

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE PONTA GROSSA  
SETOR DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E DE TECNOLOGIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

ANDRESSA DRANSKI

MACROFAUNA E ATRIBUTOS FÍSICOS EM SISTEMAS DE USO E MANEJO  
DO SOLO

PONTA GROSSA  
2021

ANDRESSA DRANSKI

MACROFAUNA E ATRIBUTOS FÍSICOS EM SISTEMAS DE USO E MANEJO  
DO SOLO

Tese de Doutorado apresentada à  
Universidade Estadual de Ponta  
Grossa. Área de Concentração:  
Agricultura. Linha de Pesquisa: Uso e  
Manejo do Solo.

Orientador: Prof. Dr. Pedro Henrique  
Weirich Neto

Co-Orientador: Prof. Dr. Clever Briedis

PONTA GROSSA  
2021

D764 Dranski, Andressa  
Macrofauna e atributos físicos em sistemas de uso e manejo do solo /  
Andressa Dranski. Ponta Grossa, 2021.  
92 f.

Tese (Doutorado em Agronomia - Área de Concentração: Agricultura),  
Universidade Estadual de Ponta Grossa.

Orientador: Prof. Dr. Pedro Henrique Weirich Neto.

Coorientador: Prof. Dr. Clever Briedis.

1. Fauna edáfica. 2. Atributos do solo. 3. Sistemas de manejo. 4.  
Biodiversidade. 5. Pastejo racional. I. Weirich Neto, Pedro Henrique. II. Briedis,  
Clever. III. Universidade Estadual de Ponta Grossa. Agricultura. IV.T.

CDD: 631

**CERTIFICADO DE APROVAÇÃO**

Título da Tese: “**MACROFAUNA E ATRIBUTOS FÍSICOS EM SISTEMAS DE USO E MANEJO DO SOLO**”

Nome: **Andressa Dranski**

Orientador: **Dr. Pedro Henrique Weirich Neto**

**Aprovado pela Comissão Examinadora:**

Prof. Dr. Pedro Henrique Weirich Neto

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Aline Marque Genú

Dr. Afonso Peche Filho

Prof. Dr. Jaime Alberti Gomes

Prof. Dr. Carlos Hugo Rocha

Ponta Grossa - PR, 26 de novembro de 2021



Documento assinado eletronicamente por **Jaime Alberti Gomes, Professor(a)**, em 30/11/2021, às 11:13, conforme Resolução UEPG CA 114/2018 e art. 1º, III, "b", da Lei 11.419/2006.



Documento assinado eletronicamente por **Carlos Hugo Rocha, Professor(a)**, em 30/11/2021, às 11:40, conforme Resolução UEPG CA 114/2018 e art. 1º, III, "b", da Lei 11.419/2006.



Documento assinado eletronicamente por **Aline Marques Genú, Usuário Externo**, em 30/11/2021, às 13:48, conforme Resolução UEPG CA 114/2018 e art. 1º, III, "b", da Lei 11.419/2006.



Documento assinado eletronicamente por **Afonso Peche Filho, Usuário Externo**, em 01/12/2021, às 15:47, conforme Resolução UEPG CA 114/2018 e art. 1º, III, "b", da Lei 11.419/2006.



Documento assinado eletronicamente por **Pedro Henrique Weirich Neto, Chefe do Departamento de Ciências do Solo e Engenharia Agrícola**, em 02/12/2021, às 10:25, conforme Resolução UEPG CA 114/2018 e art. 1º, III, "b", da Lei 11.419/2006.



A autenticidade do documento pode ser conferida no site <https://sei.uepg.br/autenticidade> informando o código verificador **0764359** e o código CRC **F77B3C88**.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, pela vida e por ter me dado força para vencer as dificuldades. À minha mãe, Neunilha Zdebski Dranski, por todo cuidado e orações, ao meu pai Antonio Dranski (*in memoriam*), que mesmo não estando ao meu lado fisicamente neste momento, sempre foi e sempre será o meu maior incentivador e exemplo. Ao meu marido, Neidson Dias da Mota, agradeço imensamente o carinho, amparo e toda ajuda.

Agradeço ao meu professor orientador, Prof. Dr. Pedro Henrique Weirich Neto, pelo auxílio no trabalho e incentivo.

Ao Prof. Dr. Clever Briedis, por toda ajuda no laboratório.

À Professora Dr<sup>a</sup> Nátali Maidl de Souza, Prof. Dr. Jaime Alberti Gomes, Prof. Dr Carlos Hugo Rocha por terem me ajudado em vários momentos.

À Jaqueline Gonçalves.

À Flavia Biassio Riffert, Anderson Farias, Waldir Zarrochinski pela ajuda e amizade.

Aos colegas do Laboratório de Mecanização Agrícola.

Meu sincero agradecimento a todos os meus professores.

Agradeço a Fundação Araucária pela concessão da bolsa.

## RESUMO

DRANSKI, A. **Macrofauna e atributos físicos em sistemas de uso e manejo do solo**. 2021. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade Estadual de Ponta Grossa. Ponta Grossa.

O manejo excessivo tende a afetar, negativamente, as condições físicas, a macrofauna e a biomassa microbiana do solo. Atributos físicos e biológicos são utilizados como parâmetros para avaliar a qualidade do solo em diferentes usos e manejos do solo. O objetivo do trabalho foi avaliar a macrofauna epiedáfica, euedáfica e os atributos biológicos e físicos em diferentes sistemas de uso e manejo do solo. As armadilhas para coleta dos organismos epiedáficos, em Ponta Grossa-PR, foram inseridas em lavoura, pastagem e floresta. Foram calculados os índices de diversidade de Shannon, uniformidade de Pielou, riqueza e análise de componentes principais. No estudo conduzido em Ponta Grossa-PR, foram capturados 889 indivíduos, distribuídos em 18 grupos taxonômicos. Houve maior diversidade de indivíduos na área de vegetação natural, com 17 grupos taxonômicos, seguido da área de pastagem 14, e a lavoura com 11. Foram encontrados 13 grupos taxonômicos em área de mata secundária, lavoura com 11 e pastagem com 9 indivíduos. O maior valor de diversidade avaliado pelo índice Shannon foi observado em mata secundária apresentando valor de 0,75 seguido de 0,57 e 0,46 para pastagem e lavoura respectivamente. O índice de pielou e ou homogeneidade obteve os valores de 0,44 para lavoura, pastagem 0,60 e 0,67 para mata secundária. Existe correlação dos grupos com os uso e manejos, com aumento ou diminuição de número de indivíduos conforme escala de conservação de solo do uso e manejo, exceto o grupo Orthoptera. As coletas de solo em Tibagi-PR foram realizadas em sistema de manejo ecológico de pastagens e convencional, sendo retiradas amostras de solo em 6 pontos em cada sistema, foram realizadas as análises de densidade, granulometria, estabilidade de agregados, macrofauna e carbono da biomassa microbiana. Para o experimento em Tibagi-PR a densidade do solo apresentou, na profundidade de 5-10 cm, interação significativa entre tempo de adoção e sistemas. Os sistemas foram iguais em T0 e MEP apresentou maior densidade de solo em T1. Para carbono da biomassa, na profundidade de 0-5 cm, houve interação significativa entre tempo de adoção e sistemas. Os sistemas foram iguais em T0 e MEP apresentou maior carbono no solo em T1. O diâmetro médio ponderado, na profundidade 5-10 cm, foi significativo entre os tempos de adoção dos sistemas. Houve diferença significativa ao longo do tempo para a profundidade de 5-10 cm. Para profundidade de 0-5cm, houve diferença significativa para macrofauna entre sistemas e para tempo de adoção. No MEP merece destaque a presença de Oligoquetas e Isopteros, que podem ser considerados organismos benéficos, além de maior diversidade de forrageiras. Sendo assim, a adoção do MEP apresentou resultados positivos quanto a biologia do solo e negativos quanto a física do solo

**Palavras-chave:** fauna edáfica, atributos do solo, sistemas de manejo, biodiversidade.

## ABSTRACT

DRANSKI, A. **Macrofauna and physical attributes in land use and management systems**. 2021. Thesis of Doctorate degree in Agronomy - State University of Ponta Grossa. Ponta grossa.

Excessive management tends to negatively affect physical conditions, macrofauna and soil microbial biomass. Physical and biological attributes are used as parameters to assess soil quality in different soil uses and managements. The objective of this work was to evaluate the epiedaphic and euedaphic macrofauna and the biological and physical attributes in different land use and management systems. Traps for collecting epiedaphic organisms, in Ponta Grossa-PR, were inserted in crops, pastures and forests. Shannon diversity, Pielou uniformity, richness and principal components analysis were calculated. In the study conducted in Ponta Grossa-PR, 889 individuals were captured, distributed in 18 taxonomic groups. There was greater diversity of individuals in the area of natural vegetation, with 17 taxonomic groups, followed by the pasture area with 14, and the crop with 11. 13 taxonomic groups were found in the area of secondary forest, crop with 11 and pasture with 9 individuals. The highest diversity value evaluated by the Shannon index was observed in secondary forest presenting a value of 0.75 followed by 0.57 and 0.46 for pasture and crop respectively. The Pielou and/or homogeneity index obtained values of 0.44 for crop, pasture 0.60 and 0.67 for secondary forest. There is a correlation between the groups and the use and management, with an increase or decrease in the number of individuals according to the soil conservation scale of use and management, except for the Orthoptera group. Soil collections in Tibagi-PR were carried out in an ecological and conventional pasture management system, with soil samples being taken at 6 points in each system, density, granulometry, aggregate stability, macrofauna and biomass carbon analyzes were performed microbial. For the experiment in Tibagi-PR, soil density showed, at a depth of 5-10 cm, a significant interaction between time of adoption and systems. The systems were the same at T0 and MEP showed higher soil density at T1. For biomass carbon, at 0-5 cm depth, there was a significant interaction between time of adoption and systems. The systems were the same at T0 and MEP showed higher soil carbon at T1. The weighted average diameter, at a depth of 5-10 cm, was significant between the times of adoption of the systems. There was a significant difference over time for the depth of 5-10 cm. For depths of 0-5cm, there was a significant difference for macrofauna between systems and for time of adoption. In the MEP, the presence of Oligochaetes and Isopterans, which can be considered beneficial organisms, in addition to a greater diversity of forages, deserves to be highlighted. Thus, the adoption of MEP presented positive results regarding soil biology and negative results regarding soil physics.

**Keywords:** edaphic fauna, soil attributes, management systems, biodiversity.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - (A) localização dos pontos de coleta em vegetação secundária (V) e em lavoura anual (L) e (B) pastagem (P). Fonte: Google Earth.....	17
Figura 2 - Instalação de armadilhas para amostragem da macrofauna do solo, equidistantes de 15 m. (A) armadilha em área de pastagem; (B) colocação de armadilha em área de lavoura; (C) inserção da armadilha em floresta.....	18
Figura 3 - Análise de componentes principais de pontos amostrais entre grupos da macrofauna conforme usos e manejos. Vegetação nativa (números de 1 a 9), pastagem (10 a 18), lavoura anual (19 a 27) .....	24
Figura 4 - Localização do município de Tibagi – PR em relação ao Brasil e Paraná .....	52
Figura 5 – Valores de precipitação pluviométrica acumulada nos meses do experimento e precipitação acumulada mensal histórica (30 anos). Estação meteorológica de Ponta Grossa, PR (SIMEPAR, 2020) .....	53
Figura 6 – Localização das amostragens do sistema de manejo ecológico de pastagens e o sistema convencional de pastagens. Fonte: Google Earth .....	54
Figura 7 - Esquema das coletas biológicas e físicas do solo realizadas em campo e suas respectivas profundidades.....	56
Figura 8 – Densidade do solo em sistemas MEP e convencional, e para as duas épocas de amostragem na profundidade de 0-5 cm .....	61
Figura 9 – Densidade do solo nas profundidades 5-10 cm, nas duas épocas de coleta, para os sistemas de manejo ecológico de pastagem (MEP) e manejo convencional .....	62
Figura 10 – Valores de carbono da biomassa microbiana referentes ao MEP e convencional para as duas coletas, na profundidade de 0-5 cm .....	66
Figura 11 – Carbono da biomassa microbiana em sistema MEP e convencional de pastoreio para a profundidade de 5-10 cm.....	67
Figura 12 – Dados referentes ao diâmetro médio ponderado do sistema MEP e convencional em T0 e T1, na profundidade de 0-5 cm. ....	68
Figura 13 – Dados referentes ao diâmetro médio ponderado em MEP e convencional, nas duas épocas, na profundidade de 5-10 cm .....	69
Figura 14 – Valores de IEA para MEP e convencional, em T0 e T1 para a profundidade de 0-5 cm .....	70

Figura 15 – Valores de IEA para os sistemas MEP e convencional nas duas coletas para a profundidade 5-10 cm .....	71
Figura 16 – Número de indivíduos da macrofauna edáfica para os dois sistemas de manejo e as duas épocas de coleta para o manejo ecológico de pastagens, profundidade 0-5 cm .....	72
Figura 17 – Número de indivíduos da macrofauna edáfica para os dois sistemas de manejo e as duas épocas de coleta para o manejo ecológico de pastagens, profundidade 5-10 cm .....	73
Figura 18 – Registro fotográfico anterior à instalação dos piquetes .....	77
Figura 19 – Registro fotográfico realizado após 11 meses de implementação do sistema MEP .....	77

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Abundância e índices de diversidade de Shannon-Wiener (H), equitabilidade de Pielou (e) dos grupos taxonômicos da macrofauna epiedáfica conforme usos e manejos (nove armadilhas de simples queda equidistantes de 15 metros, soma de três repetições de cinco dias) .....	20
Tabela 2 – Propriedades químicas referentes à camada 0-10 cm de profundidade, anterior a instalação do experimento em MEP. Dezembro de 2019.....	55
Tabela 3 - Análise descritiva dos atributos físicos e biológicos: Densidade (D), Carbono da Biomassa microbiana (CB), Macrofauna (M), Diâmetro médio ponderado (DMP), Índice de estabilidade de agregados (IEA), primeira amostragem (T0), segunda amostragem (T1) .....	59
Tabela 4 – Abundância de indivíduos invertebrados e grupos da fauna euedáfica (soma de quatro amostras de 25 cm comprimento x 20 cm largura x 20 cm de profundidade de solo), Índice H de Shannon e Índice de Pielou nos sistemas de manejo e duas etapas: primeira coleta (T0), segunda coleta (T1), sob manejos manejo ecológico de pastagem (MEP) e convencional (C) em profundidade de 0-10cm (soma das profundidades e sem retirada de discrepantes) .....	74

## SUMÁRIO

<b>INTRODUÇÃO</b> .....	<b>11</b>
<b>CAPÍTULO 1 – MACROFAUNA EPIEDÁFICA CONFORME USOS DO SOLO</b>	<b>13</b>
RESUMO.....	13
ABSTRACT .....	13
1.1 INTRODUÇÃO .....	14
1.2 OBJETIVOS .....	15
1.2.1 Objetivo Geral .....	15
1.2.2 Objetivos Específicos .....	15
1.3 MATERIAL E MÉTODOS .....	16
1.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	19
1.5 CONCLUSÕES .....	24
REFERÊNCIAS.....	24
<b>CAPÍTULO 2 – QUALIDADE DO SOLO SOB O MANEJO ECOLÓGICO DE PASTAGENS</b> .....	<b>28</b>
RESUMO.....	28
ABSTRACT .....	28
2.1 INTRODUÇÃO .....	29
2.2 OBJETIVOS .....	30
2.2.1 Objetivo Geral .....	30
2.2.2 Objetivos Específicos .....	30
2.3 REVISÃO .....	31
2.3.1 Desafios do Uso e Manejo dos Solos.....	31
2.3.2 Importância da Agricultura/Pecuária Camponesa .....	35
2.3.3 Sistema Convencional de Manejo de Pastagens .....	36
2.3.5 Solo e Desafios .....	41
2.3.6 Dimensionamento da Qualidade do Solo .....	42
2.3.7 Qualidade Física do Solo .....	43
2.3.8 Qualidade Biológica do Solo .....	44
2.3.8.1 A biota do solo.....	44
2.3.8.2 A fauna do solo .....	45

2.3.8.3 Índices de diversidade.....	47
2.3.8.4 Carbono da biomassa microbiana do solo .....	48
2.3.9 Impacto do Pastoreio Bovino.....	50
2.4.1 Sistema de Manejo Ecológico de Pastagens (MEP) .....	53
2.5.1 Densidade do Solo .....	60
2.5.2 Carbono da Biomassa Microbiana .....	65
2.5.3 Diâmetro Médio Ponderado.....	67
2.5.4 Índice de Estabilidade de Agregados .....	70
2.5.5 Macrofauna Edáfica e Índices de Diversidade .....	72
2.5.6 Pastagens Antes e Após a Implantação do MEP .....	76
2.6 CONCLUSÕES .....	78
REFERÊNCIAS.....	78

## INTRODUÇÃO

O solo é um recurso essencial dos ecossistemas. Nesse a interação entre condições físicas, químicas e biológicas contribuem para a manutenção da vida na terra. Devido a sua importância e significativa contribuição à biodiversidade global, faz-se necessário preservar sua integridade.

A qualidade e ou saúde do solo é fundamental para o desenvolvimento dos organismos que o habitam, bem como para manutenção sustentável das culturas, garantindo a produção de alimentos. O uso ou manejo inadequado do solo pode provocar degradação, processo que em alguns casos pode ser irreversível. Em muitos casos as práticas antrópicas aceleram o processo de perda do solo.

Atualmente, locais de vegetação nativa se tornaram áreas com intensas atividades antrópicas, causando drásticas mudanças nos atributos do solo. O nível de alteração na qualidade do solo pode ser avaliado pelo estado atual de determinados atributos em comparação com o estado natural do solo, sem interferência antrópica, ou com valores considerados ideais.

É necessário a discussão do uso sustentável dos solos, análises temporais, capacidade de resiliência e a tomada de decisão quanto a ações adequadas tornam-se premissas básicas. O monitoramento pode ser realizado por meio de indicadores físicos, químicos e biológicos, sendo possível avaliar as condições do solo e promover manutenção produtiva dos ambientes. Os indicadores podem representar propriedades físicas ou biológicas associadas aos diferentes processos que ocorrem, tais como: textura, porosidade, densidade e estabilidade de agregados. Quanto às propriedades biológicas, podem ser citadas as medidas de abundância de diferentes organismos do solo (minhocas, térmitas, formigas, etc.), biomassa microbiana, entre outras.

Os organismos que habitam o solo são sensíveis às modificações de qualquer natureza (física, química e biológica), podendo ser utilizados como indicadores de sua qualidade, por meio dos processos no solo relacionados com o manejo adotado. Exemplo é a biomassa microbiana do solo, esta tem sido utilizada como indicador de alterações e de qualidade de ecossistema capazes de refletir as mudanças de uso do solo.

O objetivo do trabalho foi avaliar a macrofauna epiedáfica, euedáfica e os atributos biológicos e físicos em diferentes sistemas de uso e manejo do solo.

## CAPÍTULO 1 – MACROFAUNA EPIEDÁFICA CONFORME USOS DO SOLO

### RESUMO

A macrofauna do solo é sensível a alterações ambientais e sua resposta pode estar relacionada ao estado de conservação do solo em locais com diferentes usos e manejos. Sendo assim objetivou-se avaliar os efeitos sobre a abundância e diversidade da macrofauna do solo de um sistema sob pastagem, comparando-o com lavoura anual e vegetação secundária. Foram utilizados coletores tipo “Pitfall-traps” em nove pontos, em forma de grade amostral equidistante. As armadilhas foram deixadas no campo por 5 dias, sendo instaladas por três semanas. Após retiradas, os organismos foram quantificados e classificados por grupos taxonômicos. Foram calculados os índices de diversidade de Shannon, uniformidade de Pielou e riqueza. Os resultados foram submetidos à análise multivariada de componentes principais. Foram capturados 889 indivíduos, distribuídos em 18 grupos taxonômicos. Os grupos mais representativos foram: Diptera apresentando 29,47%, Orthoptera 23,51% e Formicidae com 16,64%, independente do uso da terra. No presente estudo foi encontrada maior diversidade de indivíduos na área de vegetação natural, com 17 grupos taxonômicos, seguido da área de pastagem 14, e então a lavoura com 11. Foram encontrados 13 grupos taxonômicos em área de mata secundária, lavoura com 11 e pastagem com 9 indivíduos. O maior valor de diversidade avaliado pelo índice Shannon foi observado em mata secundária apresentando valor de 0,75 seguido de 0,57 e 0,46 para pastagem e lavoura respectivamente. O índice de Pielou e ou homogeneidade obteve os valores de 0,44 para lavoura, pastagem 0,60 e 0,67 para mata secundária. Existe correlação dos grupos com os usos e manejos, com aumento ou diminuição de número de indivíduos conforme escala de conservação de solo do uso e manejo, exceto o grupo Orthoptera.

**Palavras-chave:** fauna edáfica, sistemas de manejo, biodiversidade.

### ABSTRACT

Soil macrofauna is sensitive to environmental changes and its response may be related to the state of soil conservation in places with different uses and management. Thus, the objective was to evaluate the effects on the abundance and diversity of soil macrofauna in a system under pasture, comparing it with annual crop and secondary vegetation. “Pitfall-traps” type collectors were used at nine points, in the form of an equidistant sampling grid. The traps were left in the field for 5 days, being installed for three weeks. After removal, the organisms were quantified and classified by taxonomic groups. Shannon diversity, Pielou uniformity and richness indices were calculated. The results were subjected to multivariate principal component analysis. A total of 889 individuals were captured, distributed into 18 taxonomic groups. The most representative groups were: Diptera with 29.47%, Orthoptera 23.51% and Formicidae with 16.64, regardless of land use. In the present study, greater diversity of individuals was found in the area of natural vegetation, with 17 taxonomic groups, followed by the

pasture area 14, and then the crop with 11. There were 13 taxonomic groups found in the secondary forest area, crop with 11 and pasture with 9 individuals. The highest diversity value evaluated by the Shannon index was observed in secondary forest with a value of 0.7460, followed by 0.5724 and 0.4626 for pasture and cropland, respectively. The index of piélou and/or homogeneity obtained values of 0.4442 for crops, 0.6009 for pasture and 0.6697 for secondary forest. There is a correlation between the groups and the use and management, with an increase or decrease in the number of individuals according to the use and management soil conservation scale, except for the Orthoptera group.

**key words:** edaphic fauna, management systems, biodiversity.

## 1.1 INTRODUÇÃO

Com vistas somente para uma cultura agrícola de interesse econômico momentâneo, o produtor, muitas vezes, considera o solo, apenas, como suporte mecânico e fornecedor de nutrientes. Outros tipos de vida neste intervalo de tempo, são desprezados e/ou mesmo eliminados.

Os organismos do solo, grande parte invisível, são responsáveis por inúmeras funções ecológicas e serviços ecossistêmicos diretos ou indiretos. Ciclagem de nutrientes, armazenamento de água, controle de pragas e doenças, decomposição de matéria orgânica e manutenção de estrutura físicas são funções já conhecidas.

A fauna do solo é composta por organismos que passam toda ou parte de sua vida nesse ambiente. Os organismos são classificados de acordo com seu tamanho, em microfauna, mesofauna e macrofauna. A meso e a macrofauna se destacam por exercerem papel relevante na trituração, distribuição do material orgânico e correlações diretas nos principais atributos do solo.

A macrofauna do solo (minhocas, cupins, formigas, besouros e milípedes, entre outros) é visível a olho nu, assim como a maioria dos seus efeitos nos ecossistemas. O desenvolvimento de seu estudo pode constituir-se em ferramenta da avaliação da qualidade do solo, de preferência que possa ser utilizada por pesquisadores, agricultores e pecuaristas (FAO, 2008).

A macrofauna do solo é responsável por diversas realizações no ambiente edáfico, como construção de cavidades e galerias, transporte de materiais, favorecimento de recursos para outros organismos menos móveis, entre outras (SANTOS et al., 2016). Pode também formar estruturas biogênicas, que melhoram agregação, estabilidade de agregados, condutividade hidráulica e porosidade d solo.

Sendo assim a saúde de um agroecossistema, que geralmente é vinculado a aspectos físicos e químicos, deve ter o componente biológico, bem como suas interações, dimensionado também. Existe correlação entre a física e fauna do solo e vice versa. Por exemplo, a compactação altera diretamente indivíduos que habitam os poros do solo (BARETA et al. 2011). O principal fator que altera as propriedades químicas do solo em áreas agrícolas, que mostra efeito sobre sua fauna, é a utilização de fertilizantes, químicos ou orgânicos. A maior densidade de alguns organismos, como o caso das minhocas, está associada a solos com pouca interferência antrópica e com alto teor de matéria orgânica (TROGELLO et al., 2008). Além do comentado a fauna, pode realizar mineralização e umificação da matéria orgânica do solo (MOS), que interfere na disponibilidade de nutrientes.

Sendo assim, por executar funções tão importantes nos ecossistemas, pode ser utilizada como indicadora de qualidade do solo e consequente eficiência de usos e manejos do solo (ROSA et al., 2015; ALMEIDA et al., 2016; SANTOS, 2016).

## 1.2 OBJETIVOS

### 1.2.1 Objetivo Geral

Dimensionar abundância e diversidade da macrofauna epiedáfica sob usos e manejos do solo.

### 1.2.2 Objetivos Específicos

- (i) Quantificar macrofauna epiedáfica em sistemas de pastagem, lavoura anual e vegetação secundária;
- (ii) Dimensionar diversidade de macrofauna epiedáfica em sistemas de pastagem, lavoura anual e vegetação secundária;
- (iii) Comparar macrofauna epiedáfica es sistemas de pastagem, lavoura anual e vegetação secundária;

### 1.3 MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido na Fazenda Capão da Onça (FESCON), pertencente à Universidade Estadual de Ponta Grossa, localizada no município de Ponta Grossa, PR, no ano de 2019. Esta possui coordenadas 25°05'26,2" S e 50°03'25,8" W, altitude aproximada de 940 m. O clima regional é descrito como subtropical (Cfb, segundo a classificação de Köppen), com temperatura média anual de 18,5 °C e precipitação média anual de 1545 mm (IAPAR, 2000). O solo do local é o Latossolo vermelho distrófico de textura argilosa em área de lavoura, em mata é Cambissolo Háptico de textura arenosa e Latossolo Vermelho com textura franco-argilo-arenosa em área de pastagem (EMBRAPA, 2013).

As armadilhas para coleta dos organismos epiedáficos (viver na serrapilheira, superfície do solo) foram inseridas em três condições de usos e manejos do solo. Foram coletados em lavoura anual representada, no momento da coleta, pela cultura do trigo, antecedido pela cultura da soja. Neste sistema, houve uso de moléculas sintéticas como inseticidas, fungicidas e herbicidas e também o uso de fertilizantes de alta solubilidade na base (incorporado, em linha) e em cobertura (em superfície, área total).

Em local de pastagem, onde não foram utilizados fertilizantes e defensivos agrícolas, a cultura implementada era aveia preta, pastejada por bovinos de leite, mais específicas vacas secas, terneiras e bezerras. O terceiro uso do solo foi sistema de floresta, composta por Floresta Ombrófila Mista (Floresta com Araucárias) em estágio sucessional secundário inicial e reflorestamento com eucalipto (*Eucalyptus grandis*)

Em cada tratamento foram demarcados nove pontos amostrais equidistante 15 metros (Figura 1). Os locais, mata secundária e lavoura estavam lado a lado, porém a área de pastagem está localizada a aproximadamente 1000 m dos demais locais.

Figura 1 - (A) localização dos pontos de coleta (armadilhas de queda simples) em vegetação secundária (V) e em lavoura anual (L) e (B) pastagem (P). Fonte: Google Earth.

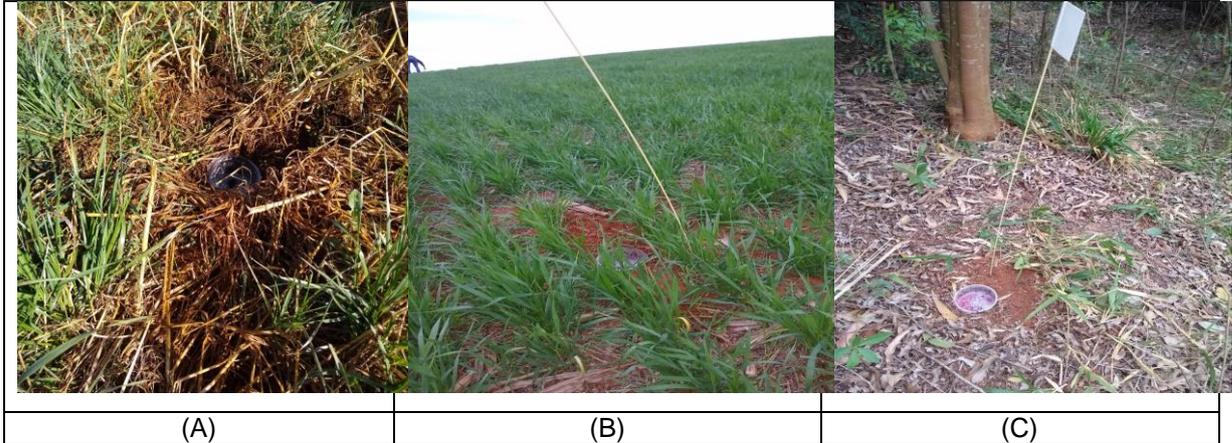


Para coleta da macrofauna e mesofauna, foram utilizados recipientes cilíndricos transparentes, com 11 cm de diâmetro e 7 cm de altura, preenchidos com 185 ml de água e 15 ml de detergente para quebra da tensão superficial (*Pitfall-traps*) (MOREIRA; HUISING; BIGNELL, 2010). Estes foram inseridos no solo, com superfície superior dos recipientes ficando em nível com a superfície do solo (Figura 2).

Testando quantificação da macrofauna em superfície (*Pitfall-traps*), foi relatado que armadilhas com barreiras de condução em superfície podem capturar até cinco vezes mais do armadilhas de simples queda, como as utilizadas neste trabalho (BOETZEL et al, 2018). Porém os mesmos autores, para fins de comparações, recomendam utilizar armadilhas de queda simples.

As armadilhas permaneceram no campo por 5 dias, sendo realizadas três repetições temporais, todas no mês de agosto de 2019. Após retiradas, o conteúdo foi filtrado, com o auxílio de peneira de 2 mm (microfauna < 100  $\mu$ m, mesofauna, entre 100  $\mu$ m e 2 mm e macrofauna > 2 mm). Os organismos, retidos na peneira, foram coletados com auxílio de pinça cirúrgica e secos em papel toalha. Estes foram quantificados e qualificados. Posteriormente, com auxílio de lupa de aumento de 60 vezes, foram classificados por grupos taxonômicos, quanto a Ordem (GALLO et al., 2002).

Figura 2 - Instalação de armadilhas para amostragem da macrofauna do solo, equidistantes de 15 m. (A) armadilha em área de pastagem; (B) colocação de armadilha em área de lavoura; (C) inserção da armadilha em floresta



A fauna do solo foi avaliada através dos índices de diversidade de Shannon-Wiener (H) e uniformidade de Pielou (e). A variação de espécies existentes entre comunidades, pode ser representada e quantificada de diversas maneiras: a mais comum é por meio dos índices de diversidade (ODUM, 1983). Segundo Pielou (1975), esta característica de variar o número de espécies nas comunidades é denominada diversidade, que apresenta a mesma lógica da medida de variância calculada em variáveis quantitativas.

O índice de Shannon é um dos mais utilizados para determinar a diversidade de espécies de um determinado habitat.

$$H = \sum p_i \cdot \log P_i \quad \dots\dots\dots \text{equação 1}$$

onde:

$P_i = n_i/N$ ;

$n_i$  = densidade de cada grupo;

$N$  = número total de grupos;

O índice de Pielou, ou índice de equitabilidade/uniformidade é a variação de espécies existentes entre comunidades, pode ser representada e quantificada de diversas maneiras: a mais comum é por meio dos índices de diversidade. Segundo Pielou (1975), esta característica de variar o número de espécies nas comunidades é denominada diversidade, que apresenta a mesma lógica da medida de variância calculada em variáveis quantitativas (equação 2).

$$e = H/\log S \quad \dots\dots\dots \text{equação 2}$$

onde:

H = Índice de Shannon

S = Número de espécies ou grupos (PIELOU, 1975).

Os índices foram calculados pelo software PAleontological STatistics (PAST) versão 2.16 e a riqueza de espécies, o qual foram quantificados através do número de grupos identificados em cada área. O estudo foi avaliado a partir de análise de componentes principais realizada pelo software Pirouette®4.5 (INFOMETRIX, 2011).

#### 1.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Através do método de armadilhas de simples queda (*Pitfall traps*), ao longo de três semanas, foram identificados 889 indivíduos, distribuídos em 18 grupos taxonômicos (Tabela 1). Os grupos mais representativos foram: Diptera 50,72%, Formicidae com 16,61 e Aranae 11,44% independente do uso e manejo do solo adotado.

Para utilização mais funcional dos táxons encontrados, foram somados os grupos Oligoqueta+Isopetera+Isopoda e Hemiptera+Homóptera (PARRON et al. 2015). No primeiro caso os grupos tem funções semelhantes e geralmente são benéficos. No segundo caso, o grupo homóptera é subdivisão da hemíptera e de mais fácil identificação. Considerando o total de indivíduos, foram encontrados maiores valores no uso para pastoreio. Os sistemas de preparo do solo, o uso de pesticidas e a fonte de fertilização de alta solubilidade tem influência sobre os indivíduos que habitam o solo e podem ter influenciado nos usos e manejos estudados (TESSARO, 2015).

A fauna edáfica do solo responde de forma rápida às alterações realizadas no ambiente, em função da quantidade de alimento existente no local, quando há formação de microclimas e quando há resíduos vegetais (BRITO et al., 2016). A fauna edáfica em ambientes de solo construído (aterro sanitário), lavoura anual e campo nativo, tem como predominantes os grupos Collembola, Hymenoptera, Acarina e Coleoptera, sendo o primeiro o que apresentou a maior dominância (ROSA; DALMOLIN, 2009).

A riqueza (número de grupos identificados) está relacionada com o número de indivíduos de espécies presentes em certa parcela de área. No presente estudo foi encontrada maior diversidade de indivíduos na área de mata secundária, com 13

grupos taxonômicos encontrados, seguido da área de lavoura 11, e então pastagem, com 9 indivíduos, ao longo de cinco períodos de amostragem.

A sequência quantitativa de macrofauna pastagem>mata secundária>lavoura demonstra que as condições qualitativas dos usos e manejos do solo estudados não estão de acordo ao esperado (mata secundária>pastagem>lavoura). Este ilustra que modificações antrópicas podem não ser totalmente desastrosas quanto a biologia ambiental. Pode-se constatar que a fauna edáfica possui sensibilidade para demonstrar as modificações realizadas. No presente estudo, a pastagem amostrada não recebeu, nos últimos anos, nenhuma aplicação de moléculas sintéticas, além de contar com aporte de dejetos animal fresco.

Tabela 1 – Abundância e índices de diversidade de Shannon-Wiener (H), equitabilidade de Pielou (e) dos grupos taxonômicos da macrofauna epiedáfica conforme usos e manejos (nove armadilhas de simples queda equidistantes de 15 metros, soma de três repetições de cinco dias)

<b>Grupos</b>	<b>Lavoura</b>	<b>Pastagem</b>	<b>Mata secundária</b>
Coleoptera	36	27	19
Oligoqueta+Isoptera+Isopoda	4	8	14
Formicidae	2	23	123
Chilopoda	1	0	8
Diplópode	0	0	3
Symphylla	0	0	0
Aranae	18	42	42
Hemiptera+Homoptera	1	5	8
Orthoptera	0	24	2
Lepidoptera	12	6	3
Díptera	172	226	54
Blattaria	0	0	0
Dermaptera	1	1	1
Gasteropoda	1	0	3
Pseudoescorpionidae	0	0	1
<b>Total</b>	<b>248</b>	<b>362</b>	<b>281</b>
Riqueza (nº de grupos identificados)	11	9	13
Índice H de Shannon	0,4626	0,5724	0,7460
Índice de Pielou e ou homogeneidade	0,4442	0,6009	0,6697

A área de pastagem abrigou maior número de insetos do grupo Díptera. Tal resultado é diferente do encontrado em trabalho realizado em pastagem natural, onde

prevaleceu grupo Isopteros, com 413 indivíduos encontrados (PESSOTTO et al., 2020).

Os coleópteros são a maior ordem de insetos, com pelo menos uma centena de famílias e milhares de espécies. Dentre os grupos mais importantes, que interagem com o solo, estão os escaravelhos (Scarabaeidae), que foram o grupo mais encontrado neste trabalho. Este grupo inclui as larvas chamadas de corós (PARRON et al., 2015).

A lavoura apresentou o maior número de coleópteros, comparando aos demais ambientes, corroborando com experimento comparando campo nativo e lavoura de milho, no qual obteve-se número bem maior de coleópteros em lavoura (ROSA; DALMOLIN, 2009). Porém o mesmo autor relata também que dentro de lavoura anual obteve grande abundância da ordem Hymenoptera, o que não ocorreu neste trabalho, que apresentou apenas um indivíduo nesta ordem. Neste experimento as armadilhas utilizadas eram do tipo Provid, formato de garrafa com furos laterais rente ao solo (ANTONIOLLI et al., 2006).

O maior número de coleópteros em lavoura se deve ao fato de haver um número elevado de espécies pertencentes a esta ordem que possuem como principal fonte de alimento as culturas agrícolas (GALLO et al. 2002).

Foram encontrados 26 insetos considerados benéficos, pertencentes aos grupos Oligoqueta, Isoptera e Isopoda. Somando os grupos encontrados foram contabilizados 4, 8 e 14 indivíduos para as áreas de lavoura, pastagem e vegetação secundária respectivamente. Esses valores estão na proporção esperado para o presente estudo. As minhocas revolvem o solo, criam galerias no solo além de gerarem matéria orgânica nos seus dejetos, também chamados de coprólitos. Algumas espécies epigeicas realizam a compostagem de resíduos orgânicos, proporcionando húmus (PARRON et al. 2015).

Avaliando os efeitos do uso do solo na abundância e na estrutura da comunidade da macrofauna, verificou-se que a maioria dos grupos estava associada a amostras colhidas em vegetação nativa. Porém os grupos Isoptera e Oligochaeta foram mais abundantes em solos de pastagem. O uso da terra afetou a riqueza de táxons em camadas de solo de 10 cm, diminuindo em 0,13 indivíduos  $m^{-2}$  da vegetação nativa para a pastagem e em 1,16 da vegetação nativa à cana-de-açúcar (FRANCO et al., 2016).

O grupo Formicidae, com as formigas como principais bioindicadoras, foi dos mais representativos. Na mata secundária e em pastagem foram encontrados elevados números de indivíduos do grupo Formicidae, com 123 exemplares em mata secundária e 23 em pastagem.

As formigas possuem algumas funções essenciais ao solo, como aeração, decomposição da matéria orgânica e ciclagem de nutrientes (CREPALDI et al., 2014). A riqueza de espécies de formigas está correlacionada com a complexidade da estrutura do ambiente. Este tipo de armadilha, em superfície, a maioria das formigas capturadas é do tipo cortadeira (PARRON et al. 2015).

A maior riqueza de formigas pode ser encontrada em ambientes onde a complexidade da serapilheira também é maior, principalmente quando predominam árvores nativas (BARETTA et al., 2011). Em estudo avaliando diferentes sistemas de manejo, encontrou-se menor frequência de formigas no sistema de preparo convencional, atribuindo tal fato à menor complexidade da vegetação (LOURENTE et al., 2007). Corroborando com os resultados do presente estudo.

A diversidade é composta pela variedade de espécies e o número de indivíduos dentro de cada espécie. Na maioria das vezes os estudos de diversidade estão relacionados aos padrões de variação espacial e ambiental (BARETTA, 2011). Portanto, quanto maior a variação ambiental, maior deve ser a diversidade de espécies.

O maior valor de diversidade, avaliado pelo índice de Shannon (H), de grupos foi observado na mata secundária, seguido pelo valor apresentado pela pastagem. Esse padrão (mata secundária com  $> H$ ) de diversidade também foi observado para estudos na região Oeste de Santa Catarina, o que reforça os dados apresentados no presente estudo (BARTZ et al., 2014). Em trabalho comparando manejos combinando palha e vinhaça em cobertura em lavoura de cana-de-açúcar, bem como índice gerado em mata, observou-se índice de Shannon variando de 0,15 a 0,53 para os manejos agrícolas e de 0,32 a 0,64 para a mata, conforme meses do ano (PASQUALIM et al. 2021).

As diferenças nos variados ambientes são reflexo das características do solo, das condições meteorológicas do período e das culturas existentes em cada uso e manejo do solo. A manutenção de serrapilheira em área de floresta pode ter favorecido a grande quantidade de organismos neste local, bem como em pastagem devido ao solo coberto e ainda a presença de dejetos animais.

O índice de Pielou (e) deriva do índice de diversidade de (H) e permite representar a uniformidade da distribuição dos indivíduos entre as espécies existentes (PIELOU,1966). Seu valor varia de 0 (uniformidade mínima) a 1 (uniformidade máxima). O maior valor encontrado foi 0,67, para vegetação secundária seguido pela área com pastagem 0,60. Em trabalho, avaliando áreas de pastagem (*Brachiaria decumbens*) e culturas anuais, a lavoura de grãos apresentaram menor abundância da macrofauna em relação à locais de pastagem (HOFFMANN et al., 2009).

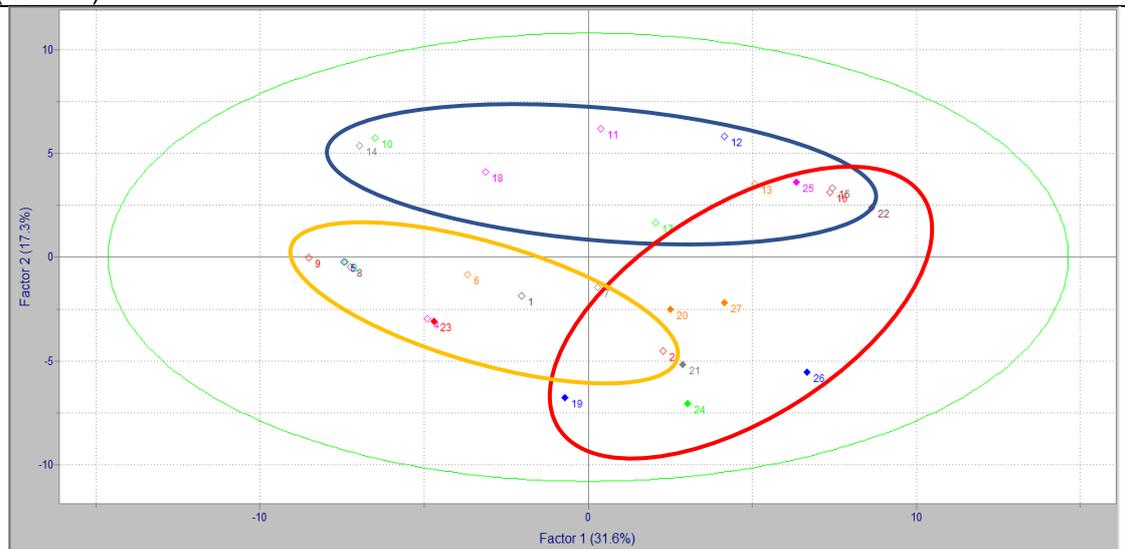
Caracterizando a distribuição da fauna edáfica nos compartimentos solo e serapilheira, em duas épocas do ano, e em cinco diferentes coberturas vegetais (eucalipto, floresta não preservada, floresta preservada, vegetação primária e pastagem) no Norte Fluminense, foi observado valor de índice de Pielou em área de pastagem de 0,61 no inverno e 0,69 no verão (MOÇO et al., 2015). Neste caso, inverno sendo mais caracterizado por estresse hídrico do que por temperatura. Em trabalho de macrofauna considerando manejos em cana-de-açúcar, já citado, os índices encontrados foram inferiores aos do presente trabalho (variando de 0,19 a 0,38) (PASQUALIM et al. 2021). Já em estudos com manejos agroecológicos (integração lavoura-pecuária-ILP e ILP mais floresta e em floresta nativa clímax) foram relatados índice de Pielou variando de 0,804 a 0,894.

Pelo quantitativo e qualitativo de informações realizou-se análise multivariada. Realizou-se análise de componentes principais (ACP), com opção de variáveis (grupos de invertebrados funcionais) (*scores*) e para valores (pontos amostrais) (*loads*). No primeiro caso não ficou especificado algum tipo de comportamento de agrupamento da variabilidade dos grupos funcionais em relação aos usos e manejos.

Na segunda análise, dois componentes que explicam aproximadamente 50% da variabilidade, mostram, pela interação grupos e números de indivíduos nos pontos amostrais, a divisão dos usos e manejos (Figura 3).

Os círculos traçados para composição dos usos e manejos (Figura 3), sobrepõem aos eixos, tanto do primeiro fator como do segundo fator, o que demonstram que a variabilidade dos grupos funcionais não pode ser atrelada a um determinado uso ou manejo. Porém, pela configuração visual da análise, fica evidente que os uso e manejos foram diferenciados pela amostragem de macrofauna pelo método *Pitfall-traps*.

Figura 3 - Análise de componentes principais de pontos amostrais entre grupos da macrofauna conforme usos e manejos. Vegetação nativa (números de 1 a 9), pastagem (10 a 18), lavoura anual (19 a 27)



Os grupos funcionais de invertebrados que mais contribuíram para o modelamento apresentado, forma a soma Oligoqueta+Isoptera+Isopoda, Formicidae, Lepidoptera e Orthoptera. Com exceção do grupo Orthoptera, existe correlação dos grupos com os uso e manejos, com aumento ou diminuição de número de indivíduos conforme escala de conservação de solo do uso e manejo (Lavoura-Pastagem-Mata Secundária).

## 1.5 CONCLUSÕES

A macrofauna é afetada pelos sistemas: pastagem, lavoura anual e a mata secundária, estes fatores explicam diversidade e abundância dos grupos.

O uso do solo lavoura anual reduziu a abundância dos grupos da macrofauna epiedáfica. A pastagem obteve uma maior abundância da macrofauna. A vegetação secundária possui a maior diversidade.

## REFERÊNCIAS

AJORLO, M.; EBRAHIMIAN, M.; ABDULLAH, R. Effect of long-term cattle grazing on root distribution and morphological characteristics of *Brachiaria decumbens* (Case study: tropical pasture, Malaysia). **Journal of range and Watershed Management**, v. 67, n. 3, p. 333-344, 2014.

- ALMEIDA, D. de O.; BAYER, C.; ALMEIDA, H. C. Fauna e atributos microbiológicos de um Argissolo sob sistemas de cobertura no Sul do Brasil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 9 (set. 2016), p. 1140-1147, 2016.
- ANDERSON, J. M.; BENJAMIN, D. H.; MÜLLER, W.; GRIFFETHS, A. D. Using ants as bioindicators in land management simplifying assessment of ant community responses. **Journal of Applied Ecology**, v. 39, n. 1, p. 8-17, 2002.
- BALOTA, E. L. **Manejo e qualidade biológica do solo**. Londrina: Mecenias, 2017.
- BARETTA, D.; BROWN, G. G. e CARDOSO, E. J. B. N. Potencial da macrofauna e outras variáveis edáficas como indicadores de qualidade do solo em áreas com *Araucaria angustifolia*. **Acta Zool.** v.2, p.135-150, 2010.
- BARTZ, M. L. C.; PASINI, A.; BROWN, G. G. Earthworms as soil quality indicators in Brazilian no-tillage systems. **Applied Soil Ecology**, v. 69, p. 39-48, 2013.
- BERUDE, Marciana Christo, et al. A mesofauna do solo e sua importância como bioindicadora. **Enciclopédia Biosfera, Goiânia**, 2015, 11.22: 14-28.
- BRISKE, D. D. et al. Climate-change adaptation on rangelands: linking regional exposure with diverse adaptive capacity. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 13, n. 5, p. 249-256, 2015.
- BRITO, M. F. de et al. Diversidade da fauna edáfica e epigeica de invertebrados em consórcio de mandioca com adubos verdes. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, p. 253-260, 2016.
- COOKE, R. F. et al. Cattle adapted to tropical and subtropical environments: social, nutritional, and carcass quality considerations. **Journal of animal science**, v. 98, n. 2, p. skaa014, 2020.
- CORREIA, M. E. F.; DE OLIVEIRA, L. C. M. Fauna de solo: aspectos gerais e metodológicos. **Embrapa Agrobiologia-Documents (INFOTECA-E)**, 2000.
- CREPALDI, R. A. et al. Formigas como bioindicadores da qualidade do solo em sistema integrado lavoura-pecuária. **Ciência Rural**, v. 44, p. 781-787, 2014.
- DA ROSA, M. G., et al. Macrofauna edáfica e atributos físicos e químicos em sistemas de uso do solo no planalto catarinense. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.39, n.6, p.1544-1553, 2015.
- DO VALLE, E. R.; PEREIRA, M. de A. **Histórico e avanços do Programa Boas Práticas Agropecuárias-Bovinos de Corte (BPA) entre 2003 e 2019**. Embrapa Gado de Corte-Documents (INFOTECA-E), 2019.
- FERREIRA, R. R. M.; FILHO, J. T.; FERREIRA, V. M. Efeitos de sistemas de manejo de pastagens nas propriedades físicas do solo. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 31, n. 4, p. 913-932, 2010.

FRANCHINI, J. C. et al. Abundância e diversidade da macrofauna do solo em diferentes fases de um sistema de integração lavoura-pecuária no arenito paranaense. In: Embrapa Soja-Artigo em anais de congresso (ALICE). In:

WORKSHOP INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA-FLORESTA NA EMBRAPA, Brasília, DF, 2009. Resumos e palestras apresentados. Brasília, DF: **Embrapa**, 2009.

FRANCO, A. L. et al. Loss of soil (macro) fauna due to the expansion of Brazilian sugarcane acreage. **Science of the Total Environment**, v. 563, p. 160-168, 2016.

HÖTZEL, M. J.; MACHADO FILHO, L. C. P. Bem-estar animal na agricultura do século XXI. **Revista de etologia**, v. 6, n. 1, p. 3-15, 2004.

HUFFAKER, R. G.; WILEN, James E. Animal stocking under conditions of declining forage nutrients. **American Journal of Agricultural Economics**, v. 73, n. 4, p. 1213-1223, 1991.

IAPAR - INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ. 2000. **Cartas climáticas do Estado do Paraná**. Londrina: IAPAR, 1 CD-ROM. Versão 1.0

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA/ IBGE. (2010). **Censo Agropecuário 2006**: Brasil, grandes regiões e unidades da federação. Rio de Janeiro: IBGE, 2006. 777p.

MACHMULLER, M. B.; KRAMER, M. G.; CYLE, T. K.; HILL, N.; HANCOCK, D.; THOMPSON, A. Emerging land use practices rapidly increase soil organic matter. **Nature Communications**, v. 6, p. 6995, 2019.

MOÇO, M. K. da S. et al. Caracterização da fauna edáfica em diferentes coberturas vegetais na região norte fluminense. **Revista brasileira de ciência do solo**, v. 29, p. 555-564, 2005.

MOREIRA, F. M. A.; HUISING, E. J.; BIGNELL, D. E. **Manual de biologia dos solos tropicais: amostragem e caracterização da biodiversidade** UFLA, 2010.

OLDEMAN, L. R. The global extent of soil degradation. **CAB International, Wallingford**, p. 99–118, 1994.

OLIVEIRA, G. G. de et al. Indicadores de qualidade física para Argissolos sob pastagens nas regiões leste e sul de Minas Gerais. **Amazon Journal of Agricultural And Environmental Sciences**, v. 58, n. 4, p.388-392, 2015.

PARRON, L. M. et al. **Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do Bioma Mata Atlântica**. Embrapa Florestas-Livro científico (ALICE), 2015.

PEREIRA, F. C. et al. Effect of recovery period of mixture pasture on cattle behaviour, pasture biomass production and pasture nutritional value. **Animal**, v.14, n. 9, p. 1961–1968, 2020.

POMPEO, P. N. et al. Fauna e sua relação com atributos edáficos em Lages, Santa Catarina – Brasil. **Revista Scientia Agraria**, v. 17, n. 1, p. 42-51, 2016.

ROCHE, J. R. et al. A 100-year review: a century of change in temperate grazing dairy systems. **Journal of Dairy Science**, v. 100, n. 12, p. 10189-233, 2017.

RUIZ, N.; LAVELLE, P.; JIMENEZ, J. **Soil macrofauna field manual**, 2008.

SANTOS, G. R. Invertebrados da macrofauna e mesofauna do solo em ambiente de caatinga arbóreo-arbustiva, em Santana do Ipanema, Semiárido Alagoano. **Revista de Geociências do Nordeste**, v. 2, p. 894-903, 2016.

SILVA, K. W. D. S.; EVERTON, N. D. S.; MELO, M. A. D. de. Aplicação dos índices biológicos Biological Monitoring Working Party e Average Score per Taxon para avaliar a qualidade de água do rio Ouricuri no Município de Capanema, Estado do Pará, Brasil. **Revista Pan-Amazônica de Saúde**, v. 7, n. 3, p. 13-22, 2016.

STYLES, D. et al. Climate mitigation by dairy intensification depends on intensive use of spared grassland. **Global change biology**, v. 24, n. 2, p. 681-693, 2018.

SWIFT, M. J. Tropical Soil Biology and Fertility: Interregional research planning workshop, special issue 13, in biology international IUBS, Paris. Performance at Kabete, Kenya, 1987.

THAKUR, M. P. et al. Plant diversity drives soil microbial biomass carbon in grasslands irrespective of global environmental change factors. **Global Change Biology**, v. 21, n. 11, p. 4076-4085, 2015.

WALL, D. H. et al. Global decomposition experiment shows soil animal impacts on decomposition are climate-dependent. **Global Change Biology**, v. 14, n. 11, p. 2661-2677, 2008.

WEI, H. et al. Effects of simulated acid rain on soil fauna community composition and their ecological niches. **Environmental pollution**, v. 220, p. 460-468, 2017.

## CAPÍTULO 2 – QUALIDADE DO SOLO SOB O MANEJO ECOLÓGICO DE PASTAGENS

### RESUMO

O conceito de qualidade do solo inclui a avaliação das propriedades e processos do solo no que se refere à capacidade do solo de funcionar efetivamente como um componente de um ecossistema saudável. Atributos físicos e biológicos são usados como parâmetros para avaliar a qualidade do solo. O objetivo deste trabalho foi avaliar a qualidade do solo através de parâmetros físicos e biológicos, sob manejo ecológico de pastagens e em sistema de pastejo convencional. O experimento foi instalado no município de Tibagi-PR (Cfa de Köppen). Foram estudados dois manejos, manejo ecológico de pastagens (MEP), com divisão em piquetes e baseado no Sistema Voisin, e o sistema convencional contínuo de pastagens. Estes foram amostrados em duas épocas, antes e após aproximadamente 11 meses de instalação dos sistemas (tempo zero - T0 e tempo um - T1). Foram realizadas análises físicas: densidade, granulometria e análise de estabilidade de agregados. As análises biológicas foram: carbono da biomassa microbiana e retirada de monólitos de solo para quantificação e classificação de grupos taxonômicos. A densidade do solo apresentou, na profundidade de 5-10 cm, interação significativa entre tempo de adoção e sistemas. Os sistemas foram iguais em T0 e MEP apresentou maior densidade de solo em T1. Para carbono da biomassa, na profundidade de 0-5 cm, houve interação significativa entre tempo de adoção e sistemas. Os sistemas foram iguais em T0 e MEP apresentou maior carbono no solo em T1. O diâmetro médio ponderado, na profundidade 5-10 cm, foi significativo entre os tempos de adoção dos sistemas. Houve diferença significativa ao longo do tempo para a profundidade de 5-10 cm. Para profundidade de 0-5cm, houve diferença significativa para macrofauna entre sistemas e para tempo de adoção. No MEP merece destaque a presença de Oligoquetas e Isopteros, que podem ser considerados organismos benéficos, além de maior diversidade de forrageiras. Sendo assim, a adoção do MEP apresentou resultados positivos quanto a biologia do solo e negativos quanto a física do solo.

**Palavras-chave:** atributos do solo, pastejo racional, Voisin, biodiversidade.

### ABSTRACT

The concept of soil quality includes the assessment of soil properties and processes in terms of the soil's ability to function effectively as a component of a healthy ecosystem. Physical and biological attributes are used as parameters to assess soil quality. The objective of this work was to evaluate the quality of the soil through physical and biological parameters, under ecological management of pastures and in a conventional grazing system. The experiment was installed in the municipality of Tibagi-PR (Cfa de Köppen). Two managements were studied, ecological pasture management (MEP), with division into paddocks and based on the Voisin System, and the continuous conventional pasture system. These were sampled at two times, before and after approximately 11 months of installation of the systems (time zero - T0 and

time one - T1). Physical analyzes were carried out: density, granulometry and aggregate stability analysis. Biological analyzes were: carbon from microbial biomass and removal of soil monoliths for quantification and classification of taxonomic groups. The soil density showed, at a depth of 5-10 cm, a significant interaction between adoption time and systems. The systems were equal in T0 and MEP showed higher soil density in T1. For biomass carbon, at a depth of 0-5 cm, there was a significant interaction between adoption time and systems. The systems were the same at T0 and MEP had higher soil carbon at T1. The weighted average diameter, at a depth of 5-10 cm, was significant between the times of adoption of the systems. There was a significant difference over time for the depth of 5-10 cm. For a depth of 0-5cm, there was a significant difference for macrofauna between systems and for adoption time. In MEP, the presence of Oligochaetes and Isoptera, which can be considered beneficial organisms, in addition to the greater diversity of forages, deserves to be highlighted. Thus, the adoption of MEP showed positive results in terms of soil biology and negative results in terms of soil physics.

**Keywords:** soil attributes, rational grazing, Voisin, biodiversity.

## 2.1 INTRODUÇÃO

O crescimento da população, a maior demanda por alimentos de qualidade, as mudanças climáticas, a redução na disponibilidade de áreas para cultivo e problemas com recursos hídricos são desafios para agricultores e pecuaristas (EMBRAPA, 2016).

Um novo modelo agrícola deve entender e atender estes desafios dos produtores e da sociedade, reduzindo impactos ambientais e “mantendo” viabilidade econômica. Medida holística da produtividade, resiliência e saúde do solo são discussões atuais que podem transformar o atual modelo de desenvolvimento agrícola (ASSAD; ALMEIDA, 2004).

A saúde do solo pode ser descrita como a “capacidade deste funcionar como sistema vivo, para manter a produtividade animal e vegetal, manter ou melhorar a qualidade do ar e da água, e promover a saúde das plantas e animais, tendo limites de uso” (FAO, 2008). A qualidade do solo deveria ser foco, tornando-se questão de qualidade ambiental, saúde humana e políticas públicas (MCBRATNEY et al., 2014).

A saúde e/ou qualidade do solo foram definidas de muitas maneiras, incluindo vários aspectos das propriedades físicas e químicas do solo e em menor escala com alguns indicadores biológicos. Do ponto de vista agrícola, as pesquisas concentram-se nas propriedades químicas e físicas do solo relacionadas à produção vegetal,

normalmente negligenciando os componentes biológicos inerentes ao solo (HANEY et al., 2018; STEVENS, 2018).

Manter a qualidade do solo, ou então realizar melhorias é importante para a sustentabilidade dos agroecossistemas. O manejo agrícola dos solos é fator primordial a ser considerado, uma vez que as ações antrópicas interferem de maneira significativa nos atributos físicos, químicos e biológicos do solo (LISBOA et al., 2012).

Sendo assim têm-se necessidade de dimensionar o impacto dos manejos agrícolas. Vincular este, conforme práticas de manejo agrícola, aos impactos na qualidade do solo, a fim de garantir a proteção do solo e a sustentabilidade do setor agrícola, deve ser premissa (BÜNEMANN et al., 2018).

Inúmeros efeitos independentes de sistemas de manejos nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo são conhecidos. Porém, inter-relações entre atributos do solo e sua variação temporal e espacial são pouco referenciadas. Sendo assim, qualquer alteração no solo pode alterar estrutura e atividade biológica e por conseguinte, sua fertilidade física e química, refletindo na sua qualidade. Com vistas a sustentabilidade dos sistemas, a avaliação conjunta desses atributos é importante, para qualificar e conseqüentemente auxiliar tomada de decisão, quanto ao manejo do solo e das culturas (STONE, 2013).

## 2.2 OBJETIVOS

### 2.2.1 Objetivo Geral

Avaliar a qualidade do solo através de atributos físicos e biológicos, sob manejo ecológico e pastejo convencional contínuo de pastagens.

### 2.2.2 Objetivos Específicos

- (i) Mensurar atributos físicos e de agregação do solo sob manejo ecológico e convencional de pastagens;
- (ii) Mensurar carbono da biomassa microbiana do solo sob manejo ecológico e convencional de pastagens;
- (iii) Mensurar macrofauna euedáfica sob manejo ecológico e convencional de pastagens;

(iv) Comparar manejo ecológico e convencional de pastagens com base em atributos físicos, de agregação, carbono da biomassa e macrofauna euedáfica.

## 2.3 REVISÃO

### 2.3.1 Desafios do Uso e Manejo dos Solos

A agropecuária brasileira tem se destacado pela produção e contribuição na balança comercial, com destaque para a exportação de proteína vegetal e animal. Diferente da pecuária de corte, a produção leiteira é destinada principalmente ao consumo interno. Porém, ambas atividades estão sujeitas às variações de preços de produtos e matérias-primas, onde a rentabilidade é afetada com as altas nos preços dos insumos. Neste cenário, é fundamental a adoção de sistemas de manejo que reduzam a dependência de insumos externos à propriedade.

As pastagens são a fonte de alimentação mais econômica para o rebanho bovino. Porém nas últimas décadas, as áreas de pastagem vêm sendo substituídas por culturas como cana-de-açúcar, soja, reflorestamento, ficando restritas às áreas de topografia acidentada. Para compensar esta diminuição de área, a abertura de novos ambientes naturais torna-se alternativa. Além do descrito, ausência de manejo adequado e de práticas conservacionistas estão levando as pastagens, existentes, a processo constante de degradação (PRIMAVESI, 2012; OLIVEIRA, 2019).

Além da degradação do solo, a pecuária é considerada grande emissor de gases do efeito estufa (GEE). A produção de carne bovina e leite contribuiu, em 2012, com 9% das emissões globais de gases de efeito estufa (GERBER, 2013). Ao mesmo tempo existem evidências para o potencial das pastagens como mitigadora das mudanças climáticas (FAO, 2009). Áreas de pastagem, com manejos corretos, podem armazenar até 260 Mg de carbono por hectare (FAO, 2006). Modelos sustentáveis de intensificação, utilizando menor área, com lotações maiores, são consideradas medidas prioritárias de mitigação de GEE para os agroecossistemas. Este tipo de solução, entre outros, poderia reverter necessidade de abertura de novos ambientes naturais para expansão agrícola, evitando perturbação de grandes estoques de carbono terrestres (STYLES et al., 2017).

Recentemente, as atenções estão diretamente voltadas para a proteção do bioma Amazônia. Na Amazônia, a pecuária, especialmente a de corte, impulsiona a expansão das pastagens sobre a floresta tropical (POCCARD-CHAPUIS, 2012).

A maior parte da produção agrícola é originária de áreas consolidadas, entretanto, 2% das propriedades rurais na Amazônia e no Cerrado são responsáveis por 62% de todo o desmatamento, potencialmente ilegal. Estima-se que cerca de 20% das exportações de soja e 17% das exportações de carne, de ambos biomas, estão vinculadas ao desmatamento ilegal (RAJÃO et al. 2020). Mais de 60% da área desmatada na Amazônia brasileira é utilizada como pastagem (ALMEIDA et al., 2016).

Desde o início da década de 1970, a pecuária tem sido uma das principais atividades econômicas da ocupação da Amazônia. Caracterizada por baixo investimento e ausência de práticas de manejo do solo, a pecuária tornou-se forma barata de preencher e garantir a posse de grandes extensões de terra, geralmente ocupadas por menos de uma unidade animal por hectare (DIAS-FILHO, 2011).

O desmatamento em grande escala, para aumento da área de pastagem provoca impactos adversos sobre a biodiversidade e o clima regional, como por exemplo, redução da precipitação como resultado da menor evapotranspiração das áreas desmatadas (ZEMP et al., 2017). A baixa precipitação, por sua vez, afeta a produtividade agrícola (OLIVEIRA et al., 2013) e pode constituir um elemento decisivo com relevância para o clima global (LENTON et al., 2008).

A pecuária na Amazônia é caracterizada por extensos sistemas de produção com baixas taxas de lotação (POCCARD-CHAPUIS, 2012). Além da abertura de áreas, a manutenção dessas levam à degradação ambiental.

O rebanho bovino brasileiro aumentou, entre 2000 e 2015, mais de 100%, em grande parte em resposta a um papel cada vez maior no comércio global de carne bovina (IBGE, 2017). Grande parte deste, 75% do aumento do rebanho nacional e 44% do aumento do rebanho leiteiro ocorreu nos nove estados que compõem a Amazônia Legal, em particular no “arco do desmatamento” (Rondônia, Pará e Mato Grosso) (BOWMAN et al., 2012).

Embora as práticas de intensificação tenham o potencial de reduzir a pressão de expansão na Amazônia brasileira, existem outras funções da pecuária extensiva, além da simples produtividade. A conversão de floresta em pastagem aumenta o valor das áreas (CAVIGLIA-HARRIS, 2005). Os preços da terra são na verdade 3 a 14 vezes

mais altos quando convertidos em pastagem, refletindo o valor agregado do processo de desmatamento intensivo (IPCIG, 2014).

A principal e mais econômica fonte de alimentação para os bovinos são as pastagens. O Brasil possui cerca de 214,9 milhões de cabeças, sendo considerado o maior rebanho mundial comercial de bovinos (IBGE, 2017). O rebanho paranaense encontra-se distribuído em mais de 4 milhões de hectares de pastagens, ocupando a décima posição entre os estados brasileiros, com 9,3 milhões de cabeças (PARANÁ, 2017).

O Paraná possui quase 1 milhão ha de pastagens consideradas perenes. As principais espécies forrageiras utilizadas no Paraná são as braquiárias, (*Orochloa* spp.), panicuns (*Megathyrsum maximum*) e os capins do gênero *Cynodon*. Porém, nos últimos anos as áreas de pastagem perene estão sendo reduzidas, devido ao uso de culturas agrícolas (soja e milho), reflorestamento e cana-de açúcar. Os locais onde existem pastagens perenes geralmente são áreas restritas, onde o gradiente topográfico é acentuado ou em regiões, por outros motivos, não convenientes à produção de grãos (PARANÁ, 2017).

A utilização de pastagens perenes é bem comum junto a agricultura camponesa, principalmente no uso extensivo e pastejo contínuo na bovinocultura de corte. A pecuária é generalizada junto a agricultura camponesa, que muitas vezes comete erros em utilizar as mesmas práticas, onerosas, utilizadas no agronegócio (POCCARD-CHAPUIS et al. 2001).

Os sistemas de produção pecuária variam desde a criação tradicionalmente extensiva de gado para abate e propriedades leiteiras em pequena escala, os dois casos com baixa eficiência (CAVIGLIA-HARRIS, 2005; FAMINOW, 1998; MARGULIS, 2004; SIEGMUND-SCHULTZE et al., 2010). O pequeno rebanho, encontrado em propriedades menores, é frequentemente para a produção leiteira, sendo a produtividade baixa, devido à capacidade técnica e financeira limitada (SIEGMUND-SCHULTZE et al. 2007).

Práticas extensivas são econômicas no curto prazo, com pastagens relativamente baratas e utilização de novas áreas. A área total de pastagens no Brasil é de aproximadamente 172 milhões de hectares (MAPA, 2013), dos quais 70% apresentam algum estágio de degradação. No Paraná, estima-se que aproximadamente 100 mil ha de pastagens estejam em más condições (IBGE, 2017).

A degradação das pastagens é um processo progressista de perdas de nutrientes, de vigor, de produtividade e da capacidade de regeneração para amparar os níveis de produção exigida pelos animais. Exemplo são desequilíbrios de pragas e doenças, resultando em alta degradação dos recursos naturais, ocasionado pela utilização de manejos inadequados (MACEDO; ZIMMER, 1993).

A maior parte da produção pecuária é realizada com pastejo livre e manejo precário, tornando a degradação das pastagens um dos maiores desafios da pecuária brasileira, o que reflete diretamente na sustentabilidade do sistema e na qualidade do ecossistema (EUCLIDES et al., 2010).

As técnicas de manejo de pastagem são as mais variadas, no entanto, oscilando de contínuo (extensivo) a rotativo (de moderado a intensivo). Por conseguinte, os impactos no solo, no ecossistema e nas emissões de gases de efeito estufa, resultantes da produção de carne bovina ou leite, estão relacionadas com o tipo de sistema de gestão de pastagem utilizado (BRILLI et al., 2017).

Embora valores recentes da pecuária sugiram tendência de intensificação, os níveis permanecem baixos em comparação com as médias globais (IHLENFELD et al., 2016).

Em sistemas de pastoreio extensivo, onde as taxas de crescimento do pasto excedem as quantidades requeridas pela lotação utilizada, resulta em padrão de mosaico, possuindo áreas de pasto mais curtas e frequentemente desfolhadas e outras altas, raramente desfolhadas (VIDAL et al., 2020). Esses padrões podem ser estáveis dentro e entre as estações podendo levar a variabilidade espacial dos parâmetros representativos de forrageira e de solo, com manchas de qualidade física, química e biológica (VIDAL et al., 2020).

Em sistemas de produção baseados em pastagens, a produtividade deveria ser fator mais relevante do que a produção (BARCELLOS et al., 2017). O Brasil, possui potencial para aumentar a taxa de lotação, pode especificamente dobrar a quantidade de unidade animal (UA), a qual é de aproximadamente uma UA por hectare (ANGELO; RITTL, 2019). Um dos principais desafios é equilibrar a taxa de lotação, de modo que níveis mais altos de produção de carne ou leite por animal sejam alcançados (MCSHERRY et al., 2013; BRISKE et al., 2015).

Já existem sistemas que aplicam estratégias adaptativas, estes utilizam intervalos curtos de pastejo com altas densidades de animais, estes parâmetros são

calculados de tal forma a permitir a recuperação da planta e a proteção do solo (CONANT et al., 2003; TEAGUE; BARNES, 2017).

Com a adoção de manejos mais ecológicos (diversidade de forrageiras, arborização adequada e manejo rotacionado, etc.), estabelece-se diversas interações, que entre outras vantagens, tende a aumentar a qualidade do solo.

Por exemplo, grande parte do nitrogênio (N) ingerido pelo gado como alimento (80–95%) é devolvido ao solo na forma de urina ou esterco (HAYNES; WILLIAMS, 1993, BOLAN et al., 2004). Esta pode chegar a taxas equivalentes de 800 e 2000 kg ha<sup>-1</sup> de N, através das excreções de urina e esterco, respectivamente (OENEMA et al., 1997).

Em pastejo contínuo e baixa lotação os dejetos são desperdiçados, pelo fato de ficarem concentrados em locais pré-determinados (proximidade de bebedouros, saleiros, sombras, cercas, entre outros).

Com o Pastoreio Voisin os dejetos são homoganeamente distribuídos por toda a área destinada como pastagem. Cada unidade animal (UA) excreta por dia cerca de 24 kg de fezes e 14 kg de urina (38 kg no total). Supondo uma capacidade de lotação de 2 UA ha<sup>-1</sup>, seriam distribuídos 27,7 Mg por ano por hectare de dejetos. Esta adubação orgânica é distribuída automaticamente pelos próprios animais, em 6 a 8 aplicações anuais (6 a 8 passagens do gado por determinado piquete). Este quantitativo equivale, em termos de adubos químicos formulados a, 340 kg ha<sup>-1</sup> por ano de uréia, 199 kg ha<sup>-1</sup> por ano de superfosfato simples e 227 kg ha<sup>-1</sup> por ano de cloreto de Potássio (MARTHA JÚNIOR; VILELA, 2002).

### 2.3.2 Importância da Agricultura/Pecuária Camponesa

No sistema alimentar global, a segurança alimentar associada ao desenvolvimento local e regional, garantida pelos agricultores camponeses é surpreendentemente mal documentada (GRAEUB et al., 2016). Em todo o mundo existem mais de 570 milhões de propriedades rurais, dentre as quais a maioria são pequenas propriedades administradas por famílias. A agricultura camponesa opera aproximadamente 90% das propriedades agrícolas mundiais, as quais representam 75% das terras agrícolas no mundo (LOWDER, SKOET; RANEY, 2016).

No Brasil, a agricultura camponesa é denominada agricultura familiar. Esta é definida pela Lei da agricultura familiar, de número 11.326 de 2006, definindo

agricultor familiar como aquele que pratica atividades no meio rural atendendo aos seguintes requisitos:

- I) não detenha, a qualquer título, área maior do que 4 (quatro) módulos fiscais;
- II) utilize predominantemente mão-de-obra da própria família nas atividades econômicas do seu estabelecimento ou empreendimento;
- III) tenha percentual mínimo da renda familiar originada de atividades econômicas do seu estabelecimento ou empreendimento, na forma definida pelo Poder Executivo;
- IV) dirija seu estabelecimento ou empreendimento com sua família (BRASIL, 2006).

A agricultura familiar, no ano de 2016, representava 77% (3,9 milhões) dos estabelecimentos agropecuários do Brasil e com área de 80,89 milhões de hectares (23% da área total). O valor da produção foi de 107 bilhões de reais, (23% da produção agropecuária brasileira). Continha neste mesmo ano, 10,1 milhões de pessoas no campo, equivalente a 67% dos trabalhadores nos estabelecimentos agropecuários (IBGE, 2017).

Uma das principais atividades desenvolvidas pelos agricultores familiares no Brasil é a pecuária leiteira, apresenta-se como uma das principais alternativas para a permanência dos trabalhadores rurais no campo, pois é das poucas atividades que fornece renda mensal. A categoria familiar é responsável por aproximadamente 67% de todo o leite produzido no Paraná (IBGE, 2006).

Apesar de muito importante, a pecuária no âmbito da agricultura familiar não possui manejo de solo adequado. Os animais possuem hábito de percorrer caminhos em locais com alto gradiente topográfico, acessam corpos de água, seguem para locais de zona ripária em busca de conforto térmico e concentram dejetos. Os pecuaristas também possuem alta dependência de insumos externos para a propriedade, o que eleva o custo de produção (MALDONADO, 2006).

A renda familiar dos produtores pode ser substancialmente modificada quando em sua propriedade existem diferentes condições de solo, conjuntamente com o tamanho da sua área (SILVA, 2015).

### 2.3.3 Sistema Convencional de Manejo de Pastagens

O sistema convencional utiliza o pastejo contínuo e extensivo. Este método possui como característica principal a presença dos animais de forma constante na área de pastagem, por um extenso período de tempo. Normalmente é utilizado taxa fixa de lotação, podendo ocasionar no decorrer do tempo sub ou super pastoreio,

dependendo das condições da pastagem e da carga animal colocada. Por demandar pouco trabalho no manejo diário é muito utilizado (SILVA, 2018).

O manejo do gado no pastejo contínuo, deve ser realizado de forma que equilibre a relação entre alimentação do rebanho e a taxa de crescimento da pastagem. Entretanto, o que geralmente ocorre neste sistema é o contrário, os animais tendem a ter seletividade no pastejo. Selecionam áreas mais próximas a sombras e água, ocasionando nestes locais o superpastejo. Nas áreas mais distantes, a intensidade de pastoreio é menor, as pastagens tornam-se lignificadas, menos palatáveis e com baixo valor nutritivo (subpastejo) (AGUIAR, 1998).

A intensidade de pastoreio determina a massa da forragem, a altura da pastagem, interferindo na quantidade de energia solar interceptada, na taxa de acúmulo de forragem, bem como no sequestro de carbono. Além disso, altas pressões de pastagem afetam negativamente as pastagens, porque nestes locais; surgem maior quantidade de plantas espontâneas sem interesse econômico, há redução da capacidade de retenção de água no solo e também ocorre menor produção de raízes (CARVALHO et al., 2010).

O manejo contínuo não permite o descanso e a recuperação das forrageiras, causando a degradação das pastagens, indicador da baixa sustentabilidade da pecuária nacional. A degradação é resultante de profundos desequilíbrios das propriedades físicas, químicas e biológicas e suas interações com as plantas e os animais. O desequilíbrio químico e físico gera a degradação biológica (CORDEIRO et al., 2015).

Os métodos de pastejo contínuo e rotativo são os mais comumente usados nos sistemas de manejo do gado no Brasil. O método contínuo é o mais utilizado nas grandes propriedades, sendo o método rotativo, embora sem critérios, é utilizado em exploração leiteira (BRAZ et al., 2012). Apesar do método ser motivo de debate, pouca informação está disponível sobre os impactos dos métodos.

#### 2.3.4 Pastoreio Racional Voisin

No século XX, mais precisamente na década de 50, André Marcel Voisin (1903-1964), participante da Academia de Agricultura da França, pesquisou, visitou propriedades, reuniu resultados e testou em sua propriedade, sistema para crescimento e desenvolvimento de plantas, em pastagens e sua relação com o solo e

os bovinos, o qual ficou denominado como Pastoreio Racional Voisin (PRV). Em 1960, no Brasil, foram implantados, os primeiros projetos de pastoreio racional, em Bagé e Taquara, Rio Grande do Sul (SILVA, 2018).

O referido sistema é tecnologia eficiente e economicamente interessante, onde o animal é alimentado essencialmente à base de volumoso (pasto). Leva em consideração as leis, princípios e teorias das ciências básicas e aplicadas e das leis universais do pastoreio racional criadas por André Voisin. O sistema respeita o bem-estar animal e busca sempre a maior eficiência produtiva, para uma produção agroecológica de qualidade e sustentável (MACHADO FILHO, 2011).

O sistema PRV prevê, naturalmente, práticas conservacionistas e sustentáveis, uma delas é o aumento e conservação de carbono do solo, através da biocenose. O termo sustentabilidade, resultante da preocupação mundial em relação aos recursos naturais, é um conceito criado pelas Nações Unidas, onde deseja-se desenvolvimento social, preservação do ambiente e manutenção econômica (FAO, 2009). Áreas de pastagem bem manejadas, podem armazenar no solo cerca de 30% do carbono global, sem ainda considerar o acima do solo, pelas gramíneas, arbustos e árvores (FAO, 2009).

No PRV, a área, dividida em parcelas (piquetes), é ocupada com base na dinâmica de crescimento da forragem e nas necessidades dos animais (SEÓ et al., 2017). A ocupação dos piquetes deve ser curta o suficiente para que os animais não consumam o crescimento da planta antes do tempo de recuperação necessário, enquanto o tempo de recuperação deve ser longo o suficiente para permitir que as plantas acumulem reservas nas raízes antes da próxima ocupação (VOISIN, 1961).

O pastoreio em alta intensidade por curto período de tempo foi eficaz no aumento da matéria orgânica do solo e diversidade na composição de espécies forrageiras (RUSSELL et al., 2013). Por outro lado, o pastoreio excessivo ao ponto de remover a vegetação de superfície pode resultar em degradação do solo e perda da fertilidade do solo (ABDALLA et al., 2018).

A gestão do PRV, no Brasil, é baseada em quatro leis e algumas recomendações técnicas como plantio de árvores, diversificação de espécies em todos os piquetes, sem preparo do solo, sem uso de agroquímicos e evitando o uso de corretivos de fertilidade e acidez (PINHEIRO MACHADO, 2004).

Segundo Pinheiro Machado (2004) as leis do PRV são subdivididas da seguinte maneira:

Primeira lei – lei do repouso: relata que a cultura forrageira deve se desenvolver sem a presença do animal no piquete.

Segunda lei – lei da ocupação: refere-se ao período de permanência dos animais no piquete.

As outras duas leis são voltadas ao manejo dos animais:

Terceira lei – lei do rendimento máximo: manejar os animais de maior produção ou exigência nutricional a consumirem a forragem de melhor qualidade e disponibilidade.

Quarta lei – lei do rendimento regular: todos os dias os animais mais produtivos têm a possibilidade de expressar o seu máximo potencial com a disponibilidade de alimento de qualidade e em quantidade.

Este sistema tem sido utilizado no sul do Brasil. Em Santa Catarina, mais de 600 projetos foram implementados, principalmente em pequenas propriedades produtoras de leite (FARLEY et al., 2012).

A intensidade de pastejo moderado, como ocorre no manejo ecológico de pastagens, favorece a imobilização do nitrogênio no solo. Com o remanejamento dos animais, o pasto possui melhores condições para se restabelecer. Altura correta da forragem após o pastoreio proporciona aumento do conteúdo de água do solo, do crescimento da biomassa microbiana e a liberação mais lenta do nitrogênio do solo. Em situações com excesso de animais, quantidade menor de resíduos vegetal acima da superfície do solo resulta em estoques mais baixos de entrada de carbono no solo e de outros nutrientes, como nitrogênio, fósforo e potássio, com conseqüente declínio na qualidade do solo (CARVALHO et al., 2010).

Os manejos adaptativos e/ou com descanso da pastagem apresentam a longo prazo, resultados positivos na manutenção dos recursos e da viabilidade econômicas dos produtores (TEAGUE et al., 2011).

A restauração de ecossistemas nativos e o uso de conceitos de manejos, como pastoreio multipiquete adaptativo (AMP), têm potencial de armazenar grandes quantidades de carbono no solo, próximo à superfície, a um custo muito baixo. Se apenas metade das pastagens existentes nos Estados Unidos da América do Norte fosse administrada de maneira diferente da atual, esses solos poderiam armazenar de 10 a 23% das emissões de dióxido de carbono emitidas pelo país a cada ano. Além do comentado, solos mais saudáveis com aporte de carbono, aumentariam, significativamente, a lucratividade e a resistência e estresses hídricos (BLACKBURN

et al., 2018). Os mesmos autores comentam que, infelizmente, até o momento, nenhum sistema de comércio atende às necessidades e exigências dos proprietários privados na negociação destas quantidades de dióxido de carbono capturadas

Em regiões com extrema degradação do solo, no Estado da Geórgia, no Sudoeste dos Estados Unidos da América do Norte, implementou-se três sistemas de multipiquete (pastoreio não contínuo). Neste conclui-se que os estoques de carbono no solo mantiveram-se constantes até o segundo ano de experimento, com aumento significativo até o quinto ano (passando de 10 a 35 Mg C ha<sup>-1</sup>, 0-30 cm de prof.). Houve aumento significativo na CTC e capacidade de retenção de água do solo (MACHMULLER et al., 2019).

Em revisão de 220 artigos e utilizando valores de 176, que tratam de manejos de pastagens, conclui-se que pastoreio com descansos da forrageira (não contínuo), no geral, a cobertura total do solo e a produção animal por área são significativamente maiores que sistemas de manejo com uso contínuo. Ao mesmo tempo a biomassa, a riqueza, a diversidade de vegetal e o ganho de peso animal não diferiram entre pastoreio contínuo e com descanso. O aumento do tempo de descanso da forrageira foi associado a aumento na biomassa vegetal, na cobertura do solo, ganho de peso animal e produção animal por área (MCDONALD et al., 2019).

Em trabalho realizado no Sul do Brasil, estação primavera-verão (Cfa), cujo objetivo eram tempos de repouso da pastagem, observou-se que existe um tempo ótimo de repouso, contradizendo o trabalho anteriormente comentado. Identificou-se no melhor tempo de repouso, diferença estatística para maior produção de massa seca da pastagem, maior conteúdo de proteína, menor conteúdo de fibras (FDN) e menos emissão de CH<sub>4</sub> pelos animais (FERREIRA DARNET et al., 2021).

A pecuária é considerada grande emissora de gases do efeito estufa e, dentro dos sistemas de manejo, a pecuária extensiva, com pastagens e uso contínuo, tende a emitir até três vezes mais gases quando comparada com a pecuária confinada. Porém, estes trabalhos normalmente não consideram a capacidade que a pecuária tem de sequestrar carbono no solo. Quando da utilização de sistema multipiquete (pastagem de alfafa no Estado de Michigan, EUA), observou-se, em quatro anos de experimento, acúmulo médio de 14,36 Mg C ha<sup>-1</sup>, o que tornaria o balanço de emissões negativo (STANLEY et al., 2018).

### 2.3.5 Solo e Desafios

Um dos maiores desafios das últimas décadas é incrementar a produção de alimentos, diminuindo impactos sobre recursos naturais e reduzindo o consumo de insumos externos, consequentemente atendendo práticas de sustentabilidade. Interessante ressaltar que estes fatores estão ligados ao fato de que as condições climáticas estão a cada dia mais variáveis (PITTELKOW et al., 2014).

Como auxílio para minimizar os problemas globais de segurança alimentar, discute-se agricultura de conservação. Esta deve direcionar os sistemas sustentáveis de produção, preservando e tornando melhor a base de recursos e o ambiente (GODFRAY; GARNETT, 2014).

Sob diferentes práticas de manejo, pode-se esperar alterações em algumas características físicas e químicas (COSTA et al., 2007). O tipo de manejo do solo não influencia apenas a degradação e qualidade solo (MELERO et al., 2011; WILLEKENS et al., 2014), também interfere nas taxas de sequestro de carbono no solo e consequentes emissões de CO<sub>2</sub>. As práticas de manejo onde se utilizam máquinas que revolvem o solo com maior intensidade ao longo do tempo, fazem com que a matéria orgânica do solo se reduza e diminuindo fertilidade e qualidade do solo (ÁLVARO FUENTES et al., 2013).

O manejo excessivo tende a afetar, negativamente, as condições físicas, a biomassa microbiana, e os atributos químicos e bioquímicos do solo. Todos estes com correlação direta com o conteúdo de orgânica do solo. O conteúdo de C e N fornecem substratos para os microrganismos do solo, auxiliam na formação de macroagregados que proporcionam microhabitat oportuno para os organismos do solo, além de fornecerem melhores condições, como maior conteúdo de água e menor temperatura do solo (ROLDÁN et al., 2005).

A serapilheira e os excrementos animais, através da decomposição por microrganismos, representam as principais vias de retorno de elementos ao ecossistema. Esse retorno é imprescindível para a conservação da fertilidade química do solo, sendo afetado pelas práticas de manejo adotadas, como também pelos fatores ambientais que regulam o ecossistema (MELLO et al., 2006). A excreta animal, tanto na forma de urina quanto de fezes, é responsável pelo retorno de atpe 95% dos nutrientes ingeridos pelos animais, atestando assim, a grande importância desta via

de retorno na manutenção da fertilidade química e física do solo (BALBINOT JUNIOR et al., 2009).

Em trabalho de quantificação de atributos físicos e químicos tradicionais, tais como: densidade, agregados, C orgânico, pH, N total, P (fósforo) e matéria orgânica em partículas, foram incluídas análises microbianas. As análises microbianas se constituíram em biomassa microbiana do carbono e nitrogênio, mineralização C potencial, mineralização potencial N e três enzimas urease, fosfatase alcalina e catalase, todos esses parâmetros foram reunidos em um conjunto para avaliar o índice de qualidade do solo. Os autores concluíram que os referidos podem ser considerados como “pré-indicadores” e sensíveis à qualidade do solo em ambiente semiárido (KABIRI et al., 2016).

### 2.3.6 Dimensionamento da Qualidade do Solo

A capacidade de um determinado solo em desempenhar funções dentro dos limites de ecossistemas naturais ou manejados, para dar base a produtividade das plantas e dos animais, manter ou melhorar a qualidade da água e do ar e amparar a saúde e habitação humana, é chamada qualidade do solo (DORAN et al., 1994).

Atributos químicos, físicos e biológicos são utilizados como parâmetros para avaliar a qualidade do solo. O conceito de qualidade do solo inclui a avaliação das propriedades e processos do solo, pois eles se relacionam com a capacidade do solo de funcionar efetivamente como um componente de um ecossistema saudável. Há necessidade de vincular o impacto de diferentes práticas de manejo agrícola aos impactos na qualidade do solo, a fim de garantir a proteção do solo e a sustentabilidade do setor agrícola (BÜNEMANN et al., 2018).

Algumas práticas de manejo promissoras têm sido sugeridas e adotadas para evitar a perda de solo, a diminuição da matéria orgânica ou a salinização do solo em todo o mundo (BARÃO et al., 2019). A qualidade do solo está tendo foco mais amplo com o público global, pois a condição do solo está se tornando uma questão de qualidade ambiental, saúde humana e políticas públicas (MCBRATNEY et al., 2014). A Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação descreve a saúde do solo como a “capacidade do solo de funcionar como um sistema vivo, com limites de uso do solo e do ecossistema, para manter a produtividade animal e vegetal,

manter ou melhorar a qualidade do ar e da água, e promover a saúde das plantas e animais” (FAO, 2009).

As discussões sobre política alimentar nos últimos anos, têm se concentrado cada vez mais no conceito de saúde do solo: uma medida holística da produtividade, resiliência e sustentabilidade de um solo (STEVENS, 2018). Do ponto de vista agrícola, as pesquisas concentram-se nas propriedades físicas e químicas do solo relacionadas à produção vegetal, negligenciando os componentes biológicos inerentes do solo que contribuem para sua saúde geral (HANEY et al., 2018).

Um componente da avaliação da qualidade do solo é a identificação de um conjunto de atributos sensíveis do solo que refletem a capacidade de funcionamento e a qualidade do solo. Atributos como estrutura e o teor de matéria orgânica podem sofrer alterações pelo manejo, podendo indicar o grau de sua qualidade (BRADY; WEIL, 2013). Geralmente o manejo tem apenas efeitos limitados de curto prazo em propriedades inerentes, como a textura e a mineralogia, dessa forma, outros atributos, como os biológicos, são necessários. A distinção entre atributos inerentes (estáticos) e gerenciáveis (dinâmicos), no entanto, não é absoluta e também dependente do contexto (SCHWILCH et al., 2016).

### 2.3.7 Qualidade Física do Solo

A definição de qualidade física do solo compreende o conhecimento de propriedades e processos relativos à capacidade do solo em manter os serviços ambientais ou serviços ecossistêmicos, que são imprescindíveis à saúde do ecossistema (FINLAYSON et al., 2005). A qualidade física está associada à infiltrar, reter e a capacidade de disponibilizar água às plantas; responder ao manejo e resistir à degradação; realizando trocas de calor e de gases com a atmosfera e raízes de plantas e permitindo o crescimento das raízes (FERREIRA; FILHO; FERREIRA, 2010).

A qualidade do solo pode ser caracterizada pela seleção de propriedades que são reconhecidamente sensíveis aos efeitos de manejo. Os indicadores de qualidade física do solo considerados eficazes, são aqueles relacionados à agregação do solo, estrutura, e processos associados, tais como movimento da água e troca de ar. Essas propriedades físicas e funções influenciam os componentes químicos e biológicos e

as respostas do solo ao manejo, bem como a produtividade de plantas associadas (HEBB et al., 2017).

A estrutura é a propriedade física que melhor retrata o solo quando ocorre algum processo de degradação, podendo assim ser considerada o melhor indicador de qualidade física (SILVA et al., 2014). O processo de perda da qualidade da estrutura do solo ocorre em superfície, com a formação de finas crostas, e em subsuperfície, quando surgem camadas compactadas (PORTELA et al., 2010).

A transformação mais comumente causada pelos manejos agrícolas é o processo de compactação. Este ocorre quando carga externa comprime as partículas do solo, causando a densificação. A densidade, resistência a penetração e a compactabilidade são parâmetros medidos para determinação da compactação do solo (BATEY, 2009).

A compactação reduz a macroporosidade, consequentemente diminuindo a aeração, infiltração e aumentando o escoamento superficial. Tais condições desfavorecem a atividade microbiana e a dinâmica dos nutrientes, prejudicando a produtividade da pastagem e a qualidade do solo. A compactação depende de fatores como a textura do solo, densidade inicial do solo, conteúdo de matéria orgânica, resíduos culturais (RAKKAR; BLANCO-CANQUI, 2018).

### 2.3.8 Qualidade Biológica do Solo

#### 2.3.8.1 A biota do solo

O solo apresenta alta diversidade de organismos e por esse motivo é considerado um sistema complexo, dinâmico e detentor de mecanismos ainda pouco compreendidos (BARDGETT; PUTTEN, 2014). Considerado essencial para a biosfera, é a matriz menos compreendida, possui funções ecológicas importantes, como a ciclagem de nutrientes, armazenamento e renovação de carbono, armazenamento de água, arranjo da estrutura do solo, regulação da diversidade acima do solo e regulação biótica (HAYGARTH; RITZ, 2009).

A biota do solo faz referência à comunidade completa dentro de um determinado sistema. A diversidade dessa comunidade varia muito de acordo com o manejo existente em cada uso do solo (agricultura, floresta, pastagem) e também entre as diferentes espécies de plantas em cada sistema (BALESTRINI et al., 2015).

Fazem parte da biota do solo uma grande diversidade de organismos, incluindo microrganismos como a fauna do solo, que compreende seres microscópicos (fungos e bactérias) e macroscópicos. Os organismos do solo realizam interações com outros organismos, com as raízes das plantas e meio ambiente. Eles constituem cadeias alimentares do solo e colaboram com a ciclagem de nutrientes, imprescindível para as culturas (NEHER, 2010).

Os organismos do solo compõem um grupo grande, numeroso e diversificado de espécies, sendo organizadas em redes alimentares complexas. Além de uma classificação taxonômica formal, a fauna do solo pode ser classificada de várias maneiras. A mais usada, segundo Baretta et al. (2011), é a proposta por Swift et al. (1979), em que os grupos são classificados de acordo com o seu hábito alimentar, função que desempenham no solo e, principalmente, pelo seu tamanho, em: microfauna (0,2 mm), mesofauna (0,2-2,0 mm) e macrofauna (>2,0 mm).

#### 2.3.8.2 A fauna do solo

O tamanho corporal da fauna do solo está relacionado aos seus microhabitats, e essa medida oferece base para sua classificação. A microfauna (protozoários e nematoides pequenos) habita exclusivamente filmes de água. A mesofauna habita espaços de poros cheios de ar e é restrita aos poros existentes (ou seja, eles não têm capacidade para produzir ou construir seus próprios espaços). A macrofauna, por outro lado, pode modificar fisicamente o ambiente do solo através das atividades de alimentação e escavação (LAVELLE et al., 2016).

Além da classificação da fauna do solo pelo tamanho, existem outros três níveis de classificação como: "engenheiros de ecossistemas", como minhocas, formigas e cupins que alteram as características físicas e químicas do solo, melhorando a agregação, movimento da água e do ar e distribuição de matéria orgânica do solo; "transformadores de liteira", os micro artrópodes, fragmentam a liteira em decomposição e melhoram sua disponibilidade para micróbios; e "redes de micro alimento" incluem os grupos microbianos e seus predadores microfaunas diretos (nematoides e protozoários) (COLEMAN; CALLAHAM; CROSSLEY, 2018).

A fauna do solo é sensível a alterações realizadas no ambiente, sendo elas as biológicas, físicas e químicas, como resultado das práticas de manejo do solo e de cultivo que foram realizadas. Dependendo do tipo e intensidade do impacto promovido

ao ambiente, tais práticas podem ter efeitos sobre determinadas populações, podem aumentar, diminuir ou não interferir na diversidade de organismos edáficos (BARETTA, 2011).

A fauna apresenta múltiplas ações ao estimular a atividade de microrganismos responsáveis pela mineralização e umificação da matéria orgânica do solo, que pode interferir na disponibilidade de nutrientes, além de formar estruturas biogênicas, que melhoram a estrutura, estabilidade de agregados, condutividade hidráulica e porosidade total. Assim, por executar essas funções importantes nos ecossistemas, pode ser utilizada como indicadora de qualidade do solo. A fauna edáfica é influenciada pelo uso e manejo do solo, que podem modificar a sua abundância e diversidade, principalmente pela perturbação do ambiente e pelas alterações na quantidade e qualidade da matéria orgânica do solo (ROSA et al., 2015).

Considerados engenheiros de ecossistemas, as minhocas, cupins e formigas, apresentam diversas funções, criando habitats para outros organismos e controlando suas atividades por meio de processos físicos e bioquímicos. Produzem estruturas orgânicas, biogênicas e organominerais, se acumulam nos espaços do solo formando mosaicos tridimensionais de domínios funcionais, no qual habitam organismos de comunidades menores (microfauna e mesofauna) que conduzem os processos do solo por meio de vias específicas (BLOUIN et al., 2013).

Os engenheiros do ecossistema produzem moléculas de sinalização, ricas em energia e que operam como mediadores ecológicos dos processos de engenharia biológica. Mediadores ecológicos podem ativar de maneira seletiva populações microbianas e desencadear efeitos de iniciação, resultando na degradação, síntese e sequestro de substratos orgânicos específicos. As moléculas de sinalização informam os organismos do solo sobre as presenças de seus produtores e alteram a fisiologia, modificando a expressão do gene e induzindo respostas hormonais. A entrega de serviços ecossistêmicos, em maiores escalas, emerge por meio do funcionamento de sistemas auto-organizados e inter-relacionados. O ajustamento dos diferentes subsistemas em cada escala e a qualidade de suas interconexões são uma pré-condição para uma entrega ótima e sustentável de serviços ecossistêmicos (LAVELLE et al., 2016).

Alguns trabalhos têm focado a macrofauna como indicadora da qualidade do solo (PAUDEL et al., 2012; ROUSSEAU et al., 2013), buscando compreender como os diferentes usos e manejos do solo e como interferem na distribuição da macrofauna

edáfica. Outros trabalhos avaliaram as populações de invertebrados terrestres como indicadores de qualidade edáfica (BARTZ et al., 2014; BARETTA et al., 2014), porém, é necessário compreender melhor as relações entre usos e manejos do solo, diversidade e abundância dos organismos e sua dependência com os atributos do solo.

Avaliando os efeitos de três sistemas de manejo: pastagem contínua; agricultura contínua e rotações lavoura-pecuária (lavoura/pastagem/ lavoura); e Cerrado nativo como controle, observou-se grande diversidade da macrofauna, encontrando 194 morfoespécies, distribuídas em 30 grupos (MARCHÃO et al., 2009). No sistema de manejo do solo e na comparação do tipo de preparo do solo, a maior quantidade de morfoespécies foi observada no sistema rotação de culturas/pastagens e no sistema de agricultura contínua com 105 e 102 morfoespécies, respectivamente. A menor quantidade observada (37) foi encontrada nas pastagens contínuas. A abundância numérica de morfoespécies em táxons foi maior nos grupos Coleóptera adultos, Coleóptera larvae e Formicidae, com 40, 50 e 60 morfoespécies identificadas, respectivamente (MARCHÃO et al., 2009).

#### 2.3.8.3 Índices de diversidade

A diversidade está correlacionada ao conjunto de espécies e o seu número de representantes. Uma das maneiras de quantificá-la é por meio da contagem das espécies presentes nas amostras. Segundo Mac Arthur (1964) a diversidade é a própria riqueza de espécies na área.

A diversidade biológica no ecossistema é um indicativo de seu estado de equilíbrio e é formada pela variedade de espécies ou de grupos taxonômicos. O índice de Shannon Wiener é um dos mais utilizados para determinar a diversidade de espécies de um determinado habitat.

A diversidade de espécies está associada a uma relação entre o número de espécies (riqueza de espécies) e a distribuição do número de indivíduos entre as espécies (equitabilidade) (WALKER, 1989). Esta definição está explicitada nos índices de Shannon e de Pielou, que conjugam estas duas variáveis (ODUM, 1983) e refere-se ao padrão de distribuição dos indivíduos entre as espécies.

A variação do índice de diversidade de Shannon (H) está no intervalo de zero a cinco. Os menores valores demonstram menor diversidade e maior dominância de um ou mais grupos inseridos na comunidade (SOUZA et al. 2017).

O índice de uniformidade de Pielou (e) ( $e = H/\log S$ , com H = índice de Shannon e S = número de grupos), este varia de zero a um, com o valor mais elevado indicando maior homogeneidade e, portanto, máxima diversidade, uma vez que todos os grupos são igualmente abundantes (RICKLEFS, 2003).

A riqueza de espécies refere-se à quantidade de espécies em uma determinada área geográfica, região ou comunidade (MORENO et al., 2011). Segundo Odum (1983), a riqueza de grupos corresponde ao número total de grupos observados em uma comunidade.

Quando a degradação aumenta, toda a comunidade fica exposta a intenso estresse que, ocasiona uma instabilidade neste ambiente. Os organismos mais sensíveis desaparecem, enquanto os mais tolerantes, por falta de competição alimentar e espaço, perpetuam-se rapidamente, fato que ocasiona déficit no índice de diversidade (DOS SANTOS SILVA; DOS SANTOS EVERTON; DE MELO et al. 2016).

Segundo Silveira Neto et al. (1976), em locais em que os fatores limitantes e a competição interespecífica atuam de maneira intensa, o índice de diversidade tende a diminuir, devido ao aumento do número de espécies mais comuns com grande número de indivíduos e diminuição das espécies mais raras.

As formigas constituem um dos grupos de insetos mais conhecidos e estudados (HÖLLDOBLER; WILSON, 1990), sendo consideradas como um dos principais componentes biológicos de ambientes estruturalmente complexos como as florestas (FITTKAU e KLINGE, 1973). São boas indicadores do estado de conservação dos ecossistemas terrestres, por possuírem riqueza de espécies local e global altas, facilidades para serem amostradas padronizadamente, possibilidade (CANTARELLI et al. 2015).

#### 2.3.8.4 Carbono da biomassa microbiana do solo

Os microrganismos do solo atuam em muitos processos ecológicos como os ciclos biogeoquímicos, a manutenção da fertilidade e a regulação do carbono. A quantidade de carbono da biomassa microbiana do solo realiza papel importante no equilíbrio entre a respiração (liberação de carbono do solo) e o sequestro da matéria

orgânica em ecossistemas terrestres. Dessa forma, os fatores que alteram a quantidade de biomassa microbiana são capazes de alterar a dinâmica do carbono no solo (LANGE et al., 2014).

A biomassa microbiana, representa a parte mais ativa da matéria orgânica do solo e contém em média, de 2 a 5 % do carbono orgânico nos solos tropicais (HOFFMAN, 2018). Possui como constituintes os fungos, bactérias e arqueas, que fazem parte dos processos de decomposição, síntese da matéria orgânica, formação e estabilização de agregados. O principal benefício do uso do carbono da biomassa microbiana como bioindicador é ser o destino inicial do carbono em transformação, por isso pode ser utilizado como identificador das transformações da matéria orgânica no solo, sendo mais sensível para detecção dos efeitos de diferentes sistemas de manejo (SOUZA et al., 2015).

Solos em sistemas de manejo com menor revolvimento, como as pastagens sob sistema ecológico, apresentam melhores condições para o desenvolvimento das populações microbianas, principalmente, na camada superficial do solo. Neste contexto, alterações na comunidade microbiana do solo decorrentes de atividades antrópicas diversas podem gerar índices para tomada de decisão (BÜNEMANN et al, 2018).

Em sistemas de pastagens, os maiores reservatórios de nitrogênio e carbono são a atmosfera, as espécies vegetais e os animais em pastejo e o solo (SOUZA et al., 2018). As pastagens são importantes reservatórios de carbono do solo, abrangendo aproximadamente 30% da superfície terrestre e armazenando 23% do estoque de carbono do ecossistema terrestre global. Por este motivo é sistema categórico para estudar os vetores da biomassa microbiana do solo. Estudos em sistemas com pastagens salientaram que a diversidade de plantas aumenta a biomassa microbiana do solo através de entrada de matéria orgânica e regulação da umidade do solo. Porém a biomassa microbiana diminui com a adição de nitrogênio e com a menor precipitação pluviométrica (LANGE et al., 2015).

Os efeitos da interação entre a diversidade de plantas e fatores MAG na biomassa microbiana podem ser manifestados por vários mecanismos, exemplificando, comunidades de plantas de alta diversidade podem reter maior teor de água o solo em relação a locais com baixa diversidade de plantas, o que pode diminuir efeitos prejudiciais de déficit hídrico (THAKUR, 2015).

As comunidades microbianas autóctones do solo que estão associadas a comunidades de plantas com ampla diversidade podem responder menos a incrementos de nutrientes, introduzidos por fertilização e a presença de minhocas, em relação as comunidades microbianas zimogênicas encontradas em comunidades de baixa diversidade de plantas (EISENHAUER et al., 2010). Comunidades microbianas autóctones têm maior eficiência de uso de carbono, o que implica menor respiração do solo por unidade de crescimento do que comunidades microbianas zimógenas com menor eficiência de uso de carbono (MANZONI et al., 2012).

A quantidade de biomassa microbiana nos solos tropicais apesar de muitas vezes ocorrer entrada anual de grande quantidade de carbono, pode ser verificada menor biomassa microbiana e estoque de carbono em relação a solos de clima temperado, porque em temperaturas altas ocorre maior atividade microbiana. As razões das variações nos valores da biomassa são devidas aos diferentes tipos de clima, solos, manejos, profundidade amostrada e métodos (BALOTA, 2018).

Quantificando biomassa microbiana, em parcelas com pastoreio e sem pastoreio, observou-se que o carbono da biomassa microbiana foi inferior à metade nas parcelas sem pastejo vs. parcelas pastadas (160 vs. 370 mg kg<sup>-1</sup>) e não variaram significativamente temporalmente (WILSON et al., 2018).

### 2.3.9 Impacto do Pastoreio Bovino

As atividades dos bovinos durante o pastoreio, como o pisoteio, retirada de resíduos e a adição de esterco tendem a afetar as propriedades do solo. Os animais em pastoreio passam muito tempo caminhando, descansando, bebendo água e ruminando. O comportamento de pastejo dos animais depende principalmente dos comportamentos herdados, sistemas de aprendizado individuais e sociais, local onde se encontram os alimentos, água e memória espacial. Os animais caminham cerca de 3500-4600 passos diários, o que equivale de 3,2 a 4,3 km por dia (AHARONI et al., 2009).

O comportamento de pastoreio também depende das condições climáticas predominantes. Já foi observado em bovinos, deslocamento maior em estação seca, cerca de 9 km, em comparação com a estação mais fria do ano, 6,2 km. Conseqüentemente, a quantidade de resíduos removidos e a distribuição de esterco variaram (OUÉDRAOGO-KONÉ et al., 2006).

O pastoreio excessivo e o manejo incorreto da fertilidade do solo são os fatores que mais contribuem para a redução da produtividade e longevidade das pastagens (INAES, 2015). A utilização de taxas de lotações inadequadas, com sobrecarga animal causam alterações físicas no solo, sendo as camadas superficiais as mais afetadas pelo pisoteio dos animais (DE OLIVEIRA et al., 2015). A textura do solo, densidade inicial do solo, conteúdo de matéria orgânica, conteúdo de água e resíduos culturais são fatores que influenciam na magnitude da degradação (BATEY, 2009).

O pastoreio dos bovinos pode causar pressões no solo equivalentes ou até maiores em relação às máquinas agrícolas. A extensão da força imposta pelo pastoreio depende da idade e do peso do animal por unidade de área do solo. A pressão estática de uma vaca pode variar de 98 a 192 kPa (TABOADA et al., 2011), sendo maior que a de tratores, que pode variar de 27 a 68 kPa. A pressão exercida por uma vaca em movimento pode ser duas vezes maior que a pressão estática, devido ao ângulo de força aplicado no solo e ao aumento da concentração do peso do gado nos cascos (GREENWOOD; MCKENZIE, 2001).

Em estudo de revisão, de um total de quatorze trabalhos, relatam que o pastoreio aumentou a densidade do solo em sete, não teve efeito em cinco e reduziu em dois. Os resultados foram considerados inconsistentes, o que pode ser devido a diferenças no conteúdo de água do solo no momento do pastoreio ou diferenças texturais (RAKKAR; BLANCO-CANQUI, 2018).

Avaliando os efeitos de lotação de animais na qualidade do solo em áreas de pecuária extensiva, observou-se que a correlação entre taxas de lotação de animais e densidade do solo, foram baixos e não significativos. Porém, as taxas de lotação demonstraram efeitos positivos em relação a matéria orgânica do solo, sendo este atribuído ao esterco bovino (PULIDO et al., 2018).

A intensidade de pastejo tem o potencial de modificar a estrutura, função e capacidade do solo para armazenar e pode alterar significativamente os estoques de C da pastagem. Como o carbono orgânico do solo (COS) tem grande influência na estrutura física do solo, retenção de nutrientes, armazenamento de água, atenuação de poluentes, sua redução pode levar à degradação do solo (ABDALLA et al., 2018).

O excesso de pastejo, ao ponto de remover a vegetação superficial, pode resultar em degradação do solo e perda do solo fértil, especialmente onde a precipitação é baixa e a evaporação é alta. Devido ao pastoreio intensivo e consequente cisalhamento, ocorre o rearranjo das partículas do solo, dessa forma

resulta em aumento da densidade e redução da porosidade, da continuidade dos poros e de condutividade hidráulica (RESZKOWSKA et al., 2011).

## 2.4 MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido no assentamento Rancho Alegre, Município de Tibagi-PR. Localizado sob as coordenadas: S 24°36'50,4" e W 50°15'02,1", em altitude de 1139 m (Figura 4).

O município de Tibagi, possui superfície de 2.990,73 km<sup>2</sup>, é situado em parte no Primeiro Planalto Paranaense e parte no Segundo Planalto. No Segundo Planalto, a cobertura vegetal era representada predominantemente pelos campos subtropicais, hoje é praticamente transformada em áreas de cultivo agrícola comercial.

Figura 4 - Localização do município de Tibagi – PR em relação ao Brasil e Paraná.

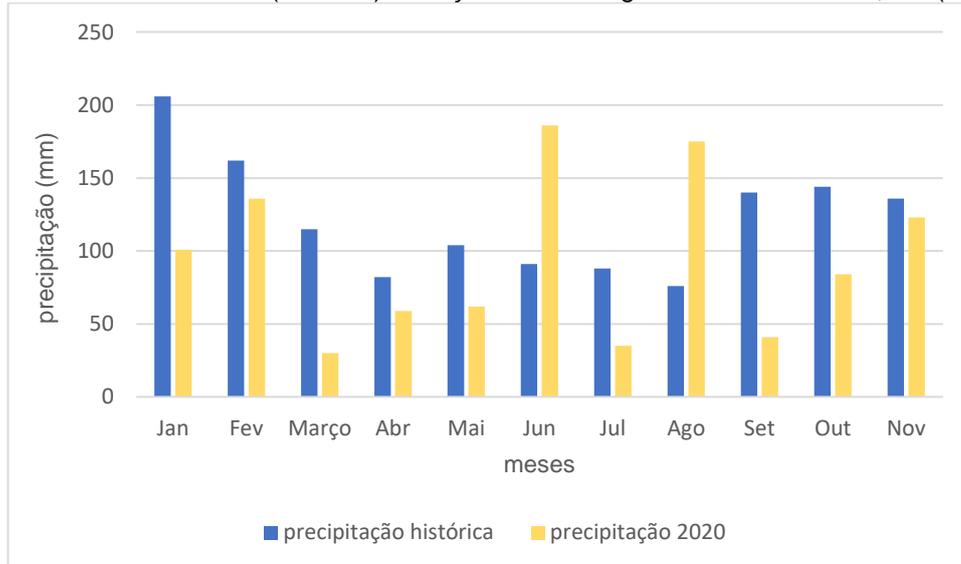


O clima da região, de acordo com a classificação de Köppen, é do tipo Cfa (úmido subtropical) com influência direta do clima Cfb (úmido temperado), temperaturas, médias em torno de 18 °C, máximas de 23 °C e mínimas de 14 °C (CAVIGLIONE et al. 2019). O regime pluviométrico é distribuído ao longo do ano, com precipitação média anual entre 1.400 a 1.600 mm, de outubro a março há um período chuvoso mais acentuado. A umidade relativa anual permanece entre 80 e 85% (CRUZ, 2007).

Durante a primavera historicamente ocorre aumento de precipitação, porém, durante este período no ano de 2020 não foi observado (Figura 5). Houve longo

período com precipitação abaixo do normal. Durante a execução do experimento houve somente dois meses que mostraram precipitação acumulada mensal superior a série histórica, e no caso de junho registrou-se precipitação de 45 mm em somente um dia. O inverno e primavera sofreram influência do fenômeno La Niña (NERY; SIQUEIRA, 2020).

Figura 5 – Valores de precipitação pluviométrica acumulada nos meses do experimento e precipitação acumulada mensal histórica (30 anos). Estação meteorológica de Ponta Grossa, PR (SIMEPAR, 2020)



A composição botânica encontrada nos locais utilizados era na sua maioria: *Cyperus compressus*, *Brachiaria Decumbens*, *Schizachyrium microstachyum* e *Arachis burkatii*. No local onde foi instalado o manejo ecológico de pastagens (MEP) a espécie predominante era *Brachiaria Decumbens*.

As classes de solo de maior expressão geográfica do município de Tibagi são os Cambissolos (38,82%), Latossolos (29,75%), Neossolos (27,17%); Argissolos (2,25%), Organossolos (1,48%) e Nitossolos (0,53%). O solo do local avaliado foi classificado como Cambissolo (CARVALHO et al. 2002). A classe de solo do local do experimento é Cambissolo Haplico Tb Distrófico típico (EMBRAPA, 1999).

#### 2.4.1 Sistema de Manejo Ecológico de Pastagens (MEP)

Foram realizadas duas amostragens de solo, a primeira em 13 dezembro 2019 (denominada T0), antes de implantação do manejo ecológico de pastagens. Quando realizada a coleta, a pastagem permanecia sem a presença dos bovinos por um período de aproximadamente 40 dias. Este espaço era utilizado para pastejo contínuo.

A divisão dos piquetes e instalação de cerca elétrica e hidráulica foi realizada em janeiro de 2020. Foram idealizados e operacionalizados seis piquetes, com tamanho variando entre 1400 a 2000 m<sup>2</sup> (Figura 7). Foram utilizados ao longo do experimento 11 animais, vacas de leite mestiças, holandesas, não sendo utilizadas divisão em lotes, isto é, as vacas em lactação permaneciam junto com as vacas secas. As vacas eram mantidas a pasto, com complemento com ração em períodos intermitentes. O produtor relatou que a produção diária média variava entre 13 e 18 litros por vaca dia (período de lactação).

Em 6 de janeiro foi realizado a primeira entrada dos animais nos piquetes. Após esta utilização houve mais uma entrada no final de fevereiro, e outras somente em agosto e outubro. Este intervalo se deu pelo longo período de estiagem. Sendo assim no período do experimento os piquetes foram utilizados quatro vezes, em três dos mesmos os animais permaneceram dois dias e em um permaneceram três dias em cada piquete

No espaço denominado de convencional, não houve controle de utilização, pastejo era contínuo, porém durante o experimento foram utilizadas outras áreas de pastejo contínuo (Figura 6).

Figura 6 – Localização das amostragens do sistema de manejo ecológico de pastagens e o sistema convencional de pastagens. Fonte: Google Earth



Foi realizada análise química de rotina do solo no início do experimento em área de MEP. Não houve registro de calagem realizada anteriormente. Através da análise de solo observou-se que era necessária a aplicação de 4,4 Mg ha<sup>-1</sup> de calcário sobre a área. Foi realizada a correção de acidez do solo em superfície no dia 3 julho.

Tabela 2 – Propriedades químicas referentes à camada 0-10 cm de profundidade, anterior a instalação do experimento em MEP. Dezembro de 2019

<b>pH</b>	<b>H+Al</b>	<b>Al<sup>3+</sup></b>	<b>Ca<sup>2+</sup></b>	<b>Mg<sup>2+</sup></b>	<b>K<sup>+</sup></b>	<b>CTC (pH7,0)</b>
		----- cmolc dm <sup>-3</sup> -----				
4,60	6,69	0,60	2,50	1,00	0,26	10,46
<b>P</b>	<b>CO</b>	<b>V</b>	<b>M</b>			
mg/dm <sup>3</sup>	g/dm <sup>3</sup>	-----%-----				
4,10	25,27	36,00	12,00			

pH=potencial hidrogeniônico em CaCl<sub>2</sub>; H+Al=acidez potencial; Al<sup>3+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup> e K<sup>+</sup> = alumínio, cálcio, magnésio e potássio trocáveis, respectivamente; CTC (pH 7,0) = capacidade de troca de cátions potencial; P= fósforo disponível (Melich-1); CO= carbono orgânico (Walkley-Black); V e m = saturação por bases e por alumínio respectivamente

Na área com MEP, conforme análise de textura, observou-se predominância de areia em relação à argila e silte. Os teores variaram entre 801 g kg<sup>-1</sup> e 689 g kg<sup>-1</sup> de areia, com média de 762 g kg<sup>-1</sup> em 0-5 cm e 763,60 em 5-10 cm. O solo foi classificado como franco arenoso (EMBRAPA, 1995). Já área sob manejo convencional os valores referentes à areia, também, foram proeminentes, com teor máximo de 739 g kg<sup>-1</sup> de areia. A média do conteúdo de areia foi de 606 g kg<sup>-1</sup> na profundidade de 0-5 cm e de 599 g kg<sup>-1</sup> em 5-10 cm. O solo pode ser classificado com textura de franco arenosa, franca e franco siltosa (EMBRAPA, 1995).

A textura do solo é um atributo que possui baixa variação, temporal e com as ações do manejo antrópico, porém está relacionada com as demais características do solo, podendo ser utilizada para auxiliar o entendimento do movimento da água no solo, possui a capacidade de desmobilizar os nutrientes do solo e a da resistência ao manejo e às raízes (BOTTEGA et al. 2013).

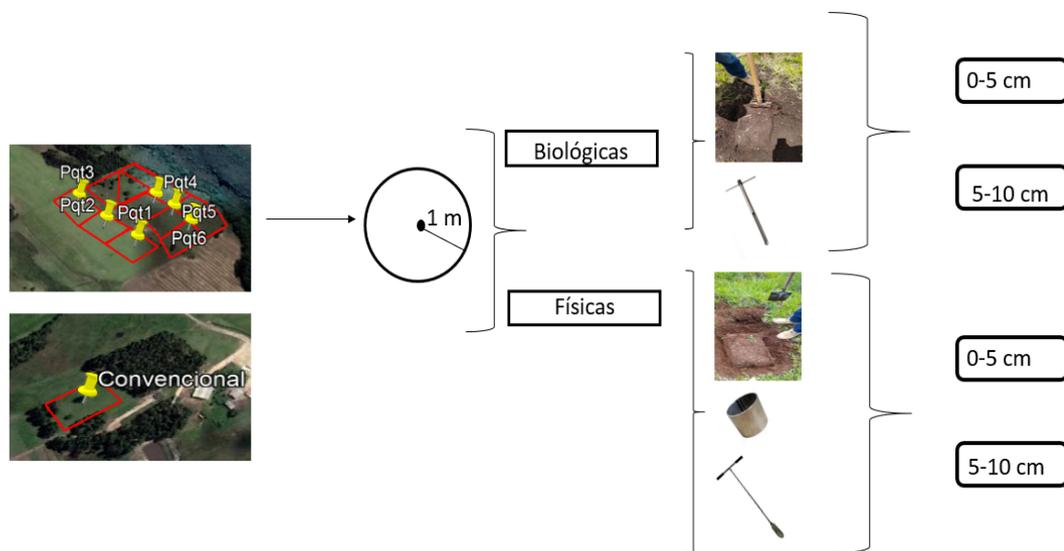
Os solos com elevados teores de areia possuem maior quantidade de macroporos, isto facilita a movimentação da água ao longo do perfil de solo, permitindo maior infiltração. Estes solos apresentam perdas de cátions trocáveis para as camadas mais profundas e por serem menos coesos apresentam mais suscetibilidade à erosão, sendo imprescindível manejo adequado (SILVA et al., 2020).

Os solos siltosos possuem a característica de serem mais facilmente erodíveis pela ação da água, pois as partículas de silte são grandes para permanecerem unidas entre si e suficientemente pequenas para serem levadas pelo escoamento superficial (HE et al., 2014).

A segunda amostragem foi realizada no dia 21 de novembro de 2020 (T1). Os pontos para coletas foram, nos dois sistemas, próximos aos da coleta de dezembro de 2019.

As coletas de solo foram realizadas em seis pontos em cada tratamento, nas profundidades: 0-5, 5-10 cm. Sob o sistema de manejo ecológico de pastagens foram coletadas amostras de solo em seis pontos, sendo um ponto em cada piquete. Em sistema convencional, como não havia subdivisão em piquetes, foram coletadas seis amostras equidistantes de 30 m.

Figura 7 - Esquema das coletas biológicas e físicas do solo realizadas em campo e suas respectivas profundidades



As coletas foram realizadas para determinar densidade, estabilidade de agregados, carbono da biomassa microbiana, e quantificar invertebrados no solo.

A determinação de densidade do solo foi realizada conforme método do cilindro volumétrico (EMBRAPA, 2017). Foram coletadas amostras indeformadas, com auxílio do trado de Uhland, utilizando anéis cilíndricos. As profundidades coletadas foram 0-5 e 5-10 cm. Após coletados, foi realizado a padronização das amostras (*toilet*), retirando o excesso de solo que acompanhava o anel de densidade.

As amostras foram secas em estufa de circulação forçada de ar, em temperatura de 105° por um período de 48 horas. Após a pesagem da massa da amostra foi determinada a densidade do solo levando-se em consideração o volume conhecido do solo.

Para realizar a análise granulométrica do solo foi utilizado o método sugerido pela Embrapa (2017), foram utilizados 50 g de solo, e inseridos 25 mL de solução de NaOH e 250 mL de água. O conteúdo foi deixado sob agitação em 150 rpm.

O solo foi lavado, com o auxílio de peneira de 0,053 mm. A areia retirada da peneira é colocada para secar em estufa de 104°C por 24 horas. A solução que passou pela peneira foi levada até proveta de 1 L. Em seguida foi realizada a prova em branco, utilizando a mesma solução colocada nos frascos e usando 1 L de água. As soluções foram lidas com o auxílio de um densímetro.

Para avaliar a estabilidade de agregados foram coletados monólitos retirados com o solo em capacidade de campo, utilizando espátulas nas profundidades de 0-5, 5-10 e 10-20 cm. O material foi embalado em plástico filme e em seguida levado ao Laboratório de Matéria Orgânica e Física do Solo (Labmos) da UEPG.

Os agregados ainda úmidos foram rompidos nas linhas de fraqueza. A separação das classes de agregados foi realizada via tamisamento úmido, utilizando o método adaptado de Yoder (1936).

Cada conjunto do tamisador continha peneiras, com aberturas de 8, 2, 0,5, 0,25 e 0,053 mm. Foi determinada massa do solo retido em cada peneira, determinando as classes de agregados. Foi utilizada subamostra de 60 gramas umedecida por capilaridade durante 10 minutos, sendo colocado um papel filtro na parte superior da peneira de 8 mm. A água foi colocada no reservatório até molhar o papel filtro, permanecendo após ser retirado o papel filtro. A agitação foi realizada verticalmente, com movimentos oscilatórios de 30 oscilações por minuto durante 15 minutos.

Cada classe de agregado foi colocada em estufa, sob temperatura de 40° C, após foram pesados cada fração. Foi calculado o diâmetro médio ponderado (DMP). O cálculo do índice de estabilidade de agregados foi realizado (conforme Equação 1) (CASTRO FILHO et al., 1998).

$$IEA(\%) = \left( \frac{\text{peso dos agregados secos} - w_{25} - \text{areia}}{\text{peso da amostra seca} - \text{areia}} \right) * 100 \dots \dots \dots \text{Equação 1}$$

Onde:

- xi – diâmetro médio das classes de agregados (mm);
- yi – proporção de cada classe em relação ao total (g);
- wi – peso dos agregados de cada classe (g).
- w25 é o peso dos agregados da classe menor que 0,25 mm.

Para determinação do Carbono da biomassa microbiana as amostras foram coletadas (seis pontos em cada tratamento), nas profundidades 0-5 e 5-10 cm. No momento da coleta foram armazenadas em isopor contendo gelo. Posteriormente foram levadas ao laboratório de matéria orgânica do solo e física do solo (Labmos) da

UEPG. No laboratório foram armazenadas, em geladeira a 4°C, até serem utilizadas (período inferior a dez dias) (DA SILVA et al., 2007).

Para a realização da análise, o método utilizado foi adaptado de Vance et al. (1987). Neste as amostras foram divididas em fumigadas e não fumigadas, cada uma contendo 20 g de solo, sendo separada mais uma amostra para determinação do conteúdo de água. As fumigadas foram colocadas em Erlenmeyer, sendo adicionado 1 ml de clorofórmio livre de álcool, os frascos foram fechados e mantidos em local isento de luminosidade sob temperatura ambiente por 24 horas.

Nas amostras fumigadas, após 24 horas, foram retiradas as tampas e os Erlenmeyer colocados em capela por 4 horas para a evaporação do clorofórmio. Nas amostras não fumigadas logo após a pesagem, foi adicionado 50 ml de solução de 0,5 M de sulfato de potássio. Para a obtenção do carbono da biomassa foi subtraído o valor obtido da amostra fumigada para a não fumigada.

Para a coleta de amostras de solo destinado à quantificação de invertebrados euedálicos, foi utilizado o protocolo sugerido pelo Tropical Soil Biology and Fertility (ANDERSON; INGRAM, 1993). Os monólitos de solo foram retirados inteiros, possuindo as dimensões (25 cm comprimento x 20 cm largura x 20 cm de profundidade), em cada ponto foram retirados primeiramente a serapilheira e depois os monólitos de solo. Após retirados, os monólitos foram levados para o laboratório e divididos em profundidades: 0-5 cm, 5-10 cm. Com o auxílio de lupa, com aumento de 60 vezes, o material foi processado, sendo colocado em bandejas brancas, destorroados e durante 30 minutos foram triados, quantificados e classificados os invertebrados visíveis/ativos.

Como relatado, não se aplicou a aleatorização, porém todos os cuidados foram tomados para bloquear o maior número de variáveis de controle. O sugerido, possui objetivo similar aos de um experimento, segue princípios de controle local e de replicação, e é chamado de quase-experimento (SHADISH et. al. 2001).

Para procedimento de análise considerou-se dois quase-experimentos, um pra profundidade de 0-5cm e outro para 5-10 cm. Os tratamentos considerados foram dois sistemas de manejo de pastagem, rotacionado e contínuo, e duas épocas, antes da implantação do pastejo rotacionado e após a utilização deste pelos animais. Os valores obtidos foram submetidos à análise estatística descritiva, análise de variância, teste de t com intervalo de confiança de 5% para comparação entre as duas épocas do experimento e entre os tratamentos.

## 2.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Tabela 3 apresenta os resultados da análise descritiva dos valores encontrados para os dois manejos de pastagens, nas duas épocas de amostragem e nas duas profundidades sugeridas. A primeira, tempo zero (T0) e a segunda tempo um (T1), após implantação do sistema rotacionado.

Tabela 3 - Análise descritiva dos atributos físicos e biológicos: Densidade (D), Carbono da Biomassa microbiana (CB), Macrofauna (M), Diâmetro médio ponderado (DMP), Índice de estabilidade de agregados (IEA), primeira amostragem (T0), segunda amostragem (T1)

	Manejo ecológico de pastagem					Manejo ecológico de pastagem				
	<b>Tempo zero</b>									
	Profundidade 0-5 cm					Profundidade 5-10 cm				
	D g cm <sup>-3</sup>	CB mg kg <sup>-1</sup>	M indiv.	DMP mm	IEA %	D g cm <sup>-3</sup>	CB mg kg <sup>-1</sup>	M indiv.	DMP mm	IEA %
Máximo	1,49	343,55	10,0	12,69	95,07	1,41	355,14	7,00	12,81	94,71
Mínimo	1,38	153,04	0,0	10,14	61,64	1,24	115,03	0,00	11,49	82,92
Média	1,43	257,65	5,3	11,72	85,35	1,33	211,82	2,83	12,44	87,94
DP <sup>(1)</sup>	0,05	71,55	3,7	0,89	12,41	0,07	80,02	2,40	0,50	3,96
CV (%) <sup>(2)</sup>	3,50	27,77	66,7	7,60	14,54	5,56	37,78	84,75	4,01	4,50
	<b>Tempo um</b>									
Máximo	1,48	528,62	38,0	12,63	89,67	1,45	431,08	34,0	12,44	96,54
Mínimo	0,98	322,61	1,0	10,14	74,24	1,20	193,56	1,0	11,56	87,30
Média	1,33	424,25	8,7	11,72	83,76	1,34	293,19	7,3	12,06	92,86
DP <sup>(1)</sup>	0,18	81,58	14,5	0,90	6,42	0,08	88,71	13,1	0,36	3,50
CV (%) <sup>(2)</sup>	13,63	19,23	166,7	7,70	7,67	6,30	30,26	178,4	2,95	3,77
	Convencional					Convencional				
	<b>Tempo zero</b>									
	Profundidade 0-5 cm					Profundidade 5-10 cm				
	D g cm <sup>-3</sup>	CB mg kg <sup>-1</sup>	M indiv.	DMP mm	IEA %	D g cm <sup>-3</sup>	CB mg kg <sup>-1</sup>	M indiv.	DMP mm	IEA %
Máximo	1,37	244,60	4,0	11,98	89,34	1,39	391,22	2,0	13,16	89,73
Mínimo	1,26	127,48	1,0	10,78	68,88	1,17	42,59	1,0	12,10	77,65
Média	1,30	178,50	1,8	11,25	79,55	1,25	211,06	1,7	12,45	84,10
DP <sup>(1)</sup>	0,05	39,73	1,2	0,57	8,98	0,07	128,81	0,5	0,49	5,20
CV (%) <sup>(2)</sup>	3,49	22,25	63,8	5,04	11,29	5,97	61,03	30,9	3,95	6,19
	<b>Tempo um</b>									
Máximo	1,43	231,92	1,0	11,98	92,04	1,26	300,69	3,0	12,78	95,62
Mínimo	1,19	126,76	0,0	10,79	87,35	1,13	78,63	0,0	11,91	92,01
Média	1,31	171,86	0,3	11,75	90,10	1,22	184,95	0,7	12,21	94,02
DP <sup>(1)</sup>	0,09	43,21	0,5	0,57	2,03	0,05	97,16	1,2	0,43	1,49
CV (%) <sup>(2)</sup>	6,95	25,14	154,9	4,83	2,25	4,23	52,54	181,7	3,55	1,59

<sup>(1)</sup>DP: Desvio padrão

<sup>(2)</sup>CV: Coeficiente de variação

Em relação ao histórico da área, anteriormente à implantação do experimento, o produtor adotava em quase toda sua propriedade o sistema de pastejo contínuo. A adoção do pastejo rotacionado ocorreu a partir do momento em que o produtor passou a receber da UEPG e pref. Municipal de Tibagi, assistência e recursos para instalação dos piquetes.

A área definida para implantação do manejo ecológico de pastagem era considerada pelo agricultor área de baixa produtividade de forragem, e de menor preferência para pastejo pelos animais. Antes do início do experimento essa área possuía pouca cobertura vegetal predominantemente do gênero *Brachiaria*.

No tratamento submetido ao manejo ecológico de pastagem (MEP), para a profundidade de 0-5 cm, foram observados valores médios de densidade de 1,43 g cm<sup>-3</sup> na fase 1, com valor máximo de 1,49 e mínimo de 1,38 g cm<sup>-3</sup>. Em T1, os valores de densidade de solo na mesma profundidade registraram média de 1,33 g cm<sup>-3</sup>, oscilando entre mínimo de 0,98 e máximo de 1,48 g cm<sup>-3</sup> (Tabela 4).

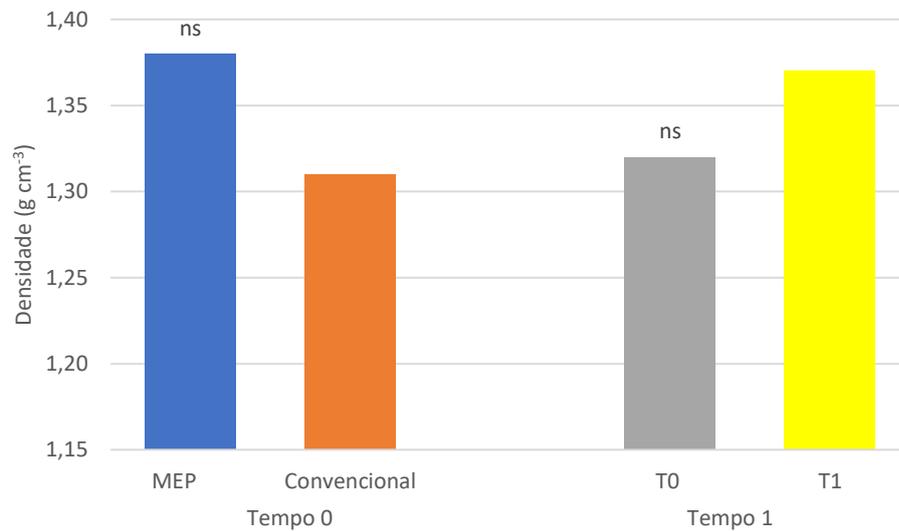
No trabalho em voga, os valores médios de densidade do solo observados (Tabela 4), em ambas as épocas de avaliação, e nas condições de pastejo contínuo e MEP ficaram abaixo de valores críticos propostos (REICHERT et al., 2007). Os valores de densidade crítica variam de acordo com a textura do solo, para solo argilosos de 1,30 a 1,40 Mg m<sup>-3</sup>, para solos franco-argilosos de 1,40 a 1,50 Mg m<sup>-3</sup>, e para os franco-arenosos de 1,70 a 1,80 Mg m<sup>-3</sup>. A densidade crítica é a condição em que a resistência do solo torna-se tão elevada que diminui consideravelmente ou impede o crescimento de raízes (REINERT et al., 2008).

#### 2.5.1 Densidade do Solo

Não houve interação nem diferença significativa entre manejos e entre épocas para variável densidade na profundidade de 0-5 cm (Figura 8). A diferença entre os sistemas, com densidade do solo numericamente maior para o MEP, apresentou diferença a nível de 6,8%, como se convencionou diferença mínima de 5%, deve-se aceitar que não houve diferença. Interessante ressaltar que o referido aumento numérico no MEP foi relativamente maior no tempo T1. Pode-se relatar que houve tendência da densidade do solo (0-5 cm) aumentar com a utilização pelos animais dos piquetes no MEP.

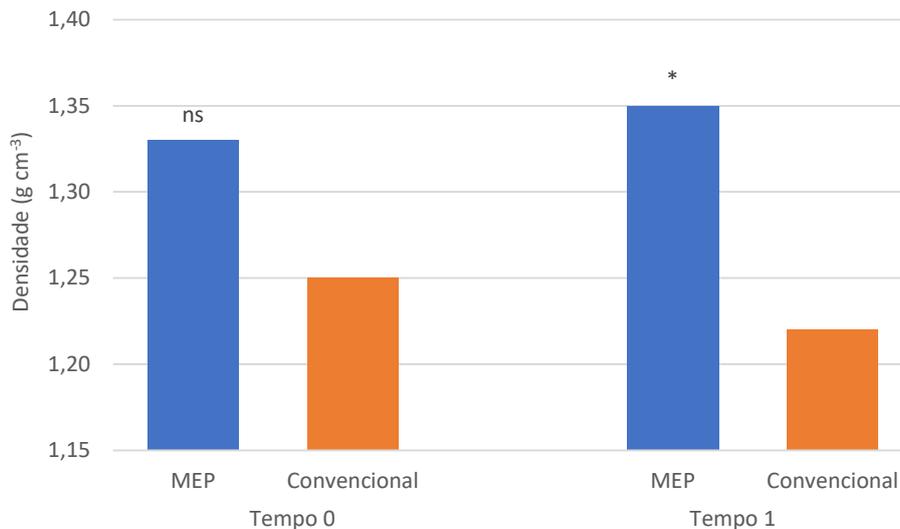
A densidade aparente, talvez a variável independente física mais utilizada, deve indicar mudanças no solo decorrente de uso e manejo do solo, além de ter a vantagem de ser parâmetro acessível. Em solo com textura franco-arenosa em diferentes sistemas de pastejo, não se verificou diferença significativa na densidade do solo (VAN HAVEREN, 1983). Geralmente, as densidades do solo são maiores em condições de pastoreio contínuo e intensivo, principalmente nas condições em que o solo se encontra mais vulnerável à compactação. No entanto, devido a variabilidade e ao tempo necessários para o rearranjo das partículas, os aumentos de densidade do solo estatisticamente significativos são raramente observados (GREENWOOD; MCKENZIE, 2001).

Figura 8 – Densidade do solo em sistemas MEP e convencional, e para as duas épocas de amostragem na profundidade de 0-5 cm



Para a profundidade de 5-10 cm a interação entre tempo de adoção do sistema e sistemas foi significativa. Os tratamentos foram iguais em T0 e MEP apresentou maior densidade de solo em T1 (Figura 10).

Figura 9 – Densidade do solo nas profundidades 5-10 cm, nas duas épocas de coleta, para os sistemas de manejo ecológico de pastagem (MEP) e manejo convencional



O pastejo contínuo é o manejo de pastagens com gado mais comum. Neste sistema os animais pastam durante boa parte do ano em grandes piquetes, é comum a repetição de padrões de uso, ou em excesso ou em sub uso. Portanto, a taxa de lotação efetiva, em manchas muito utilizadas é muito maior do que a pretendida para a área como um todo. Quando não se mantem quantidade mínima de biomassa e cobertura do solo, inicia-se processo de degradação, que é acelerado em extremos de precipitação ou déficit hídrico (TEAGUE et al., 2011).

Nesse pastejo, como não ocorre subdivisão da área em piquetes menores, a movimentação dos animais é mais aleatória e o pastoreio mais desuniforme. O manejo intensivo de pastagens resulta historicamente na degradação do solo, eutrofização, perda de biodiversidade e aumento nas emissões de gases de efeito estufa (HO et al., 2018). Globalmente, o excesso de pastoreio pelo gado é apontado como uma das principais causas da degradação solos agrícolas no mundo (DENG; ZHANG; SHANGGUAN, 2014).

A zona de influência do pisoteio na compactação do solo avaliada pela densidade do solo é geralmente limitada às camadas superiores, principalmente no intervalo de profundidade de 0-10 cm, podendo chegar até 15 cm. A compactação em maiores profundidades e outras mudanças nas propriedades físicas do solo são mais prováveis em solos com revolvimento do solo ou com conteúdo de água mais elevadas, e são variáveis de acordo com a textura de solo (GREENWOOD; MCKENZIE, 2001). A compactação do solo é afetada pelo manejo de pastagem, clima, bem como pela textura do solo (VANDERBURG et al., 2020).

Em solo franco argilo arenoso, sob pastagem de *Brachiaria decumbens* e *Paspalum notatum*, observou-se densidade do solo de 1,06 g cm<sup>-3</sup> na camada de 0-5 cm, e 1,08 g cm<sup>-3</sup> na camada de 5-10 cm, e (COUTINHO et al., 2017). Estudando o efeito do pastejo na compactação do solo de textura franco arenosa não foi observado efeito na camada de 0-5 cm (PULIDO et al., 2018). Os mesmos autores relatam que tal resposta pode ser devido a variabilidade espacial e consequente variabilidade na amostragem. Porém na camada de 5-10 cm, verificou-se compactação do solo onde a média da densidade do solo foi de 1,63 g cm<sup>-3</sup>.

Os sistemas de pastejo rotacionado com período de pequena permanência dos animais em cada piquete ajudam a reduzir o efeito do pisoteio, quando comparado com o sistema de pastejo contínuo onde os animais permanecem nos piquetes por longo período de tempo e com altura de corte das plantas mais baixa (TEAGUE et al., 2015).

Em contrapartida ao efeito do pisoteio dos bovinos na compactação do solo, a entrada de material orgânica no sistema, via dejetos animal, pode reduzir a compactação do solo, compensando ou melhorando os valores de densidade do solo (RAKKAR; BLANCO-CANQUI, 2018). Ao aplicar esterco bovino na cultura do milho em solo siltoso, do oeste do Kansas, observou-se que a densidade do solo reduziu de 1,53 para 1,43 Mg m<sup>-3</sup> (SCHLEGEL et al., 2015). Em um solo argilo-arenoso, também com a aplicação de esterco bovino, na dose de 27 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, observou-se redução da densidade do solo em 6% na camada de 0-30 cm, passando de 1,72 para 1,62 Mg m<sup>-3</sup> (BLANCO-CANQUI et al., 2015).

Os potenciais impactos do pastoreio com relação à compactação, representada pela densidade do solo necessitam de discussão. Enquanto o pastoreio pelos bovinos pode causar aumento da compactação do solo, pelo caminhar dos animais, a entrada de matéria orgânica, via esterco e urina, pode reduzir a compactação do solo, compensando ou melhorando os valores de densidade do solo (RAKKAR; BLANCO-CANQUI, 2018).

A deposição do esterco bovino também tem impactos sobre o comportamento do pastoreio. O gado tende a evitar pastear nos primeiros 10 cm centímetros ao redor do local de deposição de dejetos. Se o gado pasteja nesse piquete durante longo período, o padrão espacial de deposição de esterco pode permanecer constante. O intervalo de pastoreio de algumas semanas favorece a decomposição dos dejetos,

que inicialmente causam abafamento da pastagem, compensando com aumento do crescimento das plantas em até 40 cm de raio do local esterçado (GILLET et al., 2010).

Ao comparar o sistema de pastejo “multi-piquete” com intervalo de descanso de pastagem de 50 a 80 dias, com outros manejos de uso contínuo, não foi identificada diferença significativa na densidade do solo. O solo era franco argiloso, e a densidade variou de 0,90 a 1,06 g cm<sup>-3</sup> (TEAGUE et al., 2011). No entanto, os mesmos autores relatam que o pastejo em níveis moderados de desfolhamento durante curtos períodos de pastejo, com intervalo de descanso para as plantas desfolhadas recuperarem a capacidade fotossintética, resultou em melhoria na resistência a penetração, das funções hidrológicas e outras propriedades do solo em comparação com o pastejo contínuo.

Os benefícios do período de descanso adequado para permitir a recuperação da planta e do solo após o pastejo na mitigação dos efeitos prejudiciais do pisoteio e desfolhamento também foram observados, inclusive em diferentes intensidades de pastejo (RUSSELL; BISINGER, 2015). O intervalo de descanso das pastagens visando à recuperação das plantas desfolhadas, parece ter maior influência nos atributos do solo, do que adotar baixa intensidade de pastejo (VANDEBURG et al., 2020).

A alta densidade do solo pode restringir a penetração e o alongamento das raízes devido à diminuição da porosidade do solo, o que reduz a quantidade de solo explorado, afetando negativamente o crescimento das plantas. A correlação entre crescimento de raízes e pisoteio depende da textura do solo, do conteúdo de água do solo e frequência e intensidade de pastejo (NAWAZ; BOURRIÉ; TROLARD, 2013). Os efeitos negativos do pisoteio podem ser temporários ou de longo prazo, dependendo do manejo de pastagem adotado, textura do solo e conteúdo de água (DELONGE; BASCHE, 2018).

O pastejo contínuo de alta intensidade aumenta os fluxos de temperatura do solo, particularmente na camada superficial do solo, devido à cobertura vegetal mais esparsa e conseqüente diminuição do conteúdo de água do solo. Nos locais mais pastejados também ocorre distribuição de raízes mais rasa, levando a redução do volume do solo explorável, reduzindo significativamente a quantidade de água e nutrientes disponíveis para as plantas e, portanto, diminuindo o crescimento das plantas. Conseqüentemente, locais de pastejo intensivo e contínuo são mais suscetíveis à estresse hídrico e à degradação do solo (ZHAO et al., 2010).

Em piquete único, em que os animais pastam por muito tempo, o rebanho tende a desenvolver hábitos de movimento que se manifestam em trilhas.

Mesmo com referencial teórico indicando para diminuição de densidade em sistema com grande aporte de matéria orgânica e com utilização mecânica (pressão por animais) concentrada (em curtos espaços de tempo - quatro dias), houve o aumento da densidade. Este pode ser explicado, pois em um primeiro momento a pressão pela concentração animal é maior que o benefício físico ao solo pelo acréscimo de matéria orgânica (espera-se ação biológica primeiro). Este tipo de resultado remete as discussões iniciais da adoção do sistema de Plantio Direto, onde dependendo da textura, as respostas quanto a qualidade física do solo demoravam de quatro a oito anos para resultados positivas.

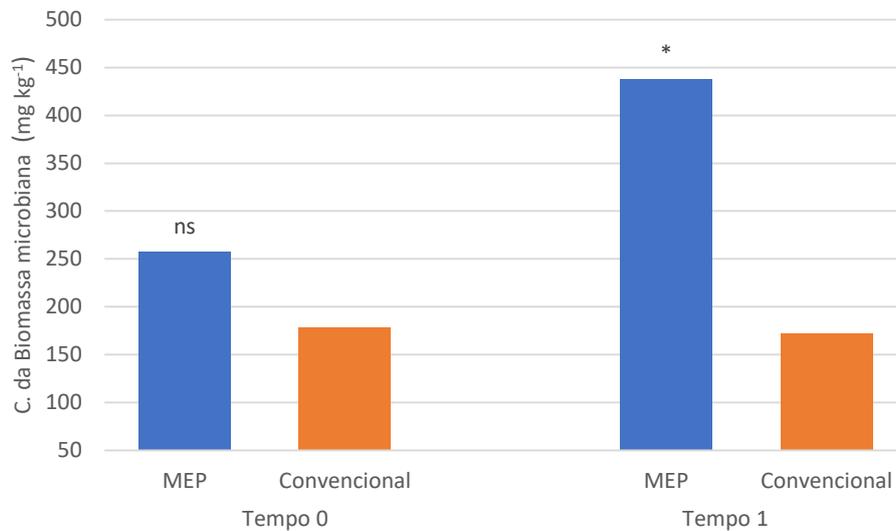
No caso da camada de 0-5 cm, teoricamente onde se esperava uma maior compactação pelo contato direto da pressão via cascos dos animais, não houve diferença para os sistemas embora o nível de significância ficou em 6,2%, muito próximo do que se convencionava como significativo. Na camada de 5-10 cm houve diferença significativa para interação, com o MEP apresentando valores de densidade maiores que o convencional.

### 2.5.2 Carbono da Biomassa Microbiana

Para variável carbono da biomassa na profundidade de 0-5 cm, houve interação significativa entre tempo de adoção do sistema e os sistemas (Figura 10). Avaliando a influência de diferentes sistemas de manejos, a população microbiana e sua atividade, na profundidade de 0-10 cm, em área de pastagem com *B. brizantha*, Alves et al. (2011), alcançaram o valor médio de 258 mg kg<sup>-1</sup>.

O aumento significativo do conteúdo de carbono da biomassa microbiana no MEP, pode estar correlacionado com concentração de dejetos e/ou com a diversidade de espécies vegetais encontradas e/ou. Já existe relato de diferença significativa de biomassa entre parcelas com e sem cobertura do solo com pastagem, com valores de 147 mg kg<sup>-1</sup> e 87 mg kg<sup>-1</sup> respectivamente (LANGE et al., 2015).

Figura 10 – Valores de carbono da biomassa microbiana referentes ao MEP e convencional para as duas coletas, na profundidade de 0-5 cm



As comunidades microbianas do solo são fortemente ligadas à diversidade de plantas (LANGE et al., 2015), o que pode ter ocorrido no MEP, onde após a implementação ocorreu o aumento na diversidade de foragens. Neste sistema observou-se ocorrência de *Schizachyrium microstachyum* e de amendoim forrageiro (*Arachis pintoii*), uma Fabaceae. A presença em particular de Fabaceae, impactam fortemente a composição da comunidade microbiana e a alimentação animal. A quantidade de biomassa microbiana tende a ser maior em solos com maiores teores de matéria orgânica (ARAÚJO; MELO, 2012).

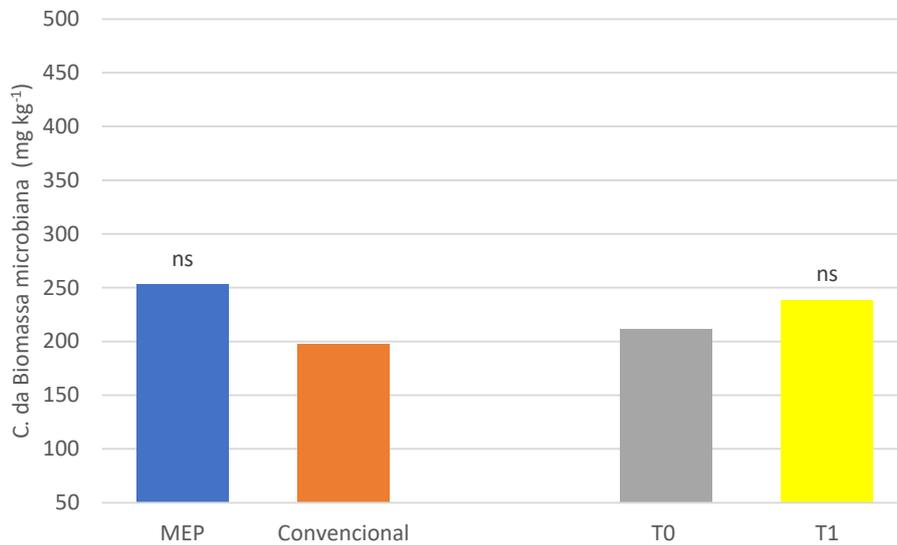
O sistema convencional não apresentou diferença significativa para carbono da biomassa microbiana, comparando T0 e T1 para as profundidades de 0-5 cm e 5-10 cm. Para a profundidade 0-5 cm observou-se média da biomassa microbiana T0 do convencional de 178,50 mg kg<sup>-1</sup> e 171,86 durante a T1. O valor máximo obtido foi de 244,60 mg kg<sup>-1</sup> durante a T0 e 231,9182 60 mg kg<sup>-1</sup> para T1 (Tabela 3). O coeficiente de variação apresentado para as T0 e T1 foi superior a 20%, com 22,25% e 25,14%, considerados altos segundo Pimentel Gomes (1984).

Não houve diferença estatística significativa para a profundidade de 5-10 cm durante T0 e T1 de avaliação do experimento, com médias de 211,06 mg kg<sup>-1</sup> e 234,84 mg kg<sup>-1</sup> para tempo 1 e tempo 2 respectivamente (Figura 11). Sob sistema agrícola de cultivo convencional já foram relatados valores médios entorno de 349 mg kg<sup>-1</sup> (BALOTA, 2018).

Em estudos de nove anos, amostrando componentes físicos de solo franco argiloso, em sistemas continuos com diferentes lotações, sistema com tempo de

repouso para aferragem (Multi-paddock) (MP) e campo nativo sem pastejo, a matéria orgânica do solo e a capacidade de troca catiônica foram maiores para pastejo MP e campo nativo (TEAGUE et al., 2011).

Figura 11 – Carbono da biomassa microbiana em sistema MEP e convencional de pastoreio para a profundidade de 5-10 cm



Vale ressaltar que o período de conversão para MEP, bem como a utilização dos piquetes, foi pequeno. Em solos localizados sob clima tropical, apesar de muitas vezes ocorrerem entradas anuais com grandes quantidades de carbono, podem ser verificados menores valores de biomassa e estoque de carbono devido as altas temperaturas (WARDLE; HUNGRIA, 1994).

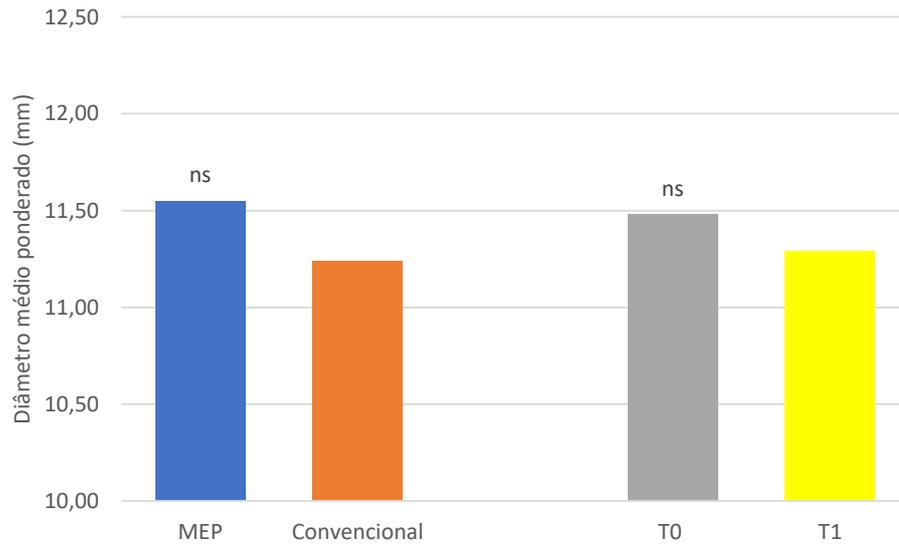
Uma maneira de destacar a influência benéfica do sistema plantio direto em relação ao plantio convencional, é observar a razão entre os carbonos dos sistemas (PD/PC), que expressa o incremento de matéria orgânica. O valor médio desta relação do carbono da biomassa microbiana em clima subtropical e tropical do Brasil varia de 1,16 a 2,77 (BALOTA, 2015). No presente trabalho a relação MEP/pastejo convencional, na camada de 0-5 cm (T1), foi de 1,45.

### 2.5.3 Diâmetro Médio Ponderado

A agregação do solo é mensurada por índices que caracterizam a distribuição dos distintos tamanhos dos agregados. A análise de diâmetro médio ponderado (DMP) estima a quantidade relativa de solo em cada classe de agregados, tal índice se eleva quando se aumenta a porcentagem dos maiores agregados (MADARI, 2004).

Os resultados demonstraram que na profundidade de 0-5 cm não houve diferença significativa, para sistemas, tempo de adoção dos mesmos e interação (Figura 12). Este pode ser explicado pela diminuição do volume de precipitação pluviométrica e/ou tempo hábil para que a matéria orgânica adicionada realizasse suas interações químicas e físicas.

Figura 12 – Dados referentes ao diâmetro médio ponderado do sistema MEP e convencional em T0 e T1, na profundidade de 0-5 cm



Agregados que apresentam valores elevados de DMP (11,50 mm) não são sinônimos de adequada distribuição de tamanho de poros em seu interior, o que pode implicar em qualidade estrutural variável (PORTUGAL et al., 2010).

Para profundidade 5-10 cm, foi observado, para o DMP, diferença significativa entre os tempos de adoção dos sistemas (Figura 13). O fato pode estar associado ao desenvolvimento radicular e atividade de Poaceae.

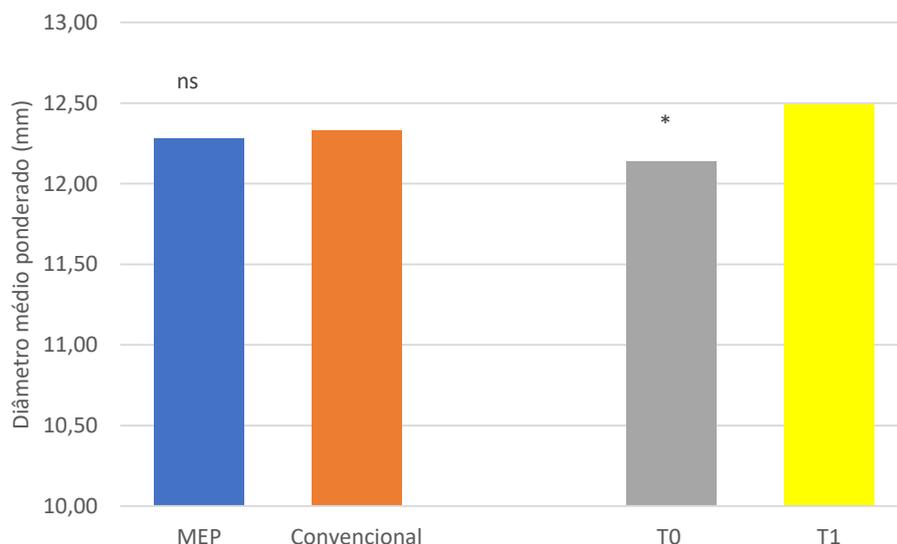
A melhor agregação do solo em pastagem é atribuída ao fato das Poaceae possuírem um sistema radicular abundante, com a capacidade de agregar as partículas do solo pela liberação de exsudatos. Além da maior atividade micorrízica devido a fatores como a alta capacidade micotrófica durante todo o ano (BALOTA, 2018).

Visando realizar a separação dos agregados estáveis em água por tamanho em trabalho analisando o diâmetro médio ponderado em solos (Latosolo Vermelho eutroférico, > 700 g kg<sup>-1</sup> de argila, clima Cfa) de floresta, plantio direto e convencional, relatou-se valores de Diâmetro Médio Ponderado (DMP) de 11,1, 7,9 e 4,3 mm respectivamente (MADARI et al., 2005).

Também objetivando caracterizar sistemas de manejo (Latossolo Vermelho distrófico de Mata Atlântica, com aproximadamente 400 g kg<sup>-1</sup> de argila), observou-se DMP maior quando do uso de cobertura com pastagem (*Panicum maximum* L.). Foram encontrados valores médios de DMP sob pastagem de 4,2 mm, seguido do sistema plantio direto com 3,0 mm, e convencional com 2,0 mm (camada de 0-5 cm) (PINHEIRO et al., 2004).

Em estudos no Cerrado brasileiro, relatou-se diâmetro médio ponderado (DMP) de 4,02 mm para o Cerrado nativo. No mesmo estudo indicou-se DMP de 3,87 mm para pastagem (camada de 0-5 cm, 641 g kg<sup>-1</sup> de argila, com 20 anos de manejo, *Brachiaria* sp.), já o sistema convencional de lavouras apresentou DMP médio de 2,27 mm (COSTA JUNIOR et al., 2012).

Figura 13 – Dados referentes ao diâmetro médio ponderado em MEP e convencional, nas duas épocas, na profundidade de 5-10 cm



Estudando solo sob manejo de Pastoreio Racional Voisin (PRV) (Neossolos Litólicos Eutróficos, clima Cfa), com e sem árvores, demonstrou-se que os DMPs em área de pastoreio racional Voisin, em camada de 5-10 cm, foram mais elevados, 4,74 mm com árvores e 4,48 mm sem árvores, em relação a 3,83 mm em área de floresta (BOURSCHEID, 2015).

Em PRV (*Sinodum* spp.- Tifton), solo argiloso), os maiores índices de DMP foram relacionados com o efeito de maior estruturação do solo através do sistema radicular da Poaceae, por possuir ampla distribuição (TORRES et al., 2013).

Comparando estrutura do solo (Latossolo Vermelho, 300 g kg<sup>-1</sup> de argila e clima AW) sob várias coberturas do solo no plantio direto, em relação ao preparo convencional e mata nativa. Destaca-se a contribuição positiva do uso de Poaceae

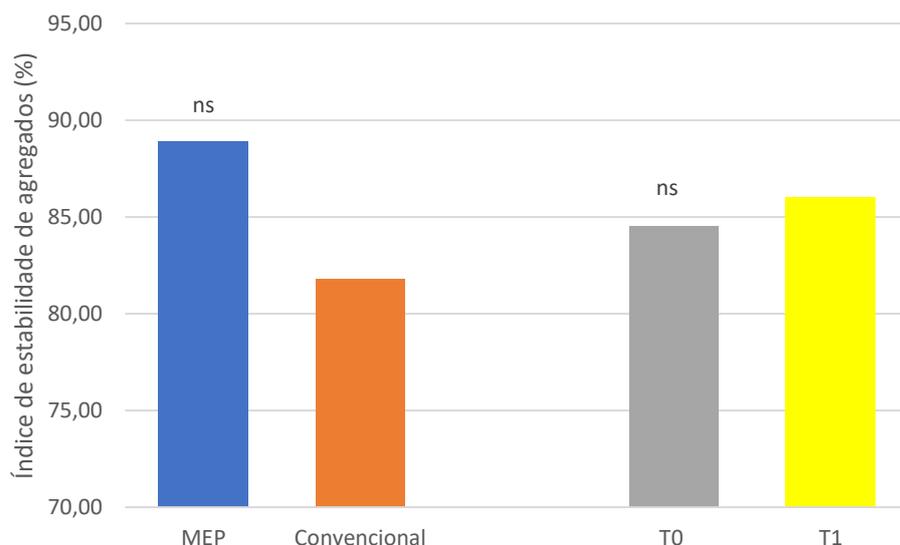
(*Sinodum* spp.-Tifton) no DMP, nas acamadas mais profundas, apresentando resultados iguais a mata nativa e superiores a outras coberturas (WENDLING et al., 2005). No trabalho em voga, na camada de 5-10 cm, DMP foi significativa maior para T1, podendo estar associada ao fato de que ao longo do tempo houve um maior desenvolvimento radicular para os dois sistemas (Figura 13).

#### 2.5.4 Índice de Estabilidade de Agregados

O Índice de Estabilidade de Agregados é utilizado como medida da agregação do solo. O IEA obtido no presente estudo pode ser considerado alto. Para profundidade 0-5 cm não houve diferenças significativas par os sistemas bem como para os tempos de adoção do sistema (Figura 14).

A estrutura do solo é caracterizada pelo arranjo das partículas primárias do solo (areia, silte e argila) em agregados, que são separados por superfícies de baixa resistência. Os agregados são unidades estruturais. A união desta formação, de unidades individualizadas, permite configuração diferenciada do espaço poroso. Esta, tendo reflexos diretos em certas propriedades do solo como: aeração, retenção, infiltração e distribuição de água no solo e ainda quando podem ou não ser suscetíveis à erosão (KER, 2015).

Figura 14 – Valores de IEA para MEP e convencional, em T0 e T1 para a profundidade de 0-5 cm



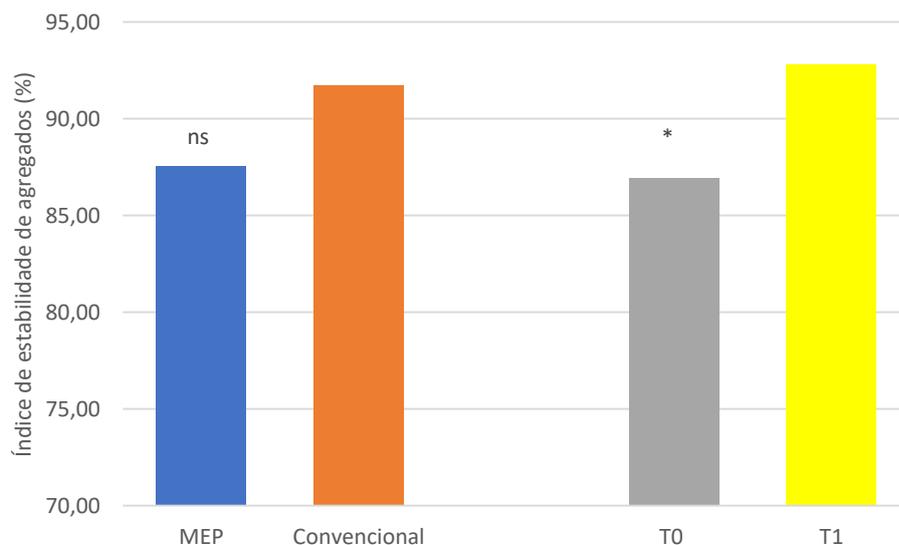
Quando há uma maior estabilidade de agregados, significa dizer que esta é conferida através de agentes cimentantes, relacionados com a biologia do solo, como atividade microbiana, exsudatos liberados por raízes, morte de tecidos, entre outros.

Em estudo realizado em sistemas de manejo do solo, incluindo lavouras em plantio direto, lavouras (soja) em rotação com pastagens em plantio direto e pastagens permanentes (*Brachiaria* sp.), observaram-se IEA de 100% (máximo) para pastagem permanente e 65% em sistema com lavoura de soja (SALTON et al., 2008). O segundo caso demonstra que 65% dos agregados obtidos pelo peneiramento seco ficaram íntegros quando foram peneirados em água.

Existem vários fatores físicos que interferem no estado de agregação do solo, são exemplos, os ciclos de secagem e umedecimento (PORTUGAL et al., 2010). Os tratamentos avaliados no presente estudo passaram por um período de estiagem por vários meses o que pode ter ocasionado a não diferença entre os mesmos. Houve diferença significativa ao longo do tempo para a profundidade de 5-10 cm para T1 (Figura 15). Esse fator pode ser explicado pelo desenvolvimento radicular característicos das Poaceas.

Em estudos de nove anos, amostrando componentes físicos de solo franco argiloso (0-15 cm), em sistemas contínuos com diferentes lotações, sistema com tempo de repouso para a forragem (Multi-paddock)(MP) e campo nativo sem pastejo, a estabilidade de agregados do solo foi maior para MP em relação a contínuo com alta lotação. A estabilidade de agregados média foi de 93% para MP e de 81% para contínuo com alta lotação (TEAGUE et al., 2011).

Figura 15 – Valores de IEA para os sistemas MEP e convencional nas duas coletas para a profundidade 5-10 cm



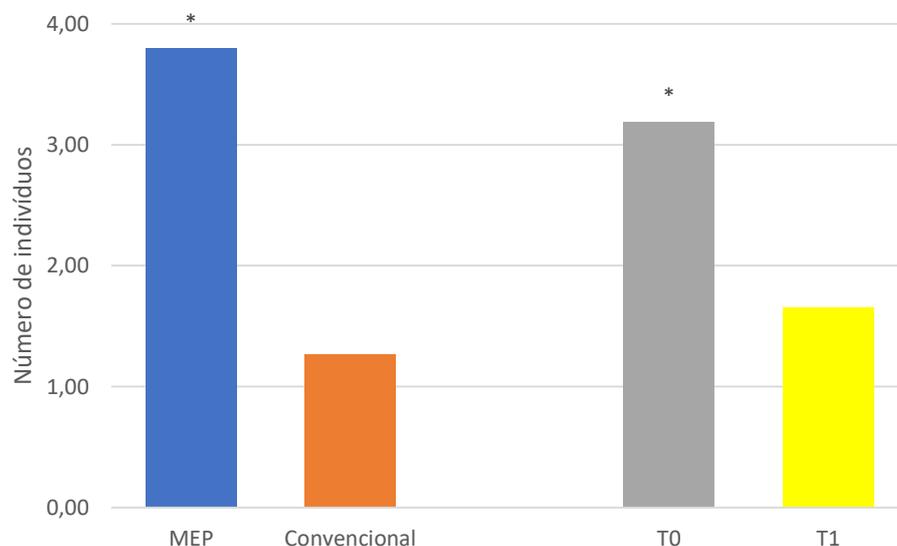
### 2.5.5 Macrofauna Edáfica e Índices de Diversidade

Para a profundidade de 0-5 cm, obteve-se coeficiente de variação de 66,73%, já na camada 5-10 cm o CV foi de 74,75%, ambos considerados muito altos (PIMENTEL GOMES, 1984). Porém deve-se considerar o fato que organismos vivos, populações recorrentes, onde a quantidade de indivíduos pode ser extremamente alta em um determinado grupo e baixa ou inexistente nos demais. Sendo assim o teste de normalidade indicou valores discrepantes, que foram removidos para análise de variância (Figuras 16 e 17). Para análise de diversidade estes foram mantidos (Tabela 06).

Para profundidade de 0-5cm, houve diferenças significativamente para macrofauna entre sistemas e entre tempos de adoção dos mesmos (Figura 16).

As diferentes práticas de manejo do solo causam impacto e conseqüente podem causar variação na densidade e riqueza dos organismos da macrofauna do solo (LIMA et al., 2010). Estudando a densidade da macrofauna em sistema de pastagem em clima temperado (França), observaram-se maiores densidades da macrofauna em pastagem com maior quantidade e diversidade de serrapilheira e em locais com maiores quantidades de dejetos animais (DECAËNS et al., 1998). Os mesmos autores verificaram que a maior diversidade de matéria orgânica na superfície proporciona habitats e alimento para a maioria das espécies de invertebrados, o que pode ser extrapolado para este trabalho.

Figura 16 – Número de indivíduos da macrofauna edáfica para os dois sistemas de manejo e as duas épocas de coleta para o manejo ecológico de pastagens, profundidade 0-5 cm

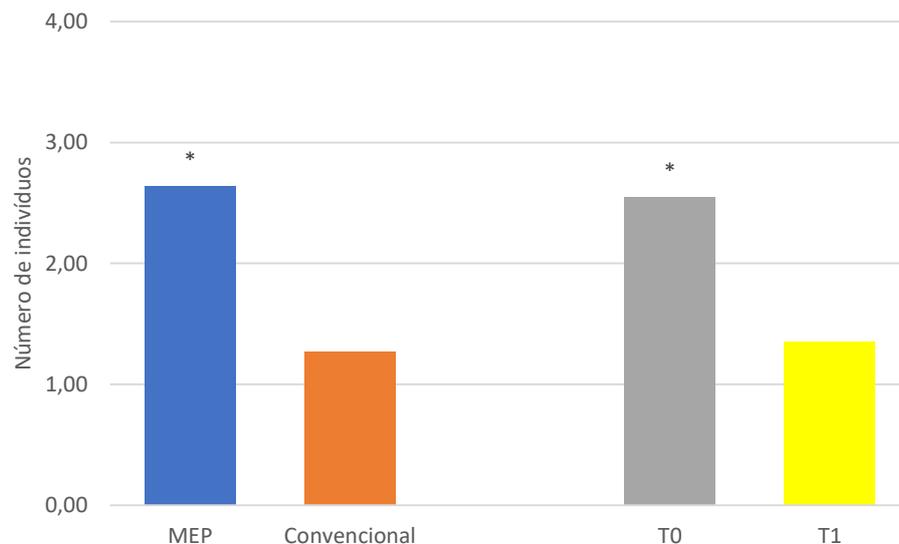


No presente trabalho, conforme análise de variância e teste t, houve diferenças entre sistemas, com o MEP apresentando valores maiores antes mesmo da implantação do sistema (Figura 17). Nos dois manejos houve diminuição na macrofauna conforme tempo de adoção.

Para a profundidade de 5-10 cm obteve-se coeficiente de variação para sistemas foi de 53 % e para tempo de adoção foi de 70 %, ambos considerados muito altos (PIMENTEL GOMES, 1984).

Na camada de 5-10 cm, repetiu-se, com magnitudes menores, resultados encontrados na camada 0-5 cm. Observaram-se diferenças entre sistemas, com o MEP apresentando valores maiores antes mesmo da implantação do sistema (Figura 17). Nos dois sistemas houve diminuição na macrofauna conforme tempo de adoção. Não houve interação entre os fatores.

Figura 17 – Número de indivíduos da macrofauna edáfica para os dois sistemas de manejo e as duas épocas de coleta para o manejo ecológico de pastagens, profundidade 5-10 cm



O número de organismos que podem ocorrer no solo é determinado pela quantidade de alimento existente no local. A permanência dos resíduos orgânicos na superfície do solo facilita a permanência dos invertebrados edáficos. A pastagem possui proteínas disponibilizando nitrogênio como fonte de energia para a reprodução dos organismos do solo (KLENK, 2010). Tal fato corrobora com o trabalho pois foram encontradas maiores quantidades de macrofauna onde, pelo pousio, havia maior cobertura do solo com pasto no MEP. Um dos princípios do MEP (cuja base é o sistema Voisin) prevê período de pastoreio e período de descanso sem pastoreios, de tal forma a não prejudicar a forrageira predominante.

Com utilização do método proposto (ANDERSON; INGRAM, 1993), independente do manejo do solo, foram identificados 170 indivíduos incluindo os sistemas e os tempos de adoção, distribuídos em 9 grupos taxonômicos (Tabela 06). Os grupos Oligoqueta+Isopetera foram somados por apresentarem funções semelhantes quanto a qualidade do solo (PARRON et al. 2015).

Considerando o total geral, foram encontrados maiores valores em área de MEP T1, apresentando 94 indivíduos, MEP T0 com 49, convencional T0 com 21 e convencional T1 com apenas 6 indivíduos. Tais valores ocorrem porque o uso do solo, tem influência sobre os indivíduos que habitam o solo (TESSARO, 2015).

Os grupos mais representativos para MEP no T0 foram: Oligoqueta apresentando 40,81% dos indivíduos, Formicidae 36,73%, Coleoptera 20,40% e com o menor número para este manejo, o Pseudoescorpionidae, 2,04%. Estes corroboram com trabalho realizado em sistema rotativo de pastagem, onde relatou-se os grupos: Formicidae (formigas), Isoptera (cupins), Coleoptera (coleópteros); Oligoqueta (minhocas e enquitreídeos) (KIENK, 2010).

Tabela 4 – Abundância de indivíduos invertebrados e grupos da fauna euedáfica (soma de quatro amostras de 25 cm comprimento x 20 cm largura x 20 cm de profundidade de solo), Índice H de Shannon e Índice de Pielou nos sistemas de manejo e duas etapas: primeira coleta (T0), segunda coleta (T1), sob manejos manejo ecológico de pastagem (MEP) e convencional © em profundidade de 0-10cm (soma das profundidades e sem retirada de discrepantes)

Grupos	MEP		C	
	T0	T1	T0	T1
Coleóptera	10	7	5	0
Oligoqueta+isoptera	20	75	1	3
Formicidae	18	7	13	3
Aranae	0	1	0	0
Blattaria	0	4	0	0
Ortóptera	0	0	1	0
Díptera	0	0	1	0
Pseudoescorpionidae	1	0	0	0
Total	49	94	21	6
Riqueza/grupos	4	5	5	2
Índice H de Shannon	0,49	0,33	0,25	0,69
Índice de Pielou e ou homogeneidade	0,82	0,47	0,66	1

O grupo mais representativo do MEP no T1 apresentou 79% de indivíduos do grupo Oligoqueta+Isopetera. A ocorrência deste grupo pode indicar solos férteis (ADAMOU et al., 2017). Considerado importante grupo indicador de qualidade do solo,

possui hábitos sedentários, demonstrando maior tempo para repovoamento em áreas degradadas em relação a outros grupos. Possuem sensibilidade a contaminação química pelo acúmulo de metais (WINK et al., 2005). Os térmitas, também conhecidos por cupins ou aleluias, são um dos mais importantes grupos da fauna edáfica, pois têm influência direta na estrutura do solo (BARETTA, 2011).

Devido ao papel dos térmitas, tanto como agentes nos processos de qualificação do solo quanto como pragas (a minoria), principalmente nas regiões tropicais, salienta-se a necessidade de desenvolvimento de mais estudos sobre o equilíbrio destes na macrofauna do solo (FERREIRA et al., 2011).

As Oligoquetas foram representativas na soma Oligoqueta+Isopetera (9 indivíduos) no MEP T1. As minhocas realizam atividades de escavação, alimentação e estão relacionadas com o ciclo do carbono e nitrogênio, regulando processos bioquímicos e microbianos do solo, ainda mais importante, estes organismos facilitam a mineralização de substratos orgânicos lábeis e as emissões de gases de efeito estufa ao liberar C e N presos na serrapilheira e matéria orgânica do solo. A presença de minhocas, elevou as emissões de CO<sub>2</sub> entre (14,3% - 64,8%) e as emissões de N<sub>2</sub>O (entre 3,2% e 48,7%) em diferentes tipos de serrapilheira (ZHENG et al. 2018).

O grupo Formicidae apresentou riqueza de 18 indivíduos para MEP T0, caindo para sete indivíduos na segunda coleta, este fato pode estar relacionado com os fatores climáticos, devido à baixa precipitação que ocorreu no período anterior a T1, ocasionando diminuição da altura de pastagem. Para o sistema convencional na T0 observou-se 13, já na T1 três indivíduos.

A riqueza de espécies de formigas está correlacionada com a complexidade da estrutura do ambiente. A maior riqueza de formigas pode ser encontrada em ambientes onde a complexidade da serrapilheira também é maior (BARETTA et al., 2011). Quando uma única espécie de formiga está presente, pode ser indicativo de ambiente degradado e esta pode se tornar praga (LOURENTE et al., 2007).

Os coleópteros são a maior ordem de insetos, com pelo menos uma centena de famílias e milhares de espécies. Dentre os grupos mais importantes que interagem com o solo estão os escaravelhos (Scarabaeidae), que foram o grupo mais encontrado neste trabalho. Este grupo inclui as larvas chamadas de corós (PARRON et al., 2015).

Esperava-se incremento de coleópteros no solo, conforme aumento no tempo de adoção do sistema MEP, pois a relação deste é direta com dejetos frescos, cuja disponibilidade e concentração é uma das premissas do sistema.

A riqueza dos grupos está relacionada com o número total de grupos, ordens e espécies verificados em certa comunidade, neste caso pode-se relatar como destaque negativo o sistema convencional segunda época (Tabela 4).

O índice de Shannon-Wiener leva em consideração a riqueza obtida das espécies e sua abundância relativa (ODUM, 1983). A abundância relativa pode demonstrar equilíbrio entre espécies, por exemplo o sistema MEP no tempo 1, apresentou uma maior quantidade de indivíduos, porém pelos índices de Shannon-Wiener e de Pielou, fica claro o desequilíbrio entre grupos. Neste caso índices menores que os encontrados na área de MEP, antes de adoção do sistema (T0) (Tabela 06). Geralmente, em manejos agroecológicos, espera-se equilíbrio entre componentes como forma de sustentabilidade.

Utilizando mesmo método e índices, ficou evidente, em comparação de floresta nativa e floresta de pinus (região de clima Cfb), que os referidos índices demonstraram diferenças entre os manejos (maiores valores para a floresta nativa) (POMPEO et al., 2016). Já em estudo, também com usos e manejos extremos, os valores de índice de Shannon-Wiener, mostraram diferenças entre manejo agroecológico, fruticultura convencional e área de solo degradada, o mesmo não foi confirmado pelo índice de Pielou (RIBEIRO et al., 2018).

Esperava-se no sistema MEP aumento em número de indivíduos e grupos de invertebrados. Embora houve aumento na soma Oligoqueta+isoptera, somente aumento deste grupo não demonstra melhora na qualidade biológica do solo. Ressaltando que a adoção do sistema MEP tendeu a aumentar a densidade do solo, bem como enfrentou-se estresse hídrico durante os meses de adoção do referido sistema.

#### 2.5.6 Pastagens Antes e Após a Implantação do MEP

Nas Figuras 19 e 20, são apresentados aspectos visuais da pastagem nos tempos T0 e T1, no manejo ecológico de pastagens. A imagem, anterior à instalação dos piquetes do MEP (mesmo com 40 dias de descanso) possui pastagem com tamanho reduzido e ocorrência de plantas espontâneas de porte arbustivo (Figura 18).

Figura 18 – Registro fotográfico anterior à instalação dos piquetes



Figura 19 – Registro fotográfico realizado após 11 meses de implementação do sistema MEP



O segundo registro, realizado no temo 1, demonstra o surgimento de pastagens nativas da região que foram observadas, somente no MEP. As espécies encontradas, além da *Brachiaria spp.* (predominante anteriormente à instalação do MEP) foram: *Schizachyrium microstachyum* e *Arachis burkatii*.

A espécie *Schizachyrium microstachyum*, que ocorre geralmente em áreas de campos úmidos, solos arenosos úmidos, é uma das espécies mais presente na América do Sul, está distribuída pela Argentina, Brasil e Uruguai (NEVES, 2011). Por possuir ampla ocorrência em diversos países, o *Schizachyrium microstachyum*, permite inferir que possui capacidade adaptativa para se estabelecer em diversos ambientes, dessa maneira ocorre em locais de recuperação de áreas degradadas. Esta espécie possui crescimento estolonífero e rizomatoso, com boa qualidade nutricional, possui grande área foliar específica, surgindo em pastejos com maiores frequências

e intensidade, como ocorreu quando houve implementação do MEP (TASCHETTO, 2017).

O *Arachis burkatii*, também conhecido como amendoim nativo, é da família Fabaceae forrageira herbácea, perene e estolonífera. Sua altura alcança entre 20 a 35 cm de altura, apresenta excelente capacidade de consorciação com poaceas, elevado vigor e alta produtividade de matéria seca. Possui boa palatabilidade, melhorando a qualidade da dieta animal, devido ao seu elevado teor de proteína e alta digestibilidade (MIQUELONI; DE ASSIS, 2020).

As plantas espontâneas, muitas vezes combatidas pelos pecuaristas, possuem reservas de hormônios, minerais e vitaminas ausentes em pastagens com apenas uma espécie de vegetal. Tais plantas podem ser utilizadas pelos bovinos como “tempero gastronômico” e também como automedicação, quando os animais são portadores de afecções estomacais (WACHHOLZ et al., 2011).

As plantas nativas, tendem a aumentar a diversidade da macrofauna edáfica e das comunidades microbianas, com isso podemos inferir que possuem várias propriedades benéficas para o solo, como as melhorias dos atributos biológicos, físicos e químicos. Segundo Lange et al. (2015), essa diversificação ocorre através das entradas de matéria orgânica e regulação do conteúdo de água no solo.

## 2.6 CONCLUSÕES

O sistema de manejo ecológico de pastagens apresentou resultados estatisticamente significativos positivos para carbono da biomassa microbiana e neste tratamento haviam Oligoquetas e Isopteros, considerados organismos benéficos do solo, além de maior diversidade de pastagens. Porém o manejo ecológico de pastagens apresentou resultados estatisticamente significativos negativos para densidade do solo.

## REFERÊNCIAS

ABDALLA, M. et al. Critical review of the impacts of grazing intensity on soil organic carbon storage and other soil quality indicators in extensively managed grasslands. **Agriculture, ecosystems e environment**, v. 253, p. 62-81, 2018.

ADAMOU, I. et al. Soil degradation in the Sudano-Guinea savannas of Mbe, Cameroon: farmers' perception, indicators and soil fertility management strategies.

**Research Journal of Agriculture and Biological Sciences**, v. 3, n. 6, p. 907-916, 2007.

AGUIAR, A. P. A. **Manejo de pastagens**. Guaíba: Agropecuária. p.139, 1998.

AHARONI, Y. et al. Grazing behaviour and energy costs of activity: A comparison between two types of cattle. **Journal of animal science**, v. 87, n. 8, p. 2719-2731, 2009.

ALMEIDA, D. de O.; BAYER, C.; ALMEIDA, H. C. Fauna e atributos microbiológicos de um Argissolo sob sistemas de cobertura no Sul do Brasil. **Pesquisa Agropecuaria Brasileira**, v. 51, n. 9 (set. 2016), p. 1140-1147, 2016.

ÁLVARO-FUENTES, J. et al. Soil biochemical properties in a semiarid Mediterranean agroecosystem as affected by long-term tillage and N fertilization. **Soil and Tillage Research**, v. 129, p. 69-74, 2013.

ALVES, T. dos S. et al. Biomassa e atividade microbiana de solo sob vegetação nativa e diferentes sistemas de manejos. **Acta Scientiarum Agronomy**, v. 33, n. 2, p. 341-347, 2011.

ANGELO, C.; RITTL, C. Análise das Emissões Brasileiras de Gases de Efeito Estufa e suas implicações para as metas do Brasil, 1970-2018. **Sist. Estim. Emiss. Gases Efeito Estufa**, p. 1-33, 2019.

ARAÚJO, A. S. F.; MELO, W. J. **Biomassa microbiana do solo**. Teresina: Universidade Federal do Piauí, p. 150, 2012.

ASSAD, M L. L.; ALMEIDA, J. Agricultura e sustentabilidade - Contexto, Desafios e Cenários. **Ciências e Ambiente**, v. 29, p.15-30, 2004.

BALBINOT JUNIOR, A. A. et al. Integração lavoura-pecuária: intensificação de uso de áreas agrícolas. **Ciência Rural**, v. 39, n. 6, p. 1925-1933, 2009.

BALESTRINI, R. et al. Plant-soil biota interactions. **Soil microbiology, ecology and biochemistry**, p. 311-338, 2015.

BALOTA, E. L. **Manejo e qualidade biológica do solo**. Londrina: Mecenias, 2018.

BARÃO, L. et al. Assessment of promising agricultural management practices. **Science of The Total Environment**, v. 649, p. 610–619, 2019.

BARCELLOS, Alexandre de Oliveira et al. Sustentabilidade da produção animal baseada em pastagens consorciadas e no emprego de leguminosas exclusivas, na forma de banco de proteína, nos trópicos brasileiros. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 37, p. 51-67, 2008.

BARDGETT, R. D. VAN DER PUTTEN, W. H. Belowground biodiversity and ecosystem functioning. **Nature**, v. 515, n. 7528, p. 505-511, 2014.

- BARETTA, D. et al. Soil fauna and its relation with environmental variables in soil management systems. **Revista Ciência Agronômica**, v. 45, n. 5, p. 871-879, 2014.
- BARTZ, M. L. C. et al. Earthworm richness in land-use systems in Santa Catarina, Brazil. **Applied Soil Ecology**, v. 83, p.59-70, 2014.
- BATEY, T. Soil compaction and soil management—a review. **Soil use and management**, v. 25, n. 4, p. 335-345, 2009.
- BERTOL, I.; DE AZEVEDO, **Manejo e Conservação do Solo e da Água**, p. 197, 2019.
- BLACKBURN, G. A. Hyperspectral remote sensing of plant pigments. **Journal of Experimental Botany**, v.58, n.4, p. 855–867, 2018.
- BLOUIN, M. et al. A review of earthworm impact on soil function and ecosystem services. **European Journal of Soil Science**, v. 64, n. 2, p. 161-182, 2013.
- BOLAN, N. S. et al. Growth and chemical composition of legume-based pasture irrigated with dairy farm effluent. **New Zealand Journal of Agricultural Research**, v. 47, n. 1, p. 85-93, 2004.
- BONO, J. A. M.; MACEDO, M.C.M.; TORMENA, C.A. Qualidade física do solo em um latossolo vermelho da região sudoeste dos cerrados sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.37, p.743-753, 2013.
- BOTTEGA, E. L. et al. Variabilidade espacial de atributos do solo em sistema de semeadura direta com rotação de culturas no cerrado brasileiro. **Revista Ciência Agronômica**, v. 44, p. 1-9, 2013.
- BOURSCHEID, C. A. **Indicadores de Qualidade do Solo na Avaliação do efeito da arborização da pastagem em Pastoreio Racional Voisin**. Florianópolis, p.85, 2015.
- BOWMAN, R. et al. Avian ecology and conservation in an urbanizing world. **Springer Science & Business Media**, 2012.
- BRADY, N.C.; WEIL, R.R. **Elementos da natureza e propriedades dos solos**. 3. Ed. Porto Alegre: Bookman, p. 686, 2013.
- BRASIL. Lei 11.326, de 24 de julho de 2006. Estabelece as diretrizes para a formulação da Política Nacional da Agricultura Familiar e Empreendimentos Familiares Rurais. **Diário Oficial da União**, Brasília, 2006.
- BRAZ et al. Implantação e manejo de sistemas de pastejo rotativos para produção de leite. **Caderno de Ciências Agrárias**, v. 4, n.9, 2012.
- BRILLI, L. et al. Review and analysis of strengths and weaknesses of agro-ecosystem models for simulating C and N fluxes. **Science of the Total Environment**, v. 598, p. 445-470, 2017.

BRISKE, D. D. et al. Climate-change adaptation on rangelands: linking regional exposure with diverse adaptive capacity. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 13, n. 5, p. 249-256, 2015.

BÜNEMANN, E. K. et al. Soil quality – A critical review. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 120, p. 105–125, 2018.

CANTARELLI, E. B. et al. Diversidade de formigas (Hymenoptera: Formicidae) da serrapilheira em diferentes sistemas de uso do solo. **Ciência Florestal**, v. 25, p. 607-616, 2015.

CARVALHO, A. P. et al. **Caracterização dos solos do município de Tibagi, PR**. Embrapa Solos, 2002.

CARVALHO, K. C. C. et al. Chemical modification effect on the mechanical properties of HIPS/coconut fiber composites. **BioResources**, v. 5, n. 2, p. 1143-1155, 2010.

CASTRO FILHO, C. de; MUZILLI, O.; PODANOSCHI, A. L. Estabilidade dos agregados e sua relação com o teor de carbono orgânico num Latossolo Roxo distrófico, em função de sistemas de plantio, rotações de culturas e métodos de preparo das amostras. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 22, p. 527-538, 1998.

CAVIGLIA-HARRIS, Jill L.; SILLS, E. O. Land use and income diversification: comparing traditional and colonist populations in the Brazilian Amazon. **Agricultural Economics**, v. 32, n. 3, p. 221-237, 2005.

COLEMAN, D. C.; CALLAHAM, M. A.; CROSSLEY JR, D. A. Fundamentals of soil ecology. **Academic press**, 2017.

CONANT, R. T.; SIX, J.; PAUSTIAN, K. Land use effects on soil carbon fractions in the southeaster United States. I. Management-intensive versus extensive grazing. **Biology and fertility of soils**, v. 38, n. 6, p. 386-392, 2003.

COOK, T. D.; CAMPBELL, D. T.; SHADISH, W. **Experimental and quasi-experimental designs for generalized causal inference**. 2002.

COOKE, R. F. et al. Cattle adapted to tropical and subtropical environments: social, nutritional, and carcass quality considerations. **Journal of animal science**, v. 98, n. 2, p.14, 2020.

CORDEIRO, L. A. M. et al. Integração lavoura-pecuária e integração lavoura-pecuária-floresta: estratégias para intensificação sustentável do uso do solo. **Embrapa Cerrados**, 2015.

COSTA JUNIOR, C. et al. Carbono em agregados do solo sob vegetação nativa, pastagem e sistemas agrícolas no bioma Cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p.311-1321, 2012.

COSTA, M. J. da et al. Atributos químicos e físicos de um Latossolo sendo influenciados pelo manejo do solo e efeito da gessagem. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 29, p. 701-708, 2007.

COUTINHO, F. S. et al. Atributos edáficos em áreas de agricultura, pastagem e três estágios sucessionais de floresta. **Floresta e Ambiente**, v. 24, n. 0, 2017.

DA SILVA, E. E.; DE AZEVEDO, P. H. S.; DE-POLLI, H. Determinação do carbono da biomassa microbiana do solo (BMS-C). **Embrapa Agrobiologia-Comunicado Técnico (INFOTECA-E)**, 2007.

DE OLIVEIRA SILVA, M. et al. Indicadores químicos e físicos de qualidade do solo. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 7, p. 47838-47855, 2020.

DE OLIVEIRA, G. G. et al. Indicadores de qualidade física para Argissolos sob pastagens nas regiões leste e sul de Minas Gerais. **Revista de Ciências Agrárias Amazonian Journal of Agricultural and Environmental Sciences**, v. 58, n. 4, p. 388-395, 2015.

DELONGE, M.; BASCHE, A. Managing grazing lands to improve soils and promote climate change adaptation and mitigation: a global synthesis. **Renewable Agriculture and Food Systems**, v. 33, n. 3, p. 267–278, 2018.

DENG, L.; ZHANG, Z.; SHANGGUAN, Z. Long-term fencing effects on plant diversity and soil properties in China. **Soil and Tillage Research**, v. 137, p. 7–15, 2014.

DIAS-FILHO, M. B. Desafios da produção animal em pastagens na fronteira agrícola brasileira. **Embrapa Amazônia Oriental-Documentos (INFOTECA-E)**, 2011.

DIAS-FILHO, M. Bernardino. Diagnóstico das pastagens no Brasil. **Embrapa Amazônia Oriental-Documentos (INFOTECA-E)**, 2014.

DO VALLE, E. R.; PEREIRA, M. de A. Histórico e avanços do Programa Boas Práticas Agropecuárias-Bovinos de Corte (BPA) entre 2003 e 2019. **Embrapa Gado de Corte-Documentos (INFOTECA-E)**, 2019.

DORAN, J. W. et al. Defining soil quality for sustainable environment. Wisconsin, US: **Soil Science Society of America**, p. 1–20, 1994.

DOS SANTOS SILVA, K. W.; DOS SANTOS, E. N.; DE MELO, M. A. D. Aplicação dos índices biológicos para avaliar a qualidade de água do rio Ouricuri no Município de Capanema, Estado do Pará, Brasil. **Revista Pan-Amazônica de Saúde**, v. 7, n. 3, p. 10-10, 2016.

DOS SANTOS, H. G. et al. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília, DF: Embrapa, 2018.

EISENHAUER, N. et al. Plant diversity effects on soil microorganisms support the singular hypothesis. **Ecology**, v. 91, n. 2, p. 485-496, 2010.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 1999.

FAMINOW, M. D. et al. **Cattle, deforestation and development in the Amazon: an economic, agronomic and environmental perspective**. Cab International, 1998.

FARLEY, J, SCHMITT FILHO, A., ALVEZ, J., DE FREITAS, N.R. How valuing nature can transform agriculture. **Solutions Journal**, v. 2(6), 64-73, 2012.

FERNANDES, B. M. et al. Entrando nos territórios do território. **Campesinato e territórios em disputa**. Editora **Expressão Popular**, p. 190, 2013.

FERREIRA DARNET, L. A. et al. **Aptidões biofísicas e intensificação agroecológica da pecuária leiteira em assentamentos da Amazônia brasileira**. 2021.

FERREIRA, E. V. de O. et al. Ação dos térmitas no solo. **Ciência Rural**, v. 41, n. 5, p. 804-811, 2011.

FINLAYSON, M. et al. **Millennium Ecosystem Assessment: Ecosystems and human well-being: wetlands and water synthesis**. Island Press, 2005.

FITTKAU, E. J.; KLINGE, H. On biomass and trophic structure of the central Amazonian rain forest ecosystem. **Biotropica**, p. 2-14, 1973.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS/FAO. **Grasslands: enable their potential to contribute to greenhouse gas mitigation**. 2009.

GERBER, P. J. et al. Environmental impacts of beef production: Review of challenges and perspectives for durability. **Meat science Barking**, v. 109, p. 2-12, 2013.

GILLET, F. et al. Effect of dung deposition on small-scale patch structure and seasonal vegetation dynamics in mountain pastures. **Agriculture, Ecosystems e Environment**, v. 135, n. 1–2, p. 34–41, 2010.

GODFRAY, H. CHARLES J.; GARNETT, T. Food security and sustainable intensification. *Philosophical transactions of the Royal Society*. **Biological sciences**, v. 369, n. 1639, p. 2012, 2014.

GRAEUB, B. E. et al. The State of Family Farms in the World. **World Development**, v. 87, p. 1-15, 2016.

GREENWOOD, K. L.; MCKENZIE, B. M. Grazing effects on soil physical properties and the consequences for pastures: a review. **Australian Journal of Experimental Agriculture**, v. 41, n. 8, p. 1231-1250, 2001.

HANEY, R. L. et al. The soil health tool—Theory and initial broad-scale application. **Applied Soil Ecology**, v. 125, p. 162–168, abr. 2018.

HAYGARTH, P. M., RITZ, K. The future of soils and land use in the UK: soil systems for the provision of land-based ecosystem services. **Land Use Policy**, v. 26, p. 187-197, 2009.

HAYNES, R. J.; WILLIAMS, P. H. Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem. **Advances in agronomy**, v. 49, p. 119-199, 1993.

HE, Y. et al. A modelling approach to evaluate the long-term effect of soil texture on spring wheat productivity under a rain-fed condition. **Scientific reports**, v. 4, n. 1, p. 1-10, 2014.

HEBB, C. et al. Soil physical quality varies among contrasting land uses in Northern Prairie regions. **Agriculture, Ecosystems e Environment**, v. 240, p. 14-23, 2017.

HO, J. et al. Ranching practices interactively affect soil nutrients in subtropical wetlands. **Agriculture, Ecosystems e Environment**, v. 254, p. 130–137, 2018.

HOFFMANN, R. B. et al. Efeito do manejo do solo no carbono da biomassa microbiana. **Brazilian Journal of Animal and Environmental Research**, v. 1, n. 1, p. 168-178, 2018.

HÖLLDOBLER, B. et al. **The ants**. Harvard University Press, 1990.

HUFFAKER, R. G.; WILEN, James E. Animal stocking under conditions of declining forage nutrients. **American Journal of Agricultural Economics**, v. 73, n. 4, p. 1213-1223, 1991.

IHLENFELD, R. G. K. Análise dos impactos dos cenários de mudanças climáticas na produção vegetal na região do planalto norte do Rio Grande do Sul, com uso do modelo EPIC. 2016. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Pato Branco, 2016.

INAES, I. A. E. DE S. **Estado da Arte das Pastagens em Minas Gerais**. 1. ed. Belo Horizonte: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2015.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA/IBGE. **Censo Agropecuário 2017**: Resultados preliminares. 2017. Disponível em: [https://censos.ibge.gov.br/agro/2017/templates/censo\\_agro/resultadosagro/informativos.html](https://censos.ibge.gov.br/agro/2017/templates/censo_agro/resultadosagro/informativos.html). Acesso em: 28/Out. 2019.

JOINT FAO/WHO EXPERT COMMITTEE ON FOOD ADDITIVES. MEETING; STAFF. **Compendium of food additive specifications: joint FAO/WHO expert committee on food additives: 67th meeting 2006**. Food e Agriculture Org., 2006.

KABIRI, V.; RAIESI, F.; GHAZAVI, M. A. Tillage effects on soil microbial biomass, SOM mineralization and enzyme activity in a semi-arid Calcixerepts. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 232, p. 73-84, 2016.

KER, J. C. et al. (Ed.). Pedologia: fundamentos. **Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, 2015.

KLENK, L. A. **Macrofauna invertebrada edáfica em pastagens com pastoreio rotativo sob diferentes preparos orgânicos em condições subtropicais no Sul do Brasil**. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Paraná. 54p. 2010.

LANGE, M. et al. Biotic and abiotic properties mediating plant diversity effects on soil microbial communities in an experimental grassland. **PloS one**, v. 9, n. 5, p. e96182, 2014.

LAVELLE, P. et al. Ecosystem engineers in a self-organized soil: a review of concepts and future research questions. **Soil Science**, v. 181, n. 3/4, p. 91-109, 2016.

LENTON, T. M. et al. Tipping elements in the Earth's climate system. **Proceedings of the national Academy of Sciences**, v. 105, n. 6, p. 1786-1793, 2008.

LIMA, S. S. de et al. Relação entre macrofauna edáfica e atributos químicos do solo em diferentes agroecossistemas. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 45, n. 3, p. 322-331, 2010.

LOWDER, S. K., SKOET, J., RANEY, T. The Number, Size, and Distribution of Farms, Smallholder Farms, and Family Farms Worldwide. **World Development Elsevier**, v. 87, p. 16-29, 2016.

MACARTHUR, R.; RECHER, H.; CODY, M. On the relation between habitat selection and species diversity. **The American Naturalist**, v. 100, n. 913, p. 319-332, 1966.

MACEDO, M. C. M.; ZIMMER, A. H. Sistema pasto-lavoura e seus efeitos na produtividade agropecuária. **Simpósio sobre ecossistemas de pastagens**, v. 2, p. 216-245, 1993.

MACHADO FILHO, L. C. P. Conceituando o “tempo ótimo de repouso” em Pastoreio Racional Voisin. **Cadernos de Agroecologia**, v. 6, n. 1, 2011.

MACHMÜLLER, A. et al. Nitrogen-mass flows and balances of dairy farms in the context of the German fertilizer ordinance. **Berichte über Landwirtschaft**, v. 97, n. 2, 2019.

MADARI, B. E. et al. No tillage and crop rotation effects on soil aggregation and organic carbon in a Rhodic Ferralsol from southern Brazil. **Soil e Tillage Reserch.**, v. 80, 185- 200, 2005.

MADARI, B. E. Procedimento para uma estimativa compartimentada do sequestro de carbono no solo. **Technical Communication Embrapa**, n. 22, 2004.

MAIA FILHO, G. H. B. **Avaliação nutricional de pastagem irrigada de capim tanzânia sob diferentes níveis de fertilização com fósforo e nitrogênio**. 2013.

- MALDONADO, A. D. R. M. **Métodos de valoração econômica ambiental e danos ambientais causados pela bovinocultura de corte**. 2006. Dissertação (Mestrado em Agronegócio) – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. Campo Grande. 2006.
- MANZONI, S. et al. Environmental and stoichiometric controls on microbial carbon-use efficiency in soils. **New Phytologist**, v. 196, n. 1, p. 79-91, 2012.
- MARCHÃO, R. L. et al. Soil macrofauna under integrated crop-livestock systems in a Brazilian Cerrado Ferralsol. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 44, n. 8, p. 1011-1020, 2009.
- MARGULIS, S. **Causes of deforestation of the Brazilian Amazon**. World Bank Publications, 2004.
- MCBRATNEY, A., FIELD, D.J., KOCH, A. The dimensions of soil security. **Geoderma** n. 213, p. 203–213, 2014.
- MCDONALD, S. E. et al. Efeitos ecológicos, biofísicos e de produção da incorporação do repouso em regimes de pastejo: Uma meta-análise global. **Journal of Applied Ecology**, v. 56, n. 12, pág. 2723-2731, 2019.
- MCSHERRY, M. E.; RITCHIE, M. E. Effects of grazing on grassland soil carbon: a global review. **Global change biology**, v. 19, n. 5, p. 1347-57, 2013.
- MELERO, S. et al. Long-term effect of tillage, rotation and nitrogen fertiliser on soil quality in a Mediterranean Vertisol. **Soil and tillage research**, v. 114, n. 2, p. 97-107, 2011.
- MELLO, A. C. L. de et al. Degradação ruminal da matéria seca de clones de capim-elefante em função da relação folha/colmo. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 35, n. 4, p. 1316-1322, 2006.
- MIGUEL, F. R. M.; VIEIRA, S. R.; GREGO, C. R. Variabilidade espacial da infiltração de água em solo sob pastagem em função da intensidade de pisoteio. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 44, n. 11, p. 1513-1519, 2009.
- MIQUELONI, D. P.; DE ASSIS, G. M. L. **Amendoim forrageiro: principais características, uso e melhoramento genético**, p. 1-388–416, 2020.
- MORENO, C. E. et al. Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. **Revista mexicana de biodiversidad**, v. 82, n. 4, p. 1249-1261, 2011.
- NAWAZ, M. F.; BOURRIÉ, G.; TROLARD, F. Soil compaction impact and modelling. A review. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 33, n. 2, p. 291–309, 2013.
- NEHER, D. A. Ecology of plant and free-living nematodes in natural and agricultural soil. **Annual review of phytopathology**, v. 48, 2010.

- NEVES, B. T.; ZANIN, A. Sinopse das espécies nativas e subespontâneas de Andropogoneae Dumort.(Poaceae) na Ilha de Santa Catarina, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 25, n. 4, p. 916-928, 2011.
- NORTON, B. E.; BARNES, M.; TEAGUE, R. **Grazing Management Can Improve Livestock Distribution. Rangelands**, v. 35, n. 5, p. 45–51, 2013.
- ODUM, H. T. **Systems Ecology; an introduction**. 1983.
- OENEMA, O. et al. Nitrous oxide emissions from grazed grassland. **Soil use and Management**, v. 13, p. 288-295, 1997.
- OLIVEIRA, E. **Manual de manejo e conservação do solo e da água para o estado do Paraná**. p. 197, 2019.
- OUÉDRAOGO-KONÉ, S.; KABORÉ-ZOUNGRANA, C. Y.; LEDIN, I. Behaviour of goats, sheep and cattle on natural pasture in the sub-humid zone of West Africa. **Livestock Science**, v. 105, n. 1-3, p. 244-252, 2006.
- PACHECO, P.; POCCARD-CHAPUIS, R. The complex evolution of cattle ranching development amid market integration and policy shifts in the Brazilian Amazon. **Annals of the Association of American Geographers**, v. 102, n. 6, p. 1366-1390, 2012.
- PARANÁ, SECRETARIA DE ESTADO DA AGRICULTURA E DO ABASTECIMENTO – SEAB, Departamento de Economia Rural – DERAL. **Valor bruto da produção agrícola em 2017**. Acesso em: set 2019. Disponível: [em:http://www.agricultura.pr.gov.br/arquivos/File/deral/Analise/AnaliseVBP2017ResumidaVD.pdf](http://www.agricultura.pr.gov.br/arquivos/File/deral/Analise/AnaliseVBP2017ResumidaVD.pdf)
- PAUDEL, B. R. et al. Soil quality indicator responses to row crop, grazed pasture, and agroforestry buffer management. **Agroforestry Systems**, v. 84, n. 2, p. 311-323, 2012.
- PINHEIRO, E. F. M.; PEREIRA, M. G.; ANJOS, L. H. C. Aggregate distribution and soil organic matter under different tillage systems for vegetable crops in a Red Latosol from Brazil. **Soil e Tillage Reserch**, v. 77, p. 79–84, 2004.
- PITTELKOW, C. M. et al. Optimizing rice yields while minimizing yield-scaled global warming potential. **Global change biology**, v. 20, n. 5, p. 1382-1393, 2014.
- PITTELKOW, C. M. et al. Productivity limits and potentials of the principles of conservation agriculture. **Nature**, v. 517, n. 7534, p. 365-368, 2015.
- POCCARD-CHAPUIS, R. Atividade leiteira: um desafio para a consolidação da agricultura familiar na região da transamazônica, no Pará. **Cadernos de Ciência & tecnologia**, v. 29, n. 1, p. 269-290, 2012.
- POCCARD-CHAPUIS, R. et al. A cadeia produtiva do leite: uma alternativa para consolidar a agricultura familiar nas frentes pioneiras da Amazônia?. In: **Embrapa**

**Amazônia Oriental-Artigo em anais de congresso (ALICE).** In: ENCONTRO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE SISTEMAS DE PRODUÇÃO, 4, 2001, Belém, PA. Anais. Belém, PA: SBSP: UFPA: Embrapa Amazônia Oriental, 2001.

POMPEO, P. N. et al. Fauna e sua relação com atributos edáficos em Lages, Santa Catarina – Brasil. **Revista Scientia Agraria**, v. 17, n. 1, p. 42-51, 2016.

PORTELA, J. et al. Restauração da estrutura do solo por sequências Culturais implantadas em semeadura direta, e sua Relação com a erosão hídrica em distintas condições físicas de superfície. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 1, p.1353-1364, 2010.

PORTUGAL, A. F. et al. Estabilidade de agregados em Argissolo sob diferentes usos, comparado com mata. **Revista Ceres**, v. 57, n. 4, p. 545-553, 2010.

POTT, C. A. et al. Qualidade física do solo em sistemas florestais, pecuários e integrados de produção. **Brazilian Journal of Applied Technology for Agricultural Science**, v. 10, n. 2, 2017.

PRIMAVESI, A. M. **Manejo Ecológico de pastagens.** Nobel, 2a. edição, São Paulo, 2012.

PULIDO, M. et al. Reduction of the frequency of herbaceous roots as an effect of soil compaction induced by heavy grazing in rangelands of SW Spain. **Catena**, v. 158, p. 381–389, 2017.

PULIDO, M. et al. The impact of heavy grazing on soil quality and pasture production in rangelands of SW Spain. **Land Degradation e Development**, v. 29, n. 2, p. 219-230, 2018.

RAJÃO, R. et al. The rotten apples of Brazil's agribusiness. **Science**, v. 369, n. 6501, p. 246-248, 2020.

RAKKAR, M. K.; BLANCO-CANQUI, H. Grazing of crop residues: Impacts on soils and crop production. **Agriculture, Ecosystems e Environment**, v. 258, p. 71-90, 2018.

RAMOS, E. da Costa et al. **Avaliação da qualidade do solo em sistemas de pastagem extensiva e rotacionada.** 2018.

REICHERT, J.M.; SUZUKI, L.E.A.S.; REINERT, D.J. Compactação do solo em Sistemas agropecuários e florestais: Identificação, efeitos, limites críticos e mitigação. **Ciência do Solo**, v. 5, p. 49-134, 2007.

REINERT, D. J. et al. Limites críticos de densidade do solo para o crescimento de raízes de plantas de cobertura em argissolo vermelho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 5, p. 1805–1816, 2008.

RESZKOWSKA, A. et al. Influence of grazing on hydraulic and mechanical properties of semiarid steppe soils under different vegetation type in Inner Mongolia, China. **Plant and Soil**, v. 340, n. 1, p. 59-72, 2011.

RIBEIRO, T. P. S. et al. Influência de diferentes sistemas de uso do solo na densidade e diversidade de macrofauna em Boa Vista-RR. **Revista Ambiente, Gestão e Desenvolvimento**, v. 11, n. 01, 2018.

RICKLEFS, R. E. A **Economia da Natureza**. p. 542, 2003.

RIGATTO, P. A.; DEDECEK, R. A.; MATTOS, J. L. M. Influência dos atributos do solo sobre a produtividade de Pinus taeda. **Revista Árvore**, v. 29, n. 5, p. 701-709, 2005.

ROCHE, J. R. et al. A 100-year review: a century of change in temperate grazing dairy systems. **Journal of Dairy Science**, v. 100, n. 12, p. 10189-10233, 2017.

ROLDÁN, A. et al. Changes in soil enzyme activity, fertility, aggregation and C sequestration mediated by conservation tillage practices and water regime in a maize field. **Applied Soil Ecology**, v. 30, n. 1, p. 11-20, 2005.

ROUSSELL, L. et al. Soil macrofauna as indicators of soil quality and land use impacts in smallholder agroecosystems of western Nicaragua. **Ecological indicators**, v. 27, p. 71-82, 2013.

RUSSELL, J. R.; BISINGER, J. J. FORAGES AND PASTURES SYMPOSIUM: Improving soil health and productivity on grasslands using managed grazing of livestock1. **Journal of Animal Science**, v. 93, n. 6, p. 2626–2640, 2015.

SALTON, J. C. et al. Agregação e estabilidade de agregados do solo em sistemas agropecuários em Mato Grosso do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, v. 32, p. 11-21, 2008.

SCHLEGEL, A. J. et al. Corn Response to Long-Term Applications of Cattle Manure, Swine Effluent, and Inorganic Nitrogen Fertilizer. **Agronomy Journal**, v. 107, n. 5, p. 1701–1710, 2015.

SCHWILCH, G. et al. Operationalizing ecosystem services for the mitigation of soil threats: A proposed framework. **Ecological Indicators**, v. 67, p. 586-597, 2016.

SEÓ, H. L. S. et al. Rationally managed pastures stock more carbon than no-tillage fields. **Frontiers in Environmental Science**, v. 5, p. 87, 2017.

SIEGMUND-SCHULTZE, M. et al. Cattle are cash generating assets for mixed smallholder farms in the Eastern Amazon. **Agricultural Systems**, v. 94, n. 3, p. 738-749, 2007.

SIEGMUND-SCHULTZE, M. et al. Valuing cattle on mixed smallholdings in the Eastern Amazon. **Ecological Economics**, v. 69, n. 4, p. 857-867, 2010.

SILVA, A. A.; CASTRO, S. S. Indicadores macro e micromorfológicos da qualidade física de um Latossolo vermelho textura média cultivado com cana-de-açúcar na microrregião de Quirinópolis. **Boletim Goiano de Geografia**, v. 34, n. 2, p. 233-251, 2014.

SILVA, A. P. et al. Influência da forma e posição da encosta nas características do solo e na regeneração natural em áreas de pastagem abandonadas. **Ciência Florestal**, v. 28, p. 1239-1252, 2018.

SILVA, D. J. S. **Indicadores de qualidade do solo na região da campanha do Rio Grande do Sul, sob sistemas de pastoreio Contínuo e Voisin**. 2015. Tese (Doutorado em Sistemas de Produção Agrícola Familiar) - Universidade Federal de Pelotas, 2015.

SILVA, V. R. da; REINERT, D. J.; REICHERT, J. M. Densidade do solo, atributos químicos e sistema radicular do milho afetados pelo pastejo e manejo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 24, n. 1, p. 191-199, 2000.

SILVEIRA NETO, S. et al. **Manual de ecologia de insetos**. São Paulo: Ceres, p. 419, 1976.

SILVEIRA NETO, S. et al. Uso da análise faunística de insetos na avaliação do impacto ambiental. **Scientia agrícola**, v. 52, n. 1, p. 9-15, 1995.

SOUZA, J. T. A. et al. Diversidade de macrofauna edáfica em diferentes ambientes de cultivo no agreste da Paraíba, Brasil. **Revista de Agricultura Neotropical**, v. 4, n. 3, p. 55-60, 2017.

SOUZA, L. M. de et al. Carbono da biomassa microbiana em Latossolos determinado por oxidação úmida e combustão a temperatura elevada. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 50, n. 11, p. 1061-1070, 2015.

STANLEYA, P. L. et al. Impacts of soil carbon sequestration on life cycle greenhouse gas emissions in Midwestern USA beef finishing systems. **Agricultural Systems**, v. 162, p. 249-258, 2018.

STEVENS, A. W. Review: The economics of soil health. **Food Policy**, v. 80, p. 1–9, 2018.

STYLES, D. et al. Climate mitigation by dairy intensification depends on intensive use of spared grassland. **Global change biology**, v. 24, n. 2, p. 681-693, 2017.

TABOADA, M. A. et al. Grazing Impacts on Soil Physical, Chemical, and Ecological Properties in Forage Production Systems. **Soil Science Society of America**, p.301-320, 2011.

TASCHETTO, F. M. et al. **Micorrização em gramíneas de pastagem natural sob pastoreio rotativo**. 2017.

- TEAGUE, R.; BARNES, M. Grazing management that regenerates ecosystem function and grazing land livelihoods. **African Journal of Range & Forage Science**, v. 34, n. 2, p. 77-86, 2017.
- TEAGUE, R.; GRANT, B.; WANG, H.-H. Assessing optimal configurations of multi-paddock grazing strategies in tallgrass prairie using a simulation model. **Journal of Environmental Management**, v. 150, p. 262–273, 2015.
- TEAGUE, W. R. et al. Grazing management impacts on vegetation, soil biota and soil chemical, physical and hydrological properties in tall grass prairie. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 141, n. 3–4, p. 310–322, 2011.
- THAKUR, M. P. et al. Plant diversity drives soil microbial biomass carbon in grasslands irrespective of global environmental change factors. **Global Change Biology**, v. 21, n. 11, p. 4076-4085, 2015.
- TORRES, J. L. R.; JUNIOR, Dilson José Rodrigues; DA SILVA VIEIRA, Dinamar Marcia. Alterações nos atributos físicos do solo em função da irrigação e do pastejo rotacionado. **Irriga**, v. 18, n. 3, p. 558-571, 2013.
- ULMER, K. M. **Managing corn residue and double cropped forages in crop and livestock systems**, 2016.
- VAN HAVEREN, B.P. Soil bulk density as influenced by grazing intensity and soil type on a shortgrass prairie site. **Journal of Range Management**, v. 36, p. 586-588, 1983.
- VANDERBURG, K. L. et al. Trampling and Cover Effects on Soil Compaction and Seedling Establishment in Reseeded Pasturelands Over Time. **Rangeland Ecology e Management**, v. 73, n. 3, p. 452–461, 2020.
- VIDAL, A. et al. High resistance of soils to short-term re-grazing in a long-term abandoned alpine pasture. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 300, p. 107008, 2020.
- VOISIN, A. **Grass Productivity**. London: Island Press. p. 353, 1961.
- WACHHOLZ, J. S. et al. **Diagnóstico do perfil de produtores de leite assentados no município de Rondonópolis–MT**. 2011.
- WALKER, D. Diversity and stability. In: CHERRETT, J.M., ed. *Ecological concepts*. Oxford, Blackwell Scientific Public, p.115-146, 1989.
- WARDLE, D. A. **A biomassa microbiana do solo e sua importância nos ecossistemas terrestres**. EMBRAPA-CNPAP/EMBRAPA-CNPQ/EMBRAPA-SPI, 1994.
- WECKING, A. R. **Paddock scale nitrous oxide emissions from intensively grazed pasture: Quantification and mitigation**. 2021. Tese (Doutorado em Filosofia) - The University of Waikato, 2021.

WENDLING, B.; JUCKSCH, I.; MENDONÇA, E. de S. N., J. C. L. Carbono orgânico e estabilidade de agregados de um Latossolo Vermelho sob diferentes manejos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 40, n. 5, p. 487– 494, 2005.

WILLEKENS, K. et al. Soil quality is positively affected by reduced tillage and compost in an intensive vegetable cropping system. **Applied Soil Ecology**, v. 82, p. 61-71, 2014.

WILSON, C. H. et al. Grazing enhances belowground carbon allocation, microbial biomass, and soil carbon in a subtropical grassland. **Global change biology**, v. 24, n. 7, p. 2997- 3009, 2018.

WINK, C; GUEDES, J. V. C.; FAGUNDES, C. K.; ROVEDDER, A. P. Insetos edáficos como indicadores da qualidade ambiental. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v. 4, p. 60 - 71, 2005.

YODER, R. E. A direct method of aggregate analysis of soils and a study of the physical nature of erosion losses 1. **Agronomy Journal**, v. 28, n. 5, p. 337-351, 1936.

ZEMP, D. C. et al. Deforestation effects on Amazon forest resilience. **Geophysical Research Letters**, v. 44, n. 12, p. 6182-6190, 2017.

ZHAO, Y. et al. Modeling grazing effects on coupled water and heat fluxes in Inner Mongolia grassland. **Soil and Tillage Research**, v. 109, n. 2, p. 75–86, 2010.