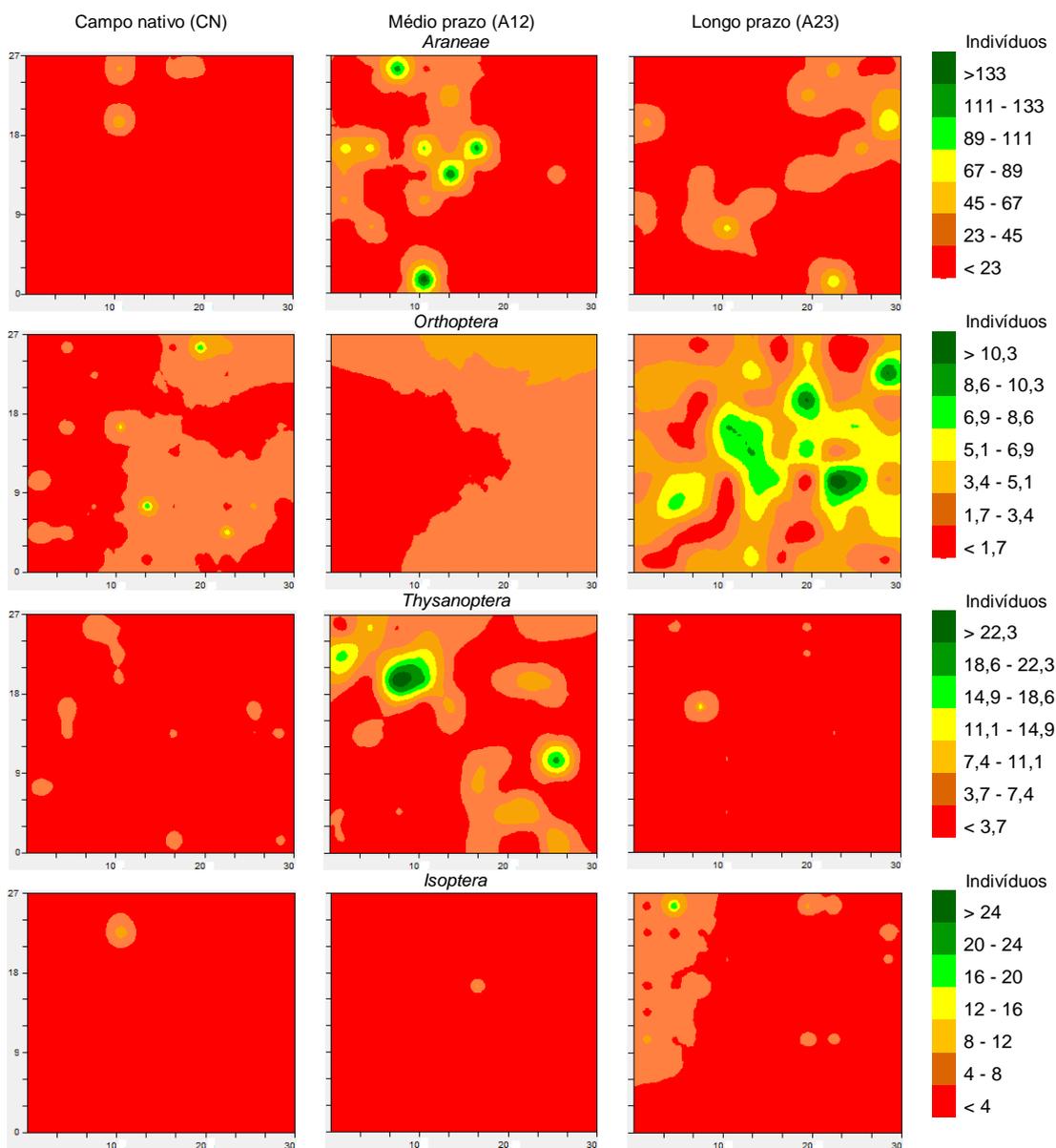
presença na área com pouca ou baixa diversidade de vegetação pode estar associado à sua facilidade na locomoção pelo ambiente, optando assim por áreas com menor competição por espaços e menor presença de predadores, com fontes de alimento mais distantes (Parr *et al.*, 2007; Braga, 2017). Lavelle *et al.* (1992) salientam que a quantidade de alimento pode influenciar diretamente sobre a abundância da fauna do solo, pois a menor produção de alimento (matéria seca) pode interferir na disponibilidade de substrato para a macrofauna, favorecendo a população mais elevada, ou adaptada.

A subclasse *Acari* teve sua ocorrência espacial explicada pelos modelos gaussiano (CN) e esférico (A12 e A23), com GDE de moderado em A12 a forte em CN e A23, cujos alcances variaram de 3,7 a 11,7 m, em A23 e A12, respectivamente (Figura 1), consideravelmente mais baixos que dos grupos *Collembola* e *Hymenoptera*. Enquanto isso, a ordem *Araneae* teve sua variabilidade espacial explicada pelos modelos gaussiano (CN) e exponencial (A12 e A23), com GDE forte em todas as áreas e, alcances que variaram de 4,5 a 51,0 m, em A12 e CN, nessa ordem (Figura 2).

Segundo Silva *et al.* (2018), a presença de culturas de cobertura favorece espécies da fauna epigéica do solo que são especializadas e sensíveis a alterações abióticas, como *Acari*, *Araneae*, *Diplura*, *Formicidae* e *Poduromorpha*. Isto se deve à oferta de alimento, microclima e abrigo natural fornecidos pelas culturas de cobertura do solo (Franco *et al.*, 2016).

A ordem *Coleoptera* teve sua variabilidade espacial explicada pelos modelos exponencial (CN), gaussiano (A12) e esférico (A23), com GDE forte em todas as áreas de pastagem, com alcances variando de 4,4 até 27,7 m, em A23 e A12, respectivamente. Ainda é possível notar que as áreas com uso de DLS apresentaram maior número de exemplares como um todo, especialmente na metade superior de A12 e nas bordas de A23 (Figura 1), que possuem maior lotação animal (Tabela 2), justamente pelo aumento da oferta de forragem proporcionada pela aplicação de DLS.

Figura 2 – Distribuição espacial dos grupos *Araneae*, *Orthoptera*, *Thysanoptera* e *Isoptera* em pastagens nativas (CN) e com uso sucessivo de DLS em médio (A12) e longo prazo (A23). Três Passos, RS, 2024.



Marchiori *et al.* (2000) destacam que o grupo *Coleoptera* possui famílias especializadas em incorporar as placas de dejetos bovinos, utilizando-as para depositar seus ovos e se reproduzirem, em especial a família *Scarabeidae*, sendo natural seu aumento em áreas de pastagem com bovinos. Ainda, Lovei e Sunderland (1996) e Corassa (2012) afirmam que o aumento da densidade de coleópteros pode estar associado ao aumento de animais detritívoros ou fungívoros na área, como caso de ácaros e colêmbolos, os quais são presas potenciais de besouros predadores generalistas, o que

também pode explicar a ocorrência deste grupo justamente em locais com maior número destes grupos da mesofauna, principalmente na metade superior de A12, local de maior densidade de colêmbolos das áreas analisadas (Figura 1).

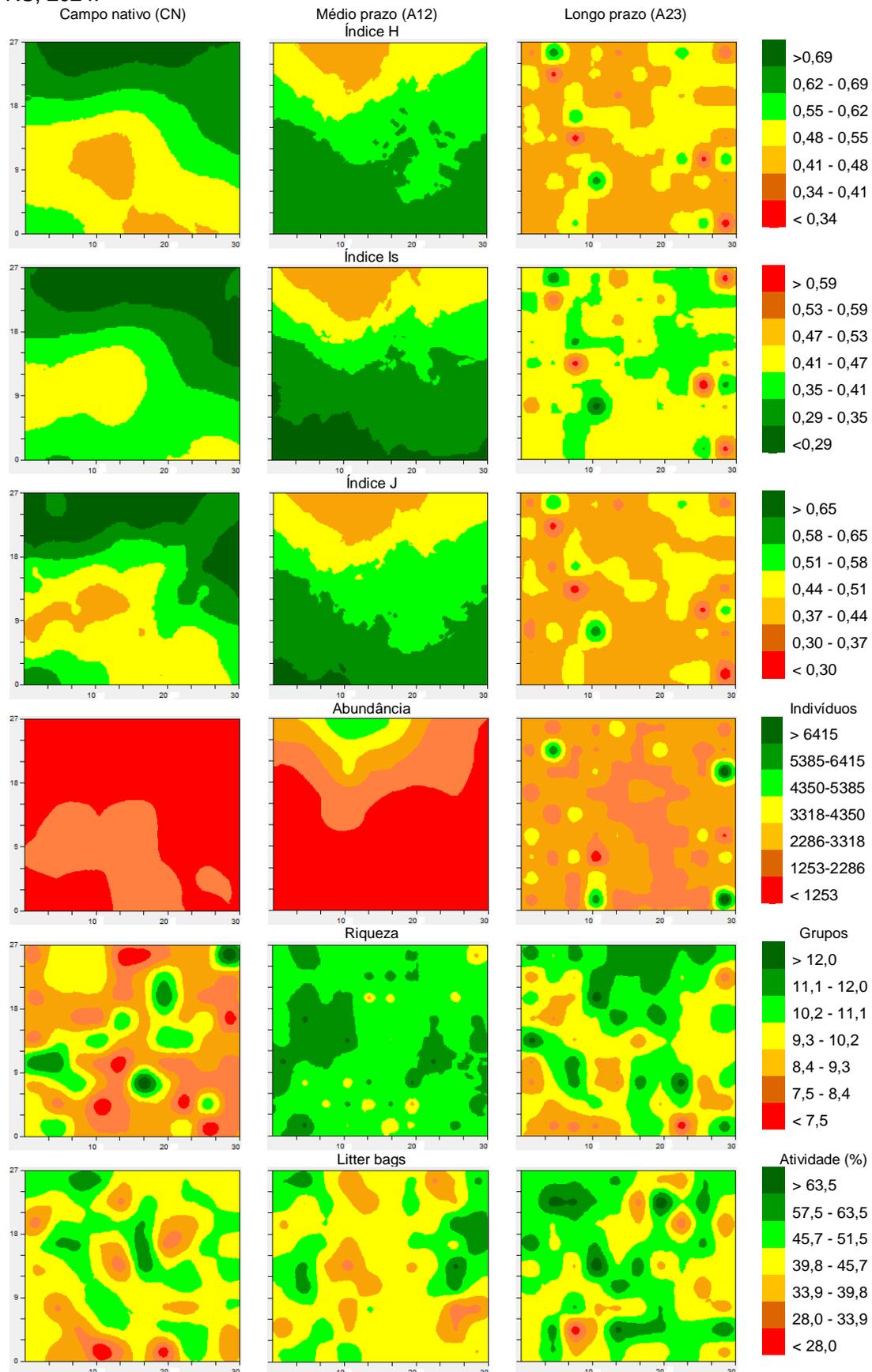
O grupo *Orthoptera*, apresentou modelos gaussiano e esférico nas áreas com uso de DLS (A12 e A23, respectivamente), com GDE forte em ambos os locais e alcance de 4,3 e 54,5 m em A23 e A12, nesta ordem, enquanto CN indicou variabilidade aleatória (EPP). Rasplus e Roques (2010) afirmam que os ortópteros são majoritariamente fitófagos e incluem algumas espécies agrícolas notáveis, como gafanhotos e grilos, sendo comuns na maioria dos habitats terrestres e, mais diversificados nos trópicos, indicando que a maior oferta de forragem encontrada nas áreas com DLS, em especial A23, tende a atrair mais exemplares deste grupo.

Já o grupo *Thysanoptera*, teve sua especialização definida pelos modelos exponencial (CN) e esférico (A12), com GDE forte e alcances de 4,8 a 5,5 m, com A23 não indicando estrutura espacial definida (EPP). Por fim, o grupo *Isoptera* apresentou dependência espacial (EPP) somente em CN, pelo modelo esférico, GDE forte e alcance de 3,8 m. O efeito pepita puro (EPP) indica que o espaçamento utilizado entre amostras de 3 m não foi suficiente para detectar a variabilidade espacial das variáveis em questão (Vieira, 2000).

Se tratando dos índices, em CN os índices H, Is e J apresentaram dependência espacial com modelo gaussiano e GDE forte, com alcance de 19,9 a 23,9 m, enquanto A12 também apresentou modelo gaussiano em ambos os índices, com GDE moderado (H e Is) a forte (J), com alcances que variaram de 43,0 a 60,1 m e, por fim, A23 mostrou o modelo esférico como mais adequado, com alcance consideravelmente menor, de 3,0 a 3,6 m, indicando maior variabilidade espacial dos índices de diversidade neste local (Figura 3).

A tabela de correlação simples entre as variáveis biológicas estudadas encontra-se na Tabela 5. Nesta tabela é possível notar a existência de correlações fortes entre os índices H, Is e J, além de correlações moderadas destas com a ordem *Collembola* e a abundância de organismos, destacando que a correlação de  $r = 0,99$  entre estes dois últimos atributos citados, interferiram diretamente nos índices de diversidade utilizados neste trabalho.

Figura 3 – Distribuição espacial dos Índices de Shannon (H), Simpson (Is) e Pielou (J), abundância e riqueza de organismos, e atividade da fauna edáfica (Litter bags) em pastagens nativas (CN) e com uso sucessivo de DLS em médio (A12) e longo prazo (A23). Três Passos, RS, 2024.



Uma maior diversidade de espécies em um local culmina na produção de estruturas, cuja abundância e qualidade são essenciais para a conservação e dinâmica da matéria orgânica no solo, ciclagem de nutrientes e preservação das propriedades físicas, fundamentais para a sustentabilidade da produção primária (Lavelle, 1996; Corassa, 2012). As práticas de manejo utilizadas em um sistema de produção podem interferir diretamente e de forma indireta sobre a diversidade de invertebrados da fauna edáfica (Baretta *et al.*, 2003), com grupos funcionais podendo desaparecer ou serem reduzidos, em abundância e diversidade, em função de processos de degradação do solo (Baretta *et al.*, 2011).

Tabela 5 – Correlação simples (r) de Pearson entre os atributos biológicos do solo. Três Passos, RS, 2024.

Variável	Col	Hym	Aca	Clp	Ara	Ort	Thy	Ipt	H	Is	J	Abd	Rqz	LB
<i>Collembola</i>	1	0,01 <sup>ns</sup>	0,18*	0,14	0,02	0,07	0,02	-0,04	-0,55**	0,49**	-0,62**	0,99**	0,17*	0,01
<i>Hymenoptera</i>		1	-0,01	-0,01	-0,01	-0,01	-0,02	-0,01	0,01	-0,01	0,01	-0,01	-0,03	-0,02
<i>Acari</i>			1	0,05	0,01	0,03	0,03	0,20*	-0,02	0,01	-0,06	0,20*	0,16*	0,01
<i>Coleoptera</i>				1	0,01	0,01	0,15*	0,02	-0,03	0,10	-0,06	0,16*	0,10	0,01
<i>Aranae</i>					1	0,01	-0,01	0,03	0,01	-0,01	0,01	0,03	0,01	0,01
<i>Orthoptera</i>						1	-0,01	-0,02	-0,05	0,04	-0,08	0,08	0,06	0,02
<i>Thysanoptera</i>							1	-0,01	0,01	0,02	-0,01	0,03	0,05	0,01
<i>Isoptera</i>								1	-0,01	0,01	-0,02	0,05	0,14*	0,01
Índice H									1	-0,88**	0,93**	-0,53**	-0,04	0,01
Índice Is										1	-0,85**	0,48**	0,07	0,01
Índice J											1	-0,60**	-0,19*	-0,01
Abundância												1	0,18*	0,01
Riqueza													1	0,01
Atividade (LB)														1

Onde: Col = *Collembola*; Hym = *Hymenoptera*; Aca = *Acari*; Clp = *Coleoptera*; Ara = *Aranae*; Ort = *Orthoptera*; Thy = *Thysanoptera*; Ipt = *Isoptera*; Abd = Abundância; Rqz = riqueza; LB = atividade (litter bags). \*\*significativo a 1% de probabilidade; \*significativo a 5% de probabilidade; <sup>ns</sup>: não significativo.

A abundância demonstrou alcances entre 3,0 e 16,4 m para o atributo abundância de organismos, com ambos se ajustando ao modelo esférico com GDE forte. Já a riqueza teve alcance de 3,7 a 5,9 m, com ajustes gaussiano (CN) e exponencial (A23), com GDE moderado e forte, respectivamente, além de não detectar estrutura de variabilidade espacial (EPP) em A12.

Silva *et al.* (2018), analisando a diversidade da fauna do solo em diferentes usos do solo no Brasil, encontrou Pielou ajustado ao modelo esférico em milheto e esférico para os índices de Shannon e Simpson em soja, enquanto Gholami *et al.* (2016), ao estudar a variabilidade espacial da

macrofauna do solo associada a fatores abióticos em floresta no Irã, ajustou o modelo exponencial ao índice de uniformidade, riqueza e diversidade, e o modelo esférico à abundância da macrofauna do solo.

Por último, a atividade biológica do solo, avaliada pelo método de *Litter bags* (LB), demonstrou alcance semelhante entre as áreas, variando de 3,6 a 6,6 m, ligeiramente mais elevado que a distância entre amostras, com modelo esférico em CN e A23 e gaussiano em A12, e GDE moderado em CN e forte em A12 e A23.

De maneira geral, a atividade biológica se demonstrou semelhante entre as áreas, mas com pontos de menor atividade mais destacados em CN e de maior atividade em A23, com A12 se mostrando intermediário a ambas as áreas recém citadas (Figura 3). Ainda, destacam-se os valores extremamente baixos de correlação entre os grupos e atributos biológicos com a atividade biológica, indicando que provavelmente esse papel se deva a fração microbiológica da fauna edáfica, objeto não focado neste trabalho.

## 7.5 Conclusões

O uso ou não de dejetos em médio e longo prazo afetaram os padrões de abundância, riqueza e índices de diversidade da fauna do solo.

A maior ocorrência dos grupos *Collembola*, *Orthoptera* e *Thysanoptera*, a abundância e a riqueza de grupos nas áreas de pastagem com uso de dejetos (A12 e A23) indicam um favorecimento destas variáveis biológicas pelo uso deste resíduo orgânico.

Os índices utilizados evidenciaram maior dominância e menor diversidade e equitabilidade na área de pastagem com uso de dejetos em longo prazo (A23), norteados pela maior abundância e do grupo *Collembola* ocorrido neste local, cuja ocorrência afetou fortemente os índices utilizados (H, Is, e J), devido sua enorme representatividade entre os organismos identificados.

As técnicas geoestatísticas utilizadas analisaram de forma eficaz a dinâmica espacial da fauna edáfica nas áreas de pastagem analisadas, sendo que a variabilidade espacial dos grupos taxonômicos e índices de diversidade se mostraram semelhantes entre as áreas, porém com alcances menores na dependência espacial da pastagem com uso de dejetos líquido de suínos em longo prazo (A23), com exceção do grupo mais representativo, a classe *Collembola*.

## 7.6 Referências

- ABPA - Associação Brasileira de Proteína Animal. **Relatório anual 2023**, 75 p. 2023. Disponível em: <<https://abpa-br.org/abpa-relatorio-anual/>>. Acesso em: 17 jul. 2023.
- ANTONIOLLI, Z.I. *et al.* **Método alternativo para estudar a fauna do solo**. *Ciência Florestal*, v.16, n.4, p.407-417, 2006.
- AQUINO, A.M. *et al.* Invertebrate soil macrofauna under different ground cover plants in the no-till system in the Cerrado. **European Journal of Soil Biology**, n.44, p. 191-197, 2008.
- BARETTA, D. Fauna edáfica avaliada por armadilhas de catação manual afetada pelo manejo do solo na região oeste catarinense. **Revista Ciência Agroveterinária**, Lages, v.2, n.1, p.97-106, 2003.
- BARETTA, D. *et al.* Fauna edáfica e qualidade do solo. In: KLAUBERG FILHO, O.; MAFRA, A.L.; GATIBONI, L.C. **Tópicos em Ciências do Solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, v.7, p.141-102, 2011.
- BRAGA, D.M. **Diversidade e variabilidade espacial da fauna do solo em área de Cerrado, Maranhão, Brasil**. 2017. 39 f. Monografia de graduação (Ciências Biológicas) – Universidade Federal do Maranhão, Chapadinha, 2017.
- BROWN, G.G. *et al.* Biodiversidade da fauna do solo e sua contribuição para os serviços ambientais. In: PARRON, L.M. *et al.* (Ed.). **Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do Bioma Mata Atlântica**. Brasília, DF: Embrapa, p.121-154, 2015.
- CADIS, P.; HENKES, J.A. Gestão Ambiental na Suinocultura: sistema de tratamento de resíduos líquidos por unidade de compostagem. **Revista Gestão e Sustentabilidade Ambiental**, v.3, n.1, p.169-188, 2014.
- CAMBARDELLA, C. A. *et al.* Field-scale variability of soil properties in central Iowa soils. **Soil Science Society American Journal**, v.58, p.1501-1511, 1994.
- CARVALHO, J.R.P.; SILVEIRA, P.M.; VIEIRA, S.R. Geoestatística na determinação da variabilidade espacial de características químicas do solo sob diferentes preparos. **Pesq Agropec Bras.**, Brasília, v.37, p.1151-1159, 2002.
- CAVALCANTE, E.G.S. *et al.* Variabilidade espacial de atributos químicos do solo sob diferentes usos e manejos. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, Viçosa, v.31, n.6, p.1329-1339, 2007.
- CHAUVAT, M.; ZAITSEV, A.S.; WOLTERS, V. Successional changes of Collembola and soil microbiota during forest rotation. **Oecologia**, v.137, n.2, p.269-276, 2003.

COLEMAN, D.C.; GROSSLEY, D.A. **Fundamentals of soil ecology**. San Diego: Academic Press, 1995. 205p.

CORASSA, G.M. **Técnicas de Agricultura de Precisão aplicadas à avaliação da distribuição espacial da fauna edáfica em Sistema Plantio Direto**. 2012. 45 p. Monografia (Graduação em Agronomia) – Universidade Federal de Santa Maria, Frederico Westphalen. 2012.

DAMÉ, P.R.V. *et al.* Efeitos da queimada seguida de pastoreio ou diferimento sobre o resíduo, temperatura do solo e mesofauna de uma pastagem natural. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.26, p.391-396, 1996.

DANCEY C.P.; REIDY J. **Estatística sem matemática para psicologia: usando SPSS para Windows**. 3.ed. Porto Alegre: Artmed, 2006. 608 p.

DORAN, J.W.; ZEISS, M.R. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. **Applied Soil Ecology**, n.15, p.3-11, 2000.

FOLLMANN, F.M. *et al.* Determinação da fragilidade ambiental de uma bacia hidrográfica em relação à suinocultura utilizando SIG. **Ciência e Natura**, Santa Maria, v.40, n.33, 2018.

FRANCO, A.L.C. *et al.* Loss of soil (macro)fauna due to the expansion of Brazilian sugarcane acreage. **Sci Total Environ**, v.563-564, p.160-168, 2016.

GALLO, D. *et al.* **Manual de entomologia agrícola**. 2.ed. Piracicaba: FEALQ, 2002. 920p.

GHOLAMI, S. *et al.* Spatial analysis of riparian forest soil macrofauna and its relation to abiotic soil properties. **Pedobiologia**, v.59, p.27-36, 2006.

GUARDINI, R. *et al.* Accumulation of phosphorus fractions in Typic Hapludalf soil after long-term application of pig slurry and deep litter in a no-tillage system. **Nutrient Cycling and Agroecosystem**, v.93, n.2, p.215-225, 2012.

KÖPPEN, W.; GEIGER, R. **Klimate der Erde**. Gotha: Verlag Justus Perthes. Wall-map 150cm x 200cm, 1928.

LAVELLE, P. *et al.* SOM management in the tropics: Why feeding the soil macrofauna? **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v.61, p.53-61, 2001.

LAVELLE, P. Diversity of soil fauna and ecosystem function. **Biol. Intern.**, v.33, p.3-16, 1996.

LAVELLE, P. *et al.* The relationship between soil Macrofauna and tropical soil fertility. In: SWIFT, M.J.; WOOMER, P. (Eds.). **Tropical Soil Biology and Fertility**. New York John Wiley-Sayee, p.137-169, 1994.

LAVELLE, P. *et al.* Impact of soil fauna on the properties of soils in the humid tropics. **Soil Science Society America Journal**, Special Publication, n.29 p.157-185, 1992.

LAVELLE, P.; SPAIN, A.V. **Soil ecology**. Dordrecht: Kluwer Academic, 2001. 654p.

LEMOS FILHO, L.C.A.; FERREIRA, L.L.N.; LYRA, D.L. Variabilidade espacial de atributos do solo indicadores de degradação ambiental em microbacia hidrográfica. **RevistaAgro@mbienteOn-line**, v.11, n.1, p.11-20, jan.-mar., 2017.

LOVEI, G.L.; SUNDERLAND, K.D. Ecology and behavior of ground beetles (Coleoptera: Carabidae). **Annual Review of Entomology**, Palo Alto, v.41, p.231-256, 1996.

MARCHIORI, C.H.; OLIVEIRA, A.T.; LINHARES, A.X. Levantamento de Coleoptera (Arthropoda: Insecta) associados a fezes de gado bovino, no município de Itumbiara, Goiás, Brasil. **Acta Scientiarum**, v.22, n.2, p.403-407, 2000.

MELLO, G.; BUENO, C.R.P.; PEREIRA, G.T. Variabilidade espacial das propriedades físicas e químicas do solo em áreas intensamente cultivadas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.10, n.2, p.294–305, 2006.

MERGEN Jr., C.A. *et al.* Atributos químicos em agregados biogênicos e fisiogênicos de solo submetido à aplicação com dejetos suínos. **Rev. Bras. Cienc. Agrar.**, Recife, v.14, n.1, e5620, 2019.

PARR, C.L. *et al.* Savanna fires increase rates of seed dispersal by ants. **Oecologia**, v.151, p.33-41, 2007.

PODGAISKI, L.R.; RODRIGUES, G.G. Leaf-litter decomposition of pioneer plants and detritivore macrofaunal assemblages on coal ash disposals in Southern Brazil. **Eur. J. Soil Biol.**, v.46, p.394-400, 2010.

ROBERTSON, G.P. **GS+: Geostatistics for the environmental sciences – GS+ User's Guide**. Plainwell: Gamma Design Software, 152 p. 1998.

RODRIGUES, K.M. **Variabilidade espacial de atributos químicos, físicos e biológicos em voçoroca revegetada no município de Pinheiral – RJ**. 2010. 82 f. Dissertação (mestrado Ciências em Agronomia) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2010.

ROSA, M.G. *et al.* Macrofauna Edáfica e Atributos Físicos e Químicos em Sistemas de Uso do Solo no Planalto Catarinense. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, Viçosa, v.39, p.44-1553, 2015.

SCHERER, E.E.; BALDISSERA, I.T.; SPAGNOLO, E. **Qualidade do solo e da água surgente em áreas com uso intensivo e continuado de esterco de suínos como fertilizante**. Florianópolis: Epagri, 2013. 38p.

SILVA, D.A.A. **Estratégias de agricultura de precisão para definição de Planos de Manejo Inteligentes**. 2016. 130 f. Dissertação de mestrado (Agronomia) – Universidade Federal de Santa Maria, Frederico Westphalen, 2016.

SILVA, D.M. *et al.* Effects of pig slurry application on the diversity and activity of soil biota in pasture areas. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.46, n.10, p.1756-1763, out. 2016.

SILVA, R.A. *et al.* Spatial Variability of Soil Fauna Under Different Land Use and Managements. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, Viçosa, v.42, p.1-18, maio 2018.

SIQUEIRA, G.M.; VIEIRA, S.R.; DECEN, S.C.F. Variabilidade espacial da densidade e da porosidade de um Latossolo Vermelho eutrófico sob semeadura direta por vinte anos. **Bragantia**, Campinas, v.68, p.751-759, 2009.

SOARES, M. F. **Variabilidade espacial dos atributos físico-hídricos e do carbono orgânico do solo de uma bacia hidrográfica de cabeceira em Canguçu – RS**. 2018. 102 f. Dissertação de mestrado (Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2018.

SOUZA, J.T.A. *et al.* Diversidade de macrofauna edáfica em diferentes ambientes de cultivo no agreste da Paraíba, Brasil. **Revista de Agricultura Neotropical**, Cassilândia-MS, v.4, n.3, p.55-60, jul./set. 2017.

STRECK, E.V.; KÄMPF, N.; DALMOLIN, R.S.D.; KLAMT, E.; NASCIMENTO, P.C.; SCHNEIDER, P.; PINTO, L.F.S. **Solos do Rio Grande do Sul**. 2.ed. Porto Alegre: EMATER/RS, 2008. 222 p.

VASCONCELOS, H.L. Formigas do solo nas florestas da amazônia de diversidade e respostas aos distúrbios naturais e antrópicos. In: MOREIRA, F.M.S.; SIQUEIRA, J.O.; BRUSSARD, L. **Biodiversidade do solo em ecossistemas brasileiros**. Lavras, Universidade Federal de Lavras, 2008. p. 323-343.

VIANA, J.H.M. **Distribuição espacial de atributos físico-químicos, mineralógicos e micromorfológicos de Latossolos visando o mapeamento de áreas produtivas**. 2005. 194 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2005.

VIEIRA, S.R. Geoestatística em estudos de variabilidade espacial do solo. In: NOVAIS, R.F.; ALVARES V.; V.H. e SCHAEFFER, C.E.G.R. eds. **Tópicos em Ciência do Solo**. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, v.1, p.1-54, 2000.

WIEDER, R.K.; LANG, G.E.A critique of the analytical methods used in examining decomposition data obtained from "litter bags". **Ecology**, v.63, p.1636-1642, 1982.

WILDING, L. P.; DREES, L. R. Spatial variability and pedology. In: WILDING, L. P.; SMECK, N. E.; HALL, G. F. (Eds.). **Pedogenesis and Soil Taxonomy - I. Concepts and Interactions**. Amsterdam: Elsevier, p. 83-116, 1983.

ZANÃO Jr., L.A. *et al.* Variabilidade espacial do pH, teores de matéria orgânica e micronutrientes em profundidades de amostragem num Latossolo Vermelho sob semeadura direta. **Ciência Rural**, v.37, n.4, p.1000-1007, ago. 2007.

ZONTA, J.H. *et al.* Variabilidade espacial da fertilidade do solo em área cultivada com algodoeiro no Cerrado do Brasil. **R Bras Eng Agric Ambient**, Campina Grande, v.18, p.595-602, 2014.

## **8 ARTIGO V – Qualidade do solo em áreas de pastagens pelo uso sucessivo de dejetos líquidos de suínos em médio e longo prazo**

### **8.1 Resumo**

A produtividade e eficiência de uma lavoura são influenciadas, em grande parte, pela qualidade do solo. O uso de dejetos líquidos de suínos (DLS) como fertilizante do solo, é uma prática comum na Região Sul do Brasil e, apesar de ter benefícios na reutilização dos dejetos, pode apresentar sérios riscos ambientais. O estudo teve como objetivo avaliar a qualidade do solo em função da aplicação sucessiva em médio e longo prazo de DLS. A avaliação foi realizada através da ferramenta SMAF (*Soil Management Assessment Framework*), integrando indicadores físicos, químicos e biológicos em áreas de pastagem com uso sucessivo de DLS há 12 (A12) e 23 (A23) anos e em área de campo nativo (CN), determinando-se um Índice de Qualidade do Solo e também o Limite Crítico Ambiental de fósforo (LCA-P). As áreas de pastagens com aplicação de DLS em médio (A12) e longo (A23) prazo apresentaram teores de P superiores ao LCA-P calculado para cada área, o que pode ocasionar impacto ambiental, sendo, portanto, recomendado o uso de manejos adequados para reduzir a poluição ambiental. A aplicação contínua de DLS ao longo do tempo afetou negativamente o IQS. O alto aporte de P no solo pela aplicação de DLS resultou em teores considerados críticos para contaminação ambiental em função da declividade do solo, com efeito mais acentuado na camada de 0-7 cm, sendo recomendadas alterações na forma de manejo das áreas visando mitigar a poluição ambiental.

Palavras-chave: qualidade ambiental; índice de qualidade do solo; contaminação do solo; limite crítico ambiental; fósforo.

### **8.2 Introdução**

A qualidade do solo pode ser definida como a adaptação do funcionamento do solo com o ambiente para sustentar a produtividade vegetal e animal, manter ou melhorar a qualidade da água e do ar, e sustentar a sobrevivência dos seres humanos (Karlen *et al.*, 1997). Sendo assim, a qualidade do solo está relacionada com a capacidade do solo em exercer suas funções e serviços na natureza como, por exemplo, suporte ao crescimento de plantas, regulação e purificação dos fluxos hídricos, regulação do ciclo e estoque de carbono, ciclagem e suprimento de nutrientes e provisão de habitat para a biodiversidade (Schulte *et al.* 2014; Lehmann *et al.* 2020). Para que isso ocorra, uma série de interações entre os componentes físicos, químicos e biológicos se desenvolvem no solo (Norfleet *et al.*, 2003; Vezzani e Mielniczuk 2009).

Deste modo, a qualidade do solo, tem sido reconhecida como um suporte fundamental para a segurança alimentar humana que necessita de manejo adequado, na qual se refletem as propriedades do solo, sendo o parâmetro biológico considerado mais sensível às mudanças em pequena escala em relação aos físico-químicos (Qiao *et al.*, 2022; Sofo *et al.*, 2021). Nos últimos anos, os trabalhos de análise da qualidade do solo têm focado nos indicadores biológicos por estes possuírem um potencial de apontar quais sistemas apresentam melhores serviços ecossistêmicos e se as condições de saúde do solo são mais adequadas (Mendes *et al.* 2020). Dentre estes indicadores, se destaca a matéria orgânica do solo (MOS) em razão de que, na fração orgânica encontram-se diversos componentes, como os organismos vivos presentes que interagem entre si, com as raízes e os resíduos do solo, que agem como se fossem parte de uma engrenagem que movimenta os processos de decomposição e ciclagem de nutrientes (Mendes *et al.* 2015).

A MOS também interfere na densidade do solo que está relacionada com a capacidade de absorção de água, aeração, atividade biológica e com o desenvolvimento das plantas, os quais possibilitam a ocorrência de alterações no arranjo de partículas e no volume dos poros, sendo que estes parâmetros podem ser modificados por meio das práticas de manejo, como a aplicação de resíduos orgânicos (Ferreira *et al.* 2021). Como exemplo desta situação, destacam-se as áreas de pastagens com aplicação de DLS, que proporcionam benefícios ao solo, como redução da densidade, aumento da macroporosidade e estabilidade dos agregados do solo, em razão do aumento no teor de matéria orgânica e da atividade biológica no solo (Corrêa *et al.*, 2011).

A aplicação de dejetos de animais ao longo do tempo também interfere nas propriedades químicas do solo e, em áreas agrícolas onde é aplicado de forma excessiva e sem revolvimento, o uso destes resíduos pode resultar na alteração do pH, bem como o acúmulo de alguns elementos químicos na superfície do solo, podendo ocasionar a transferência do excesso de nutrientes ao ambiente aquático e a poluição dos cursos de água, com a consequente eutrofização das águas (Silva *et al.*, 2016). Estudos como o de Whalen *et al.* (2000) e Xun *et al.* (2016), demonstram que a aplicação de esterco de gado e suínos, respectivamente, podem aumentar o pH do solo e a quantidade de P e

K disponíveis, enquanto Tang *et al.* (2007) e Hass *et al.* (2012), relataram que o uso de esterco de frango pode reduzir a toxicidade de Al em solos ácidos, melhorando a produtividade agrícola. Destaca-se, nesta situação, o fósforo (P) como principal nutriente potencialmente danoso aos sistemas hídricos superficiais, por ser deslocado através do escoamento superficial e da erosão, ocasionando, nos recursos hídricos, o crescimento de algas, que degradam a sua qualidade, em razão do consumo do oxigênio dissolvido, acarretando na morte de organismos aquáticos (Dall'Orsoletta, 2018).

Nesse sentido, é crucial entender até que ponto a aplicação de DLS promove a qualidade do solo e investigar os potenciais riscos de contaminação. Em trabalho realizado por Gatiboni *et al.* (2014), propôs-se um modelo de Limite Crítico Ambiental de P do solo (LCA-P) utilizando-se o teor de argila para estabelecer a capacidade de suporte do P no solo antes de suceder a transferência excessiva para a solução, causando eutrofização nos recursos hídricos, ou seja, este modelo estabelece a informação sobre o impacto da aplicação de dejetos de animais e/ou fertilizantes fosfatados no meio ambiente.

Nesse sentido, Macedo *et al.* (2024) destaca a importância das pesquisas relacionadas ao Limite Crítico Ambiental de nutrientes, tendo em vista a variabilidade edafoclimática brasileira, a fim de evitar a poluição de recursos naturais. Desse modo, pesquisas que determinem os impactos da aplicação de resíduos orgânicos nos sistemas agropecuários são necessárias para entender se esta prática ao longo do tempo está contribuindo ou, eventualmente, prejudicando a qualidade do solo, visando mitigar os possíveis impactos negativos.

Atualmente, não existe uma metodologia padronizada em larga escala para avaliação da qualidade do solo no Brasil. Contudo, a *Soil Management Assessment Framework* (SMAF) que foi desenvolvido inicialmente para solos norte-americanos (Andrews *et al.* 2004) tem sido utilizada como a principal ferramenta para interpretação e integração de indicadores de qualidade do solo na última década no país (Cherubin *et al.*, 2016, 2021; Luz *et al.*, 2019; Ruiz 2020; Matos *et al.*, 2022; Lima *et al.*, 2024), apresentando uma interpretação do fósforo bem desenvolvida no SMAF, em função dos Limites Críticos Ambientais para produção agrícola e para contaminação ambiental, principalmente em função da declividade do terreno (Macedo *et al.* 2024). A SMAF é baseada em

três etapas: (i) seleção de indicadores (químicos, físicos e biológicos); (ii) interpretação dos indicadores (curvas de pontuação não lineares); e (iii) integração de indicadores em um Índice de Qualidade do Solo (IQS).

Diante disso, constituiu-se a seguinte hipótese, para nortear o desenvolvimento deste estudo: o uso sucessivo de DLS em áreas de pastagens, ao longo do tempo, aumenta a qualidade do solo e apresenta um alto teor de fósforo referente ao Limite Crítico Ambiental de fósforo. Portanto, tem como objetivo avaliar a qualidade do solo em função da aplicação sucessiva em médio e longo prazo de DLS.

### **8.3 Material e Métodos**

#### **8.3.1 Área de estudo e delineamento experimental**

O estudo foi realizado em propriedade rural (27° 30' S; 53° 56' W) situada na Sub-bacia Hidrográfica do Lajeado Erval Novo, em Três Passos, na região noroeste do Rio Grande do Sul- Brasil. O clima da região é considerado subtropical úmido com verão quente (Cfa, segundo classificação de Köppen), com temperatura média anual de 20 °C e precipitação média entre 1.800 e 1.900 mm, bem distribuídos ao longo do ano. Segundo Follmann *et al.* (2018) e Streck *et al.* (2008), as áreas declivosas dessa região apresentam como característica o predomínio de associação de Nossolo Litólico e Chernossolo Argilúvico.

Avaliou-se os parâmetros da qualidade do solo em áreas com uso de DLS em médio e longo prazo, em um delineamento inteiramente casualizado em sistema fatorial (3x3), onde os tratamentos foram considerados como sendo: áreas com uso sucessivo de DLS há 12 (A12, médio prazo) e 23 (A23, longo prazo) anos, em uma dosagem de aproximadamente 200 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, e; uma área de campo nativo (CN), como tratamento controle.

A Tabela 1 apresenta o padrão das características químicas do DLS que foi aplicado nas áreas A12 e A23. O DLS é proveniente de suínos em período de terminação, permanecendo em maturação por ao menos 90-120 dias em esterqueiras.

Tabela 1: Características do dejetto líquido de suínos (DLS) utilizado em áreas de pastagens. Três Passos, RS, Brasil.

C-orgânico	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O	Ca	Mg	Matéria seca
----- kg m <sup>-3</sup> -----						%
9,0	2,8	2,4	1,5	2,0	0,8	3,0

Amostras de solo foram coletadas em duas camadas de solo, sendo aos 0-7 e 7-14 cm. Os solos foram caracterizados como Chernossolo Argilúvico, Neossolo Litólico e Nossolo Regolítico, de acordo com a sequência de tratamentos (CN, A12 e A23, na devida ordem), cujas características estão descritas na Tabela 2.

Tabela 2: Características de vegetação, declividade, lotação, granulometria e física do solo(0 – 14 cm) em áreas de pastagem com uso sucessivo de dejetto líquido de suíno há 12 anos (A12), há 23 anos (A23) e campo nativo (CN). Três Passos, RS, Brasil.

Área de pastagem	Vegetação	Declividade	Lotação	Argila	Silte	Areia	Ds	Pt	Mac
	Espécies	class	UAha <sup>-1</sup>	----- % -----		g dm <sup>-3</sup>	cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup>		
CN	Gramma-bermuda	Levemente ondulado	1 a2	16,2	55,2	28,7	1,20	0,55	0,10
A12	Tifton 85 + azevém	Fortemente ondulado	8 a 10	18,0	48,9	33,1	1,16	0,56	0,17
A23	Tifton 85 + azevém	Fortemente ondulado	8 a10	25,8	49,6	24,6	1,08	0,59	0,16

\*Onde: UA = unidade animal; Ds = densidade do solo; Pt = porosidade total; Mac = macroporosidade; grama-bermuda= *Cynodon dactylon* L.; Tifton 85 = *Cynodon* spp.; azevém = *Lolium multiflorum* L.

### 8.3.2 Amostragem de solo e análises

Coletaram-se 15 amostras deformadas e indeformadas (anéis volumétricos) de 0-7 cm e 15 amostras de 7-14 cm em cada tratamento, que foram acondicionadas em recipientes plásticos apropriados. As amostras indeformadas foram levadas ao Laboratório de Física do Solo da Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS, Campus Cerro Largo), para determinação dos indicadores físicos de qualidade do solo e as deformadas encaminhadas ao Laboratório de Análise de Solos da Universidade Federal de Pelotas (UFPEl) para análise dos indicadores químicos e biológicos de qualidade do solo.

Em relação aos indicadores físicos de qualidade do solo, foram determinadas: granulometria (areia, silte e argila) pelo método da pipeta e, densidade do solo (Ds) método do anel volumétrico, seco em estufa. Em relação aos indicadores químicos de qualidade do solo, foram medidos: pH em água (1:1), teores disponíveis de P (Mehlich 1) e K, conforme descrito por

Tedesco *et al.* (1995). O teor de matéria orgânica do solo (MOS) foi avaliado de acordo com Tedesco *et al.* (1995) e Donagema *et al.* (2011) sendo considerado como indicador biológico de qualidade do solo para este estudo.

### 8.3.3 Índice de Qualidade do Solo

Para avaliar a qualidade do solo das três áreas utilizou-se a SMAF (Andrews 2004), que se baseia em três etapas: seleção, interpretação e integração dos indicadores em um Índice de Qualidade do Solo (IQS). Na etapa 1, foram utilizados os seguintes indicadores químicos: pH, P e K disponíveis, fornecendo informações sobre a acidez do solo e o estado de disponibilidade dos principais nutrientes. A densidade do solo (Ds) foi selecionada como indicador físico, pois influencia na aeração do solo, infiltração e armazenamento de água, e na capacidade do solo de resistir aos processos de erosão, o qual interfere no crescimento radicular das culturas (Maria *et al.* 1999). E por fim, o total carbono orgânico total do solo (COT= MOS / 1,724) foi selecionado como indicador biológico, por apresentar uma correlação positiva com os organismos edáficos, já que proporciona aumento na diversidade e abundância, resultando em melhorias na saúde do solo (Vanolli *et al.*, 2023).

Além disso, estes indicadores são amplamente utilizados em avaliações de qualidade do solo (Bünemann *et al.*, 2018) por atender os principais critérios para seleção de indicadores de qualidade como, por exemplo, estar relacionado a uma função, ser prático e de fácil medição, ser sensível a alterações no manejo do solo e possuir valores de referência na literatura (Lehmann *et al.* 2020).

Na segunda etapa, os valores medidos de cada indicador foram transformados em escores variando de 0 a 1 de acordo com as regressões desenvolvidas por Andrews *et al.* (2004). As regressões de cada indicador foram baseadas em fatores específicos de solo, clima, relevo e métodos analíticos. Por exemplo, a classe de textura, utilizada para as curvas de COT e Ds foi considerada 2 (solo franco arenoso) para A12 e CN e 3 (solo franco argiloso) para A23. A classe de mineralogia, usada para a curva de Ds, foi considerada como 3 (minerais de argila 1:1 e óxidos de ferro e alumínio). A classe de clima, usada para a curva de COT foi considerada 1 ( $\geq 170$ -graus dia

≥550 mm de precipitação média anual). A classe de MOS que foi utilizada para a curva de COT foi considerada 4 (baixo teor de MOS). O grau de declividade e intemperismo, utilizado para a curva de P foi considerada suavemente ondulado em CN e fortemente ondulado em A12 e A23, e 2 (solos tropicais) para grau de intemperismo.

Na terceira etapa, os escores individuais de cada indicador foram integrados em um IQS ponderado, somando os escores dentro de cada componente [químicos (pH, P e K), físico (Ds) e biológico (COT)] e dividindo-os pelo número de componentes de acordo com Cherubin *et al.* (2016). Ainda, avaliou-se o índice de qualidade ambiental do fósforo nas três áreas agrícolas pelo modelo de Limite Crítico Ambiental de P do solo (LCA-P) proposto por Gatiboni *et al.* (2014, 2015), seguindo a equação  $LCA-P (mg\ dm^{-3}) = 40 + \% \text{ argila}$ .

#### **8.3.4 Análise estatística**

Os resultados dos valores médios de cada indicador e os índices físico-químico-biológico e IQS realizado pelo SMAF para cada camada de solo (0-7; 7-14 e 0-14 cm) foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e, quando houve diferença estatística dos valores, as médias foram comparadas pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ). Todos os procedimentos estatísticos utilizaram-se do software R-Studio.

### **8.4 Resultados e Discussão**

#### **8.4.1 Indicadores de qualidade do solo**

Os resultados referentes aos tempos de aplicação de DLS nas áreas estudadas apresentaram diferença estatística para os indicadores de qualidade do solo individualmente em todas as camadas de solo testadas, conforme a Tabela 3.

O pH de 0-7 cm da área A12 (5,42) não diferiu em relação ao do CN (5,43), no entanto, essas duas áreas apresentaram valores mais altos quando comparadas à área A23 (5,17), indicando acidificação no solo pela aplicação em longo prazo. O mesmo comportamento foi observado para os escores

SMAF, apresentando diferença na camada de 0-7 cm, bem como na de 0-14 cm, com CN e A12 (0,84) sendo significativamente maiores que A23 (0,70) na camada de 0-7 cm e, novamente, CN e A12 (0,86) maiores que A23 (0,79) na camada de 0-14 cm, indicando que o uso contínuo de DLS ao longo do tempo pode levar à acidificação do solo.

Tabela 3. Valores médios medidos e escores SMAF dos indicadores pH, fósforo (P), potássio (K), densidade (Ds) e carbono orgânico total do solo (COT) nas camadas de 0-7; 7-14 e 0-14 cm em áreas de pastagem com uso sucessivo de dejetos líquidos de suíno há 12 anos (A12), há 23 anos (A23) e campo nativo (CN). Três Passos, RS, Brasil.

Área	Indicadores de qualidade					Escores SMAF				
	pH	P	K	Ds	COT	pH	P	K	Ds	COT
	---	mgdm <sup>-3</sup>		gdm <sup>-3</sup>	%	---	---	---	---	---
0-7 cm										
CN	5,43 a	29,9 c	382,8 c	1,20 a	1,76 b	0,84 a	0,99 a	1,0 a	0,98 a	0,99 a
A12	5,42 a	139,4 b	755,6 b	1,16 ab	1,92 b	0,84 a	0,05 b	1,0 a	0,97 a	0,99 a
A23	5,17 b	189,0 a	1282,2 a	1,08 b	2,79 a	0,70 b	0,06 b	1,0 a	0,95 a	1,0 a
CV (%)	2,79	22,68	37,69	10,95	10,95	9,90	48,81	ns*	5,87	0,31
7-14 cm										
CN	5,46 a	23,3 b	295,7 c	1,23 a	1,56 b	0,86 a	0,98 a	0,99 a	0,98 a	0,98 a
A12	5,52 a	69,6 a	702,6 b	1,26 a	1,47 b	0,88 a	0,60 b	1,0 a	0,95 a	0,97 a
A23	5,48 a	95,7 a	1087,8 a	1,25 a	1,82 a	0,84 a	0,36 b	1,0 a	0,81 b	0,98 a
CV (%)	3,90	39,40	39,40	9,76	14,34	9,80	54,75	0,75	14,92	2,03
0-14 cm										
CN	5,46 a	26,7 c	336,5 c	1,23 a	1,66 b	0,86 a	0,99 a	1,0 a	0,98 a	0,99 b
A12	5,47 a	104,5 b	762,4 b	1,20 a	1,69 b	0,86 a	0,14 b	1,0 a	0,98 a	0,99 b
A23	5,34 a	145,4 a	1185,0 a	1,16 a	2,30 a	0,79 b	0,01 c	1,0 a	0,95 a	1,0 ab
CV (%)	2,86	29,43	36,86	7,53	11,12	8,61	36,48	ns*	4,22	0,48

\*Médias seguidas pela mesma letra minúscula para cada indicador e camada do solo não diferiram estatisticamente entre si pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ); ns\* não diferiu estatisticamente.

Para Cassol *et al.* (2012), ao compararem a adubação convencional aliada à aplicação de DLS, por nove anos, sob Latossolo Vermelho distroférico, concluíram que o DLS aplicado em doses anuais de até 200 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>, não modificou o pH do solo, mas em doses de 100 e 200 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> diminuiu o teor de Al<sup>3+</sup> na camada de 20-40 cm e aumentou acentuadamente o teor de P-disponível. Salienta-se que a alteração do pH do solo com aplicação de DLS depende também do pH inicial e da capacidade tampão do solo, do pH e da quantidade de dejetos aplicados na área (Yost *et al.* 2021).

Se tratando de P-disponível, a área com uso em longo prazo (A23) apresentou os maiores valores, independentemente da camada analisada, com

189,0; 95,7; e, 145,4 mg dm<sup>-3</sup> nas camadas de 0-7; 7-14 e 0-14 cm, respectivamente. Na camada de 0-7 e 0-14 cm, A23 diferiu significativamente dos demais tratamentos, sendo seguido por A12 (com 139,4 e 104,5 mg dm<sup>-3</sup>, respectivamente) e, por último, a área sem uso de DLS (CN, com 29,9 e 26,7 mg dm<sup>-3</sup>, nesta ordem). Na camada de 7-14 cm, A23 não diferiu de A12 (com 69,6 mg dm<sup>-3</sup>), mas ambas se mostraram maiores que CN, com apenas 23,3 mg dm<sup>-3</sup>.

No que diz respeito aos escores SMAF de P, a área CN evidenciou maior valor em relação às áreas com uso de DLS (A23 e A12), que não diferiram entre si nas camadas de 0-7 e 7-14 cm, apresentando valores próximos à zero. Quanto à camada de 0-14 cm, A23 demonstrou o menor escore obtido entre todas as variáveis analisadas, com apenas 0,01; seguido por A12, com 0,14 e, DLS, com 0,99.

Isto se deve ao fato da aplicação contínua de DLS ao longo do tempodisponibilizarelevada quantidade deste nutriente, superior à necessidade da planta, resultando no aumento da concentração de P no solo, podendo causar a contaminação de mananciais de águas superficiais e subsuperficiais por meio do escoamento superficial, percolação e/ou lixiviação (Giroto, 2008).

Os valores do escore SMAF de P próximo a zerosão resultado da elevada carga de fósforo aplicado via DLS e ao grau de declividade da área, considerado pela metodologia como fortemente ondulado em A12 e A23 (Tabela 2). A fim de compreender melhor o efeito da declividade sobre os escores SMAF de P, foi elaborada uma simulação entre os resultados obtidos de P-disponível no presente trabalho em função da declividade do terreno (Figura 1), onde é possível observar que a declividade do terreno influencia diretamente sobre o escore, além de nos permitir conhecer em cada classe de declividade qual carga de DLS é aceitável.

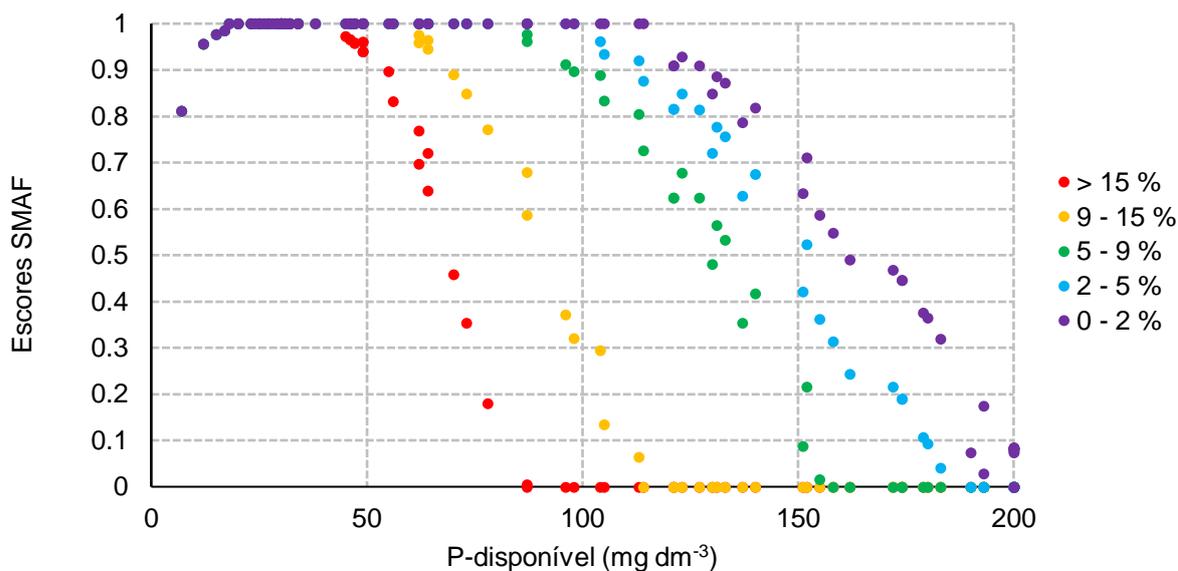


Figura 1. Simulação do Escore SMAF para o P-disponível obtido em função de diferentes declividades do terreno. Três Passos, RS, Brasil.

Na Figura 1 podemos observar que em declividades maiores que 15%, acima de 38 mg dm<sup>-3</sup> já há redução no escore SMAF de P devido ao grande risco de perdas deste nutriente, enquanto solos planos (0 a 2 %) permitem até 114 mg dm<sup>-3</sup> sem que ocorra risco ambiental de perda de P. Diversos autores salientam que o aumento do grau de declividade do solo aumenta o risco de perda de fósforo do solo via enxurrada e conseqüentemente eleva o risco de contaminação ambiental (Andrews *et al.*, 2004; Menezes *et al.*, 2020, Bastos *et al.*, 2021).

O teor de K na A23 foi maior em comparação a área A12, independentemente da camada do solo avaliada, variando nestas áreas de 1282,2 a 755,6 mg dm<sup>-3</sup>, respectivamente nas camadas de 0-7 e 7-14 cm, cujos valores diferiram em relação aos teores de K encontrados em CN (382,8 a 295,7 mg dm<sup>-3</sup>).

No entanto, no escore SMAF todas as áreas atingiram o valor máximo (1,0) ou próximo deste, não diferindo entre tratamentos. Esse resultado evidencia a importância do DLS como fonte de potássio para o solo e nutrição das pastagens. Salienta-se que o acúmulo do teor de K ao longo tempo também é influenciado por diversos fatores, como o resíduo vegetal ou até mesmo o pastejo bovino presente na área, o que possibilita explicar a quantidade de K no campo nativo (Almeida *et al.*, 2021). Entretanto, destaca-se

que todas as áreas apresentaram teores acima do teor crítico de  $90 \text{ mg kg}^{-1}$  de K, estabelecido pela Comissão de Química e Fertilidade do Solo RS/SC (CQFS, 2016).

Os escores SMAF para o componente químico nas áreas variaram conforme a camada do solo (Tabela 4). Nas profundidades de 0-7 e 0-14 cm, CN apresentou os valores mais altos (0,95 em ambos), seguido de A12 (0,63 e 0,67, respectivamente) e, por último, A23 (0,57 e 0,59, respectivamente). Na camada de 7-14 cm, CN (0,94) foi significativamente maior que A23 (0,73), enquanto A12 (0,83) apresentou valor intermediário, não diferindo de ambas as áreas.

Tabela 4. Escores do Índice de Qualidade do Solo (IQS) composto pelos indicadores físicos, químicos e biológicos do solo nas camadas de 0-7; 7-14 e 0-14 cm em áreas de pastagem com uso sucessivo de dejetos líquido de suíno há 12 anos (A12), há 23 anos (A23) e campo nativo (CN). Três Passos, RS, Brasil.

Área	Químico	Físico	Biológico	Químico	Físico	Biológico	Químico	Físico	Biológico
	0-7 cm			7-14 cm			0-14 cm		
CN	0,95 a	0,98 a	0,99 a	0,94 a	0,99 a	0,98 a	0,95 a	0,98 a	0,99 b
A12	0,63 b	0,97 a	0,99 a	0,83 ab	0,95 a	0,97 a	0,67 b	0,97 a	0,99 b
A23	0,57 c	0,95 a	1,0 a	0,73 b	0,81 b	0,98 a	0,59 c	0,95 a	1,0 a
CV (%)	6,41	5,87	0,31	16,19	14,92	2,03	7,25	4,22	0,48

\*Médias seguidas pela mesma letra minúscula para cada indicador e camada do solo não diferiram estatisticamente entre si pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ).

De forma geral, independente da camada de solo analisada, podemos perceber um contínuo decréscimo nos escores SMAF do componente químico no decorrer do tempo com uso sucessivo de DLS, o que se deve principalmente em função dos níveis elevados de observados nestes locais (além do pH mais ácido em A23), que excedem a necessidade das plantas e sua capacidade de absorção, refletindo-se no aumento do risco ambiental.

Assim, áreas com declividade fortemente ondulada e aplicações acima de  $200 \text{ m}^{-3} \text{ ha}^{-1}$  após 12 e 23 anos elevam os teores de fósforo, o que segundo Gatiboni *et al.* (2014), aumenta o risco de eutrofização das águas superficiais e subterrâneas próximas. Deste modo, o volume aplicado de DLS deve ser readequado, sendo também necessário e recomendado manejar culturas de cobertura ou sistemas perenes para que ocorra a reutilização dos nutrientes presentes em excesso no solo (Nunes *et al.*, 2020).

Os tratamentos influenciaram a Ds apenas na camada de 0-7 cm (Tabela 3), sendo que, a área A23 apresentou menor Ds em relação ao CN, enquanto a área A12 foi similar, tanto ao CN, quanto a A23 (Tabela 3). Os escores no SMAF apresentam valores próximos de 1,0, independentemente da área e camada de solo analisada. Os resultados, de maneira geral, indicam que aplicações de DLS reduzem a Ds na camada de 0-7, principalmente se levarmos em conta que a taxa de lotação animal nessas áreas (A12 e A23) é de 4 a 10 vezes mais elevada que o CN, havendo mais pisoteio.

De forma muito semelhante, Oliveira *et al.* (2016), determinaram que a aplicação de dejetos suínos teve efeito positivo na camada de 0-7 cm, havendo redução na densidade do solo, o que possibilitou o aumento da infiltração de água e a melhoria da estrutura do solo. O indicador densidade do solo é influenciado por diversos fatores, como a textura do solo, taxa de lotação animal e frequência do pastoreio na pastagem, que tem relação com a porosidade, infiltração de água e crescimento radicular; conseqüentemente, o manejo da lotação bovina é uma estratégia para diminuir a compactação e seus impactos deletérios na qualidade física (Luz *et al.*, 2019).

Para o componente físico, as áreas estudadas apresentaram valores do SMAF próximo a 1,0; independentemente da camada do solo. No entanto, a A12 na camada de 7-14 cm não se diferenciou do CN, mas, ambas apresentaram maiores valores do SMAF quando comparadas à A23 (Tabela 4). De acordo com Ruiz, Cherubin e Ferreira (2020), a adição de dejetos de suínos por tempo prolongado diminui os valores de densidade em camadas mais profundas, devido à uma densidade específica menor da matéria orgânica comparado a densidade de partículas do solo, o que não foi observado no presente trabalho.

A área A23 apresentou maior teor de COT que as demais áreas avaliadas, com valores médios de 2,79; 1,82 e 2,30 % nas camadas de 0-7; 7-14 e 0-14 cm, respectivamente (Tabela 3). Isso evidencia que A23 com aplicação sucessiva de DLS ao longo do período de 23 anos possibilita um acréscimo de COT, corroborando com Azevedo *et al.* (2024), que destacam a influência da aplicação de dejetos no aporte de COT e, com Barros *et al.* (2019) frisando que fertilizantes orgânicos aumentam os teores de matéria orgânica, elevando a capacidade produtiva do solo e, de acordo com Yang *et al.* (2005),

são mais eficientes para aumentar os teores de carbono orgânico total do que fertilizantes minerais.

Yang *et al.* (2005) destacam que os fertilizantes orgânicos aumentam os teores de matéria orgânica do solo elevando a capacidade produtiva do solo. Além disso, estes autores salientam que os fertilizantes orgânicos são mais eficientes para aumentar os teores de carbono orgânico do que o fertilizante mineral.

O componente biológico do SMAF nas áreas A12 e A23 atingiram valores próximos de 1,0 e não diferiram do CN, contudo, somente na camada de 0-14 cm a área A23 atingiu valor estatisticamente superior quando comparado a A12 e ao CN, que apresentaram escores SMAF semelhantes (Tabela 4). Neste caso, o indicador biológico se destaca na área A23 em razão desta apresentar um maior teor de COT, adicionado no sistema via DLS. Essa condição melhora a ciclagem de nutrientes e energia para a atividade de organismos presentes no solo, influenciando em processos físicos, químicos e biológicos que resultam em melhorias na qualidade do solo (Roldán *et al.*, 2003; Ferreira *et al.*, 2012; Schröde *et al.*, 2016).

#### **8.4.2 Índice de Qualidade do Solo e Limite Crítico Ambiental de fósforo**

No que se refere aos IQS, os valores encontrados neste estudo são apresentados na Figura 2. Neste aspecto, a área A12 apresentou valores de IQS de 0,87; 0,92 e 0,88 nas camadas de 0-7; 7-14 e 0-14 cm, respectivamente, não diferindo de CN na camada de 7-14 cm, com 0,92, sendo ambas maiores que o valor de A23 (0,84) nesta camada. Já nas camadas de 0-7 e 0-14 cm, CN foi seguido por A12, com 0,87 e 0,88, respectivamente, com A23 se mostrando a área de menor IQS, com 0,84 em ambas as camadas.

A área CN possui capacidade de manter o IQS mais elevado em comparação aos outros tratamentos, corroborando com Seganfredo (2000, 2007), que ressaltou que aplicações frequentes de DLS podem resultar no excesso de alguns elementos, promovendo o desequilíbrio químico, físico e biológico do solo.

A área de CN apresentou o teor de P-disponível entre 23 a 30 mg dm<sup>-3</sup> nas camadas de solo analisadas, ficando abaixo do LCA-P calculado de 56,2

mg dm<sup>-3</sup> (Figura 3). Na área A12, o valor de P-disponível ficou acima do LCA-P (58 mg dm<sup>-3</sup>) nas três camadas de solo analisadas, com a camada de 7-14 cm ligeiramente acima (70 mg dm<sup>-3</sup>), enquanto a camada de 0-7 cm apresentou 2,4 vezes mais P-disponível (139 mg dm<sup>-3</sup>) que o LCA-P desta área.

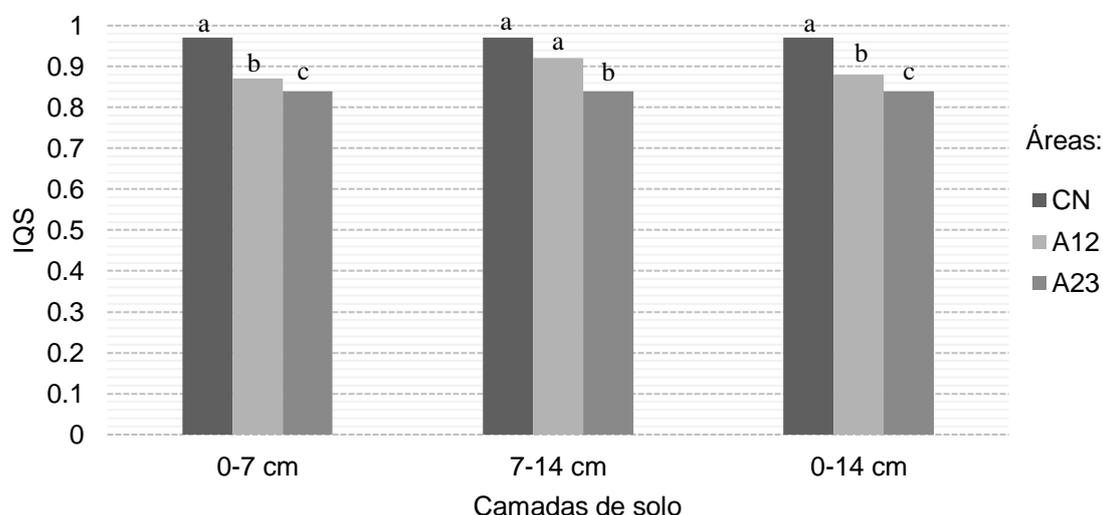


Figura 2. Índice de qualidade do solo (IQS) nas camadas de 0-7; 7-14 e 0-14 cm em áreas de pastagem com uso sucessivo de dejetos líquidos de suíno há 12 anos (A12), há 23 anos (A23) e campo nativo (CN). Três Passos, RS, Brasil.

Assim como em A12, a A23 mostrou valores acima do LCA-P (65,8 mg dm<sup>-3</sup>), apresentando teores de 96 mg dm<sup>-3</sup> na camada de 7-14 cm, enquanto a camada de 0-7 cm apresentou 2,9 vezes P-disponível (189 mg dm<sup>-3</sup>) que o LCA-P deste tratamento.

É possível notar, que o P-disponível aumenta em maior grau superficialmente (0-7 cm) comparado a camada de 7-14 cm, com ambas as áreas com uso de DLS (A12 e A23) apresentando alta disponibilidade de P no solo, excedendo o LCA-P, causando impactos deletérios no ambiente. De forma semelhante, Abdala *et al.* (2020) determinaram que a aplicação contínua de dejetos suínos ao longo do tempo em áreas de produção agrícola com sistema plantio direto eleva a concentração de P no solo, principalmente, nas camadas superficiais, aumentando o risco ambiental, assim como Scherer *et al.* (2007), perceberam que a aplicação de dejetos suínos em doses excessivas e/ou contínuas, pode resultar em grande acúmulo de fósforo, principalmente na camada superficial do solo.

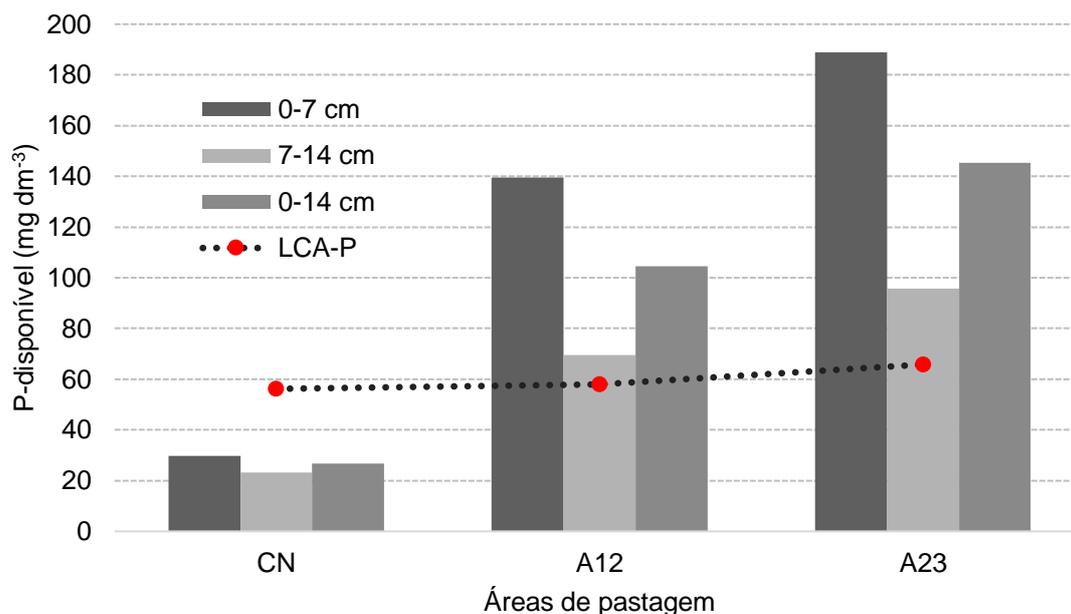


Figura 3. Média dos valores medidos de fósforo e o Limite Crítico Ambiental de P do solo (LCA-P) nas camadas de 0-7; 7-14 e 0-14 cm em áreas de pastagem com uso sucessivo de dejetos líquido de suíno há 12 anos (A12), há 23 anos (A23) e campo nativo (CN). Três Passos, RS, Brasil.

Conseqüentemente, teores elevados de P implicam na perda da capacidade do solo em reter este nutriente, ou seja, a adição contínua de P favorece a sua disponibilidade e o potencial de ser liberado perigosamente ao ambiente, causando impactos na natureza (Gatiboni *et al.*, 2014). De acordo com Gatiboni *et al.* (2015), embora o fósforo seja um dos principais agente de eutrofização conhecidos, as regulamentações existentes atualmente se apresentam falhas devido aos níveis desse nutriente presente nos dejetos de suínos ou a quantidade já presente nos solos não sendo consideradas, culminando em aplicações de fósforo além das capacidades de retenção dos solos.

Apesar de A23 apresentar LCA-P maior devido ao seu teor de argila ser levemente superior (25,8 %), Dall'Orsoletta *et al.* (2018) afirmam que solos argilosos proporcionam quatro vezes mais perda por escoamento superficial para cada quilograma de P aplicado em relação a solos arenosos, entretanto, a composição mineralógica e o sistema de manejo também influenciam no P-disponível do solo. Em contraposto, Nicoloso *et al.* (2023) afirmam solos arenosos são mais sensíveis ao excesso de fósforo, enquanto solos argilosos

podem suportar maiores quantidades de P sem liberá-lo em grandes quantidades para o ambiente.

Observou-se que independentemente do teor de argila do solo, as áreas com uso sucessivo de DLS em médio (A12) e longo prazo (A23) apresentaram valores de P-disponível superiores ao LCA-P calculado para cada área, estando associado ao manejo de adubação ao longo do tempo. Isto também foi observado por Gatiboni e Condrón (2021) em áreas de pastagens durante dois anos, onde as doses de DLS aplicadas no solo proporcionaram aumento do P-solúvel, resultando em teores disponíveis de P superiores às necessidades das plantas. Dessa forma, pode-se notar que a ferramenta SMAF pode ser uma excelente alternativa para avaliar a contaminação de P nos solos brasileiros.

Considerando-se que, atualmente, há uma grande preocupação com a eutrofização das águas superficiais e subterrâneas pelo excesso de fósforo inorgânico lábil, que apresenta grande potencial de mobilidade e solubilidade (Oliveira Filho *et al.*, 2020), este estudo mostrou que a aplicação de DLS em médio e longo prazo, ocasiona maior disponibilidade de P no solo e que, isto pode aumentar os riscos de impacto ambiental nas áreas que recebem aplicação sucessiva de dejetos de suínos.

Tendo em vista que a aplicação de DLS causa acúmulo de P nas camadas superficiais do solo (0-10 cm), a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) sugere o revolvimento das camadas superficiais do solo, redistribuindo o P na camada arável (0-20 cm), promovendo a diluição do P além de sua adsorção em frações do solo menos ricas em P (10-20 cm) e, embora, essa prática pode ser eficiente para redistribuição de P no solo, ela não é recomendada, pois eleva o grau de degradação do solo, culminando no aumento das perdas de P no solo, sendo necessária a adoção conjunta de técnicas conservacionistas, como terraceamento e uso de plantas de cobertura (Nicoloso *et al.*, 2023).

Gatiboni *et al.*, (2014, 2015) definiram que: quando o teor de P-disponível na camada de 0-10 cm for menor que o LCA-P calculado, recomenda-se a continuidade da aplicação de dejetos de animais baseado na quantidade de nitrogênio que é recomendado para as culturas; se o valor for de até 20 % acima do LCA-P, aconselha-se suspender temporariamente a utilização de dejetos animais e fertilizantes fosfatados até que os teores de P

retornem ao valor abaixo do LCA-P; e, se o valor for acima do LCA-P definido pelo teor de argila do solo indica-se a suspensão de aplicação de dejetos e fertilizantes fosfatados, sendo necessária a realização de ações mitigatórias imediatas para reduzir o risco de poluição ambiental.

Dessa forma, recomenda-se que alterações nas práticas de manejo atualmente utilizadas nestas áreas de pastagem (A12 e A23), bem como a realização de ações mitigatórias para diminuir o risco de poluição ambiental, tais como a suspensão temporária da aplicação de dejetos e fertilizantes fosfatados, e a implantação do cultivo de plantas com alta capacidade de extração de P.

## 8.5 Conclusões

A aplicação sucessiva de dejetos líquidos de suínos afeta negativamente o Índice de Qualidade do Solo ao longo do tempo de maneira crescente, seja em médio ou longo prazo.

O campo nativo apresentou maior Índice de Qualidade do Solo em relação às áreas de pastagens com uso de dejetos líquidos de suínos em médio e longo prazo, com efeito mais acentuado na camada de 0-7 cm do solo. Todavia, as diferenças foram variáveis de acordo como indicador de qualidade do solo considerado nas demais camadas de solo analisadas.

As áreas de pastagens com aplicação de dejetos líquidos em médio e longo prazo apresentaram degradação química do solo, em decorrência de leve acidificação do solo (na área de longo prazo) e dos teores de fósforo disponível estarem superiores ao Limite Crítico Ambiental de Fósforo calculado para cada área, representando alto potencial de impacto ambiental, especialmente em função da declividade das áreas de estudo, sendo fortemente recomendado alterações na forma de manejo das áreas visando reduzir a poluição ambiental.

## 8.6 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.140487, 2020.

ALMEIDA, T.F. *et al.* Forms and balance of soil potassium from a long-term integrated crop-livestock system in a subtropical Oxisol. **Soil and Tillage Research**, v.207, p.104864, 2021.

ANDREWS, S.S.; KARLEN, D.L.; CAMBARDELLA, C.A. The soil management assessment framework: A quantitative soil quality evaluation method. **Soil Science Society America Journal**, v.68, p.1945-62, 2004.

AZEVEDO, J.C. *et al.* Effects of Agricultural Expansion on Soil Carbon and Nitrogen Stocks in the Amazon Deforestation Arc. **Soil Systems**, v.8, n.1, p.25, 2024.

BARROS, E.C. *et al.* Potencial agrônômico dos dejetos suínos. Concórdia, Embrapa Suínos e Aves, **Cartilha**, 52 p., 2019.

BASTOS, F. *et al.* Strategies for identifying pollution sources in a headwater catchment based on multi-scale water quality monitoring. **Environmental Monitoring and Assessment**, v.193, n.4, p.169. 2021.

BÜNEMANN E.K., *et al.* Soil quality A critical review. **Soil Biol Biochem.** v.120, p.105–125. 2018.

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

CHERUBIN, M.R. *et al.* A Soil Management Assessment Framework (SMAF) Evaluation of Brazilian Sugarcane Expansion on Soil Quality. **Soil Science Society of America Journal**, v.80, n.1, p.215-226, 2016.

CHERUBIN, M.R. *et al.* Resposta da saúde do solo à remoção da palha da cana-de-açúcar no Brasil. **Culturas e Produtos Industriais**, v.163, p.113315, 2021.

CQFS - COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO. **Manual de adubação e calagem para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina**. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo – Núcleo Regional Sul, 2016. 376p.

CORRÊA, J.C. *et al.* Aplicações de Dejetos de Suínos e as Propriedades do Solo. Concórdia, SC: Embrapa Suínos e Aves. **Circular Técnica**, v.58, p.18. 2011.

DALL'ORSOLETTA, D.J. *et al.* Soil slope and texture as factors of phosphorus exportation from pasture areas receiving pig slurry. **Science of the Total**

**Environment**, v.761, p.144004, 2021.

DONAGEMA, G.K. *et al.* **Manual de métodos de análise de solos**. Dados eletrônicos. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, Embrapa Solos, ISSN 1517-2627, p.230. 2011.

FERREIRA, A.O. *et al.* Carbon balance and crop residue management in dynamic equilibrium under a no-till system in Campos Gerais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.36, n.5, p.1583-1590, 2012.

FERREIRA, G.W. *et al.* Soil aggregation indexes and chemical and physical attributes of aggregates in a Typic Hapludult fertilized with swine manure and mineral fertilizer. **International journal of recycling organic waste in agriculture**, v.10, n.1, 2021.

FOLLMANN, F.M. *et al.* Determinação da fragilidade ambiental de uma bacia hidrográfica em relação à suinocultura utilizando SIG. **Ciência e Natura**, Santa Maria, v.40, n.33, 2018.

GATIBONI, L.C. *et al.* Soil Phosphorus Thresholds in Evaluating Risk of Environmental Transfer to Surface Waters in Santa Catarina, Brazil. **R. Bras. Ci. Solo**, v.39, p.1225-1234, 2015.

GATIBONI, L.C. *et al.* Proposta de limites críticos ambientais de fósforo para solos de Santa Catarina. **Boletim técnico**. Lages: UDESC/CAV, 2014. 38p.

GATIBONI, L.C.; CONDRON, L.M.A rapid fractionation method for assessing key soil phosphorus parameters in agroecosystems. **Geoderma**, v.385, p.114893, 2021.

GIROTTI, E. *et al.* Nutrient transfers by leaching in a no-tillage system through soil treated with repeated pig slurry applications. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v.95, p.115-131, 2013.

HASS, A., GONZALEZ, J.M., LIMA, I.M., GODWIN, H.W., HALVORSON, J.J., BOYER, D.G. Chicken manure biochar as liming and nutrient source for acid Appalachian soil. **J. Environ. Qual.**, v.41, p.1096–1106, 2012.

KARLEN, D.L. *et al.* Soil quality: a concept, definition and framework for valuation. Soil Science Society of America, **Madison**, v.61, n.1, p.4-10 Jan./Feb. 1997.

KÖPPEN, W.; GEIGER, R. **Klimate der Erde**. Gotha: Verlag Justus Perthes. Wall-map 150cm x 200cm, 1928.

LEHMANN J., HANSEL C.M., KAISER C. Persistence of soil organic carbon caused by functional complexity. **Nat Geosci**. v.13, p.529–534. 2020.

LEHMANN, J. *et al.* The concept and future prospects of soil health. **Nature Reviews Earth & Environment**, v.1, n.10, p. 544-553, 2020.

LIMA, A.Y.V. *et al.* Grazing exclusion restores soil health in Brazilian drylands under desertification process. **Applied Soil Ecology**, v.193, p.105-107, 2024.

LUNA, I.R.G. *et al.* Phosphorus Concentrations and Stocks in Different Soil Classes, Uses and Coverages in Agreste Pernambucano, Brazil. **Investigaciones geográficas**, n.107, 2022.

LUZ, F.B. *et al.* Monitoring soil quality changes in diversified agricultural cropping systems by the Soil Management Assessment Framework (SMAF) in southern Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v.281, p.100-110, 2019.

MACEDO, R.S. *et al.* Assessment of Soil Quality of Smallholder Agroecosystems in the Semiarid Region of Northeastern Brazil. **Land**, v.13, n.3, 2023.

MARIA, I.C.; CASTRO, O.M.; SOUZA, H.D. Atributos físicos do solo e crescimento radicular de soja em Latossolo Roxo sob diferentes métodos de preparo do solo. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v.23, p.703-709, 1999.

MATOS, P.S. *et al.* Short-term effects of agroforestry systems on soil health in Southeastern Brazil. **Agroforestry Systems**, v.96, n.5, p.897-908, 2022.

MENDES, I.C. *et al.* **Bioanálise de solo: a mais nova aliada para a sustentabilidade agrícola.** Informações Agronômicas NPCT, n.8, p.1–11, 2020.

MENDES, I.C.; SOUSA, D.M.G.; REIS Jr., F.B. Bioindicadores de qualidade do solo: dos laboratórios de pesquisa para o campo. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, Brasília, v.32, n. 1/2, p.191-209, 2015.

MENEZES, D.; MINELLA, J.P.G.; TASSI, R. Monitoring sediment yield for soil and water conservation planning in rural catchments. **Environmental monitoring and assessment**, v. 192, n.11, p.736. 2020.

NICOLOSO, R.S. *et al.* **Critérios técnicos mínimos para o licenciamento ambiental de granjas de suínos.** Concórdia: Embrapa Suínos e Aves (Documento 239), 2023. 56 p.

NORFLEET, M.L.; DITZLER, C.A.; PUCKETT, W.E.; GROSSMAN, R.B.; SHAW, J.N. Soil quality and its relationship to pedology. **Soil Science**, v.168, n.3, p.149-155, 2003.

NUNES, M.R. *et al.* A SMAF assessment of US tillage and crop management strategies. **Environmental and Sustainability Indicators**, v.8, p.100072, 2020.

OLIVEIRA, J.G.R. *et al.* Alterações na física do solo com a aplicação de dejetos animais. **Geographia Opportuno Tempore**, v.2, n.2, p. 66-80, 2016.

OLIVEIRA FILHO, J.S *et al.* Phosphorus accumulation in soil after successive applications of swine manure: a long-term study in Brazil. **Environmental Earth Sciences**, v.79, p.1-12, 2020.

QIAO, L. *et al.* Soil quality both increases crop production and improves resilience to climate change. **Nature Climate Change**, v.12, n.6, p.574-580, 2022.

ROLDÁN, A. *et al.* No-tillage, crop residue additions, and legume cover cropping effects on soil quality characteristics under maize in Patzcuaro watershed (Mexico). **Soil & Tillage Research**, v.72, p.65-73, 2003.

RUIZ, F., CHERUBIN, M.R., FERREIRA, T.O. Soil quality assessment of constructed technosols: towards the validation of a promising strategy for land reclamation, waste management and recovery of soil functions. **Revista de Gestão Ambiental**, v.276, p.111344, 2020.

SCHERER, E.E., BALDISSERA, I.T.; NESI, C.N. Propriedades químicas de um latossolo vermelho sob plantio direto e adubação com esterco de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.31, n.1, p.123-131, 2007.

SCHRÖDER, J.J., *et al.* The elusive role of soil quality in nutrient cycling: a review. **Soil Use and Management**, v.32, n.4, p.476-486. 2016.

SCHULTE, R.P.O. *et al.* Functional land management: A framework for managing soil-based ecosystem services for the sustainable intensification of agriculture. **Environmental Science & Policy**, v.38, p.45-58, 2014.

SEGANFREDO, M.A. **A questão ambiental na utilização de dejetos de suínos como fertilizante do solo**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, p. 35. 2000.

SEGANFREDO, M.A. **Gestão ambiental na suinocultura**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, p. 302. 2007.

SILVA, D.M., *et al.* Effects of pig slurry application on the diversity and activity of soil biota in pasture areas. **Ciência Rural**, v.46, n.10, p.1756-1763, 2016.

SOFO, A.; ZANELLA, A.; PONGE, J. Soil quality and fertility in sustainable agriculture, with a contribution to the biological classification of agricultural soils. **Soil Use and Management**, v.38, n.2, p.1085-1112, 2021.

STRECK, E.V., *et al.* **Solos do Rio Grande do Sul**. 2.ed. Porto Alegre: EMATER/RS, p. 222. 2008.

TANG, Y., ZHANG, H., SCHRODER, J.L., PAYTON, M.E., ZHOU, D. Animal manure reduces Aluminum toxicity in an acid soil. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v.71, p. 1699–1707, 2007.

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

VANOLLI, B.S. *et al.* Edaphic and epigeic macrofauna responses to land use change in Brazil. **European Journal of Soil Biology**, v.117, p.103514, 2023.

VEZZANI, F.M.; MIELNICZUK, J. Uma visão sobre qualidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 743-755, 2009.

WHALEN, J.K., CHANG, C., CLAYTON, G.W. Cattle manure amendments can increase the pH of acid soils. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v.64, p.962–966, 2000.

XUN, W. *et al.* Swine manure and quicklime have different impacts on chemical properties and composition of bacterial communities of an acidic soil. **Applied Soil Ecology**, v.100, p.450-486, Apr. 2016.

YANG, Q.M.; BAIDOO, S.; ZHU, J.; HE, G. Phosphorus transformation in pig slurry due to diet and intermittent aeration treatments. **Biosystems Engineering**, v.89, n.3, p.355–362, Oct. 2004.

YOST, J.L. *et al.* Effect of swine manure on soil health properties: A systematic review. **Soil Science Society of America Journal**, v.86, n.2, p.450

## 9 Considerações finais

No artigo I, foi elaborada uma caracterização microbiológica das áreas com uso de dejetos suínos e, foi possível concluir que o uso de dejetos suínos, bem como tempo maior de uso, estimularam a diversidade e a abundância de bactérias no solo, além de permitir a ocorrência de filos e gêneros inexistentes anteriormente, porém, efeito inverso foi observado sobre os fungos, que inicialmente é promovido em médio prazo, mas segue de um decréscimo em longo prazo, além de selecionar gêneros ocorrentes somente neste local, com as evidências indicando ser um efeito indireto do DLS, através das mudanças nas propriedades físicas do solo.

No artigo II, estudaram-se os efeitos dos dejetos suínos sobre as propriedades físico-hídricas do solo em diferentes posições da paisagem, onde os atributos mais sensíveis ao uso de dejetos foram: condutividade hidráulica do solo saturado, o carbono orgânico e a retenção de água no solo, onde foram vistas melhorias em longo prazo, com maior ênfase no terço inferior da paisagem, indicando haver um escoamento dos dejetos para as posições mais baixas da paisagem. Entretanto, efeitos das posições da paisagem sobre a curva de retenção de água no solo foram mínimos.

No artigo III, a química e a biologia do solo foram analisados nas mesmas áreas e posições da paisagem que no artigo II, sendo constatada tendência de acidificação do solo em longo prazo na camada superficial do solo, com diminuição do pH e aumentos da acidez trocável (Al) e potencial (H+Al), saturação por Al, além de redução na soma e saturação por bases, da capacidade de troca de cátions, e teores de Ca e Mg.

Ainda, neste mesmo artigo constatou-se um aumento considerável na matéria orgânica do solo proporcionado pelo uso de dejetos suínos em longo prazo, além de elevação nos teores de P, K, Zn, Cu e Mn, principalmente na camada superficial do terço inferior da paisagem, indicando novamente, assim como no artigo II, a percolação dos dejetos após aplicação através do declive da paisagem, indicando maior atenção ambiental neste local, principalmente devido aos níveis elevados de P, Zn e Cu.

Se tratando da biologia do solo, os dejetos suínos promoveram aumento na diversidade e abundância, além de incrementos na atividade da biomassa

seca da fauna edáfica, com efeitos mais acentuados no terço inferior da paisagem, em função de maior quantidade de alimentos (massa seca de pastagem), indicando assim como nos dados da física e química do solo, maior concentração desses resíduos nas partes mais baixas da paisagem.

O Artigo IV visou suprir uma lacuna na comunidade científica, sobre a caracterização, quantificação e mapeamento da variabilidade espacial dos atributos da diversidade e atividade biológica do solo em pastagens com uso de dejetos líquidos de suínos em médio e longo prazo. O uso de dejetos afetou os padrões de abundância, riqueza e índices de diversidade, favorecendo a ocorrência de grupos *Collembola*, *Orthoptera* e *Thysanoptera*, favorecendo a abundância e a riqueza de grupos. As técnicas geoestatísticas utilizadas foram capazes de detectar existência de dependência espacial na maior parte dos atributos biológicos, como os grupos e índices, porém com alcances menores na em longo prazo.

No último artigo desta tese, o V, foi elaborado um índice de qualidade do solo para analisar os efeitos do uso de dejetos do ponto de vista ambiental, sendo constatado um decréscimo no índice ao longo do tempo de maneira contínua, com as áreas com uso de dejetos em médio e longo prazo apresentando degradação química, em decorrência de leve acidificação em longo prazo, e dos teores de P-disponíveis estarem consideravelmente superiores ao Limite Crítico Ambiental calculado para estas áreas, representando alto potencial de impacto ambiental.

Frisa-se que em alguns âmbitos, em médio prazo são observados incrementos ou decréscimos de qualidade do solo, com o mesmo valendo para o longo prazo e, com base nos dados obtidos por este trabalho, conclui-se que apesar das melhorias provindas nos atributos microbiológicos, biológicos, físico-hídricos e químicos do solo, o artigo final indica que o solo chegou em seu limite de aporte de dejetos, sendo indicada a descontinuação desta prática neste local, em função de acúmulos de nutrientes que podem ser nocivos ao ambiente e conseqüentemente fauna e flora dos nossos ecossistemas, incluindo o ser humano, como a eutrofização de águas ou o acúmulo de metais pesados no solo.

Por fim, indica-se a repetição e continuação deste trabalho em locais diferentes deste, inclusive em outras condições edafoclimáticas (como tipos de

solo, clima, declividades, manejos, etc.), em prazos maiores que os estudados, além de se estudar melhor os efeitos do uso de dejetos em posições da paisagem, balizado pelos resultados encontrados que indicam que este efeito é existente e, distinto dentro da mesma área, dependendo da posição analisada.

## 10 Referências

ABPA - Associação Brasileira de Proteína Animal. **Relatório anual 2023**, 75 p. 2023. Disponível em: <<https://abpa-br.org/abpa-relatorio-anual/>>. Acesso em: 17 jul. 2023.

ALMEIDA Jr., M.C.D.; CASTRO, P.A.L.; SANTOS, G.O. Taxa de infiltração de água no solo em diferentes usos do solo. **Journal of Biotechnology and Biodiversity**, v.8, n.2, p.115-121, 2020.

BASSO, C.J. *et al.* Teores totais de metais pesados no solo após aplicação de dejetos líquidos de suínos. **Ciência Rural**, Santa Maria, v 42, n.4, p.653-659, 2012.

BERWANGER, A.L. **Alterações e transferências de fósforo do solo para o meio aquático com o uso de dejetos líquidos de suínos**. 2006. 105 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2006.

BOITT, G. *et al.* Fate of phosphorus applied to soil in pig slurry under cropping in southern Brazil. **Geoderma**, v.321, p.164-172, jul. 2018.

CANTÃO V.C.G. *et al.* Adicionar dejetos suínos por 17 anos em área agrícola causa poluição por cádmio? **Braz. J. of Develop.**, Curitiba, v.6, n.8, p. 60904-60915, ago. 2020.

CORRELL, D.L. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A review. **J. Environ. Qual.**, v.27, p.261-266, 1998.

FOLLMANN, F.M. *et al.* Determinação da fragilidade ambiental de uma bacia hidrográfica em relação à suinocultura utilizando SIG. **Ciência e Natura**, Santa Maria, v.40, n.33, 2018.

GIACOMINI, S.; AITA, C. Cama sobreposta e dejetos líquidos de suínos como fonte de nitrogênio ao milho. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, Viçosa, v.32, n.1, p.195-205, jan./fev. 2008.

KRAJESKI, A.; POVALUK, M. Alterações no solo ocasionadas pela fertirrigação dos dejetos suínos. **Saúde e Meio ambiente**, Mafra, v.3, n.1, p.3-18, 2014.

LEMONS FILHO, L.C.A.; FERREIRA, L.L.N.; LYRA, D.L. Variabilidade espacial de atributos do solo indicadores de degradação ambiental em microbacia hidrográfica. **Revista Agro@ambiente On-line**, v.11, n.1, p.11-20, jan.-mar., 2017.

MAGALHÃES, S.S.A.; WEBER, O.L.S. Zinc and copper fractions in Oxisols of different textures fertilized with pig slurry. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.25, n.6, p.386-392, 2021.

MASTUOKA, M. *et al.* Impacto da aplicação de dejetos líquidos de suínos na qualidade de solos do oeste catarinense. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, Florianópolis, v.8, n.1, p.540-562, jan./mar. 2019.

OLIVEIRA, R.A. *et al.* Influência da aplicação de águas residuárias de suinocultura na capacidade de infiltração de um solo po-dzólico vermelho-amarelo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.4, n.2, p.263-267, 2000.

PASQUETTI, E.P. **A competitividade da suinocultura desenvolvida no município de Nova Candelária e sua representatividade no noroeste do RS.** 2010. 114 f. Monografia (Especialização em Gestão do Agronegócio) – Universidade do Vale dos Sinos, São Leopoldo, 2010.

QUADRO, M.S. *et al.* Biomassa e atividade microbiana em solo acrescido de dejetos suíno. **Revista Brasileira Agrociência**, v.17, n.1-4, p.85-93, 2011.

ROCHA, I.D.S. **Caracterização da suinocultura no Estado da Paraíba, Brasil.** 2020. 35 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Animal) – Universidade Federal da Paraíba, Areia, 2020.

SANTOS, R.C. **Aplicação de dejetos líquidos de suínos em solos: aspectos biológicos e químicos do percolado.** 2010. 90 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2010.

SANTOS FILHO, J.I. *et al.* **Análise Econômica da Especialização na Suinocultura.** Concórdia: EMBRAPA/CNPSA, 1999.

SILVA, D.M. **Biota do solo em pastagem sob aplicação sucessiva de dejetos de suínos.** 2015. 64 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2015.

SEGANFREDO, M.A. **Os dejetos suínos e seus riscos ambientais no uso como fertilizante.** Brasília, DF: Embrapa Suínos e Aves, Suinocultura Industrial, v.30, n.207, p.10-14, 2007.

STRECK, E.V.; KÄMPF, N.; DALMOLIN, R.S.D.; KLAMT, E.; NASCIMENTO, P.C.; SCHNEIDER, P.; PINTO, L.F.S. **Solos do Rio Grande do Sul.** 2.ed. Porto Alegre: EMATER/RS, 2008. 222 p.

VIDAL, N.A. **Qualidade das águas da bacia hidrográfica do Erval Novo – Município de Três Passos, RS.** 2011. 54 f. Monografia (Graduação em Tecnologia em Planejamento e Gestão para o Desenvolvimento Rural) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Três Passos, 2011.