



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CAMPUS DE CURITIBANOS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOSISTEMAS AGRÍCOLAS E NATURAIS

LUIZ PAULO PRESTES DE MEDEIROS STIEBLER

**INDICADORES DA SAÚDE DO SOLO NA EFICIÊNCIA DE SISTEMAS
AGROFLORESTAIS VISANDO A RESTAURAÇÃO AMBIENTAL**

Curitibanos

2024

Luiz Paulo Prestes de Medeiros Stiebler

**INDICADORES DA SAÚDE DO SOLO NA EFICIÊNCIA DE SISTEMAS
AGROFLORESTAIS VISANDO A RESTAURAÇÃO AMBIENTAL**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Ecossistemas Agrícolas e Naturais (PPGEAN) do Centro de Ciências Rurais da Universidade Federal de Santa Catarina – Campus de Curitibanos para a obtenção do Grau de Mestre em Ciências.

Orientador: Prof. Dr. Alexandre Siminski
Coorientadoras: Prof. Dra. Júlia Carina Niemeyer
Dra. Ana Lúcia Hanisch

Curitibanos

2024

Ficha catalográfica gerada por meio de sistema automatizado gerenciado pela BU/UFSC.
Dados inseridos pelo próprio autor.

Stiebler, Luiz Paulo Prestes de Medeiros
Indicadores de saúde do solo na eficiência de sistemas
agroflorestais visando a restauração ambiental / Luiz Paulo
Prestes de Medeiros Stiebler ; orientador, Alexandre
Siminski, coorientadora, Julia Carina Niemeyer,
coorientadora, Ana Lúcia Hanisch, 2024.
151 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa
Catarina, Campus Curitibanos, Programa de Pós-Graduação em
Ecossistemas Agrícolas e Naturais, Curitibanos, 2024.

Inclui referências.

1. Ecossistemas Agrícolas e Naturais. 2. Áreas
degradadas. 3. Erva-mate. 4. Floresta Ombrófila Mista. 5.
Fauna edáfica. I. Siminski, Alexandre. II. Niemeyer, Julia
Carina. III. Hanisch, Ana Lúcia IV. Universidade Federal
de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Ecossistemas
Agrícolas e Naturais. V. Título.

Luiz Paulo Prestes de Medeiros Stiebler

**Indicadores da saúde do solo na eficiência de sistemas agroflorestais visando a
restauração ambiental**

O presente trabalho em nível de Mestrado foi avaliado e aprovado, em 28 de março de 2024,
pela banca examinadora composta pelos seguintes membros:

Prof. Dr. Mauricio Sedrez dos Reis
Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC

Dra. Marie Luise Carolina Bartz
Universidade de Coimbra - UC

Certificamos que esta é a versão original e final do trabalho de conclusão que foi julgado
adequado para obtenção do título de Mestre em Ciências.

Coordenação do Programa de Pós Graduação

Prof. Dr. Alexandre Siminski
Orientador

Curitibanos
2024

Dedico esse trabalho especialmente aos meus pais Tânia Mara de Medeiros e Paulo Sergio Stiebler por todo incentivo, orações, apoio, carinho e educação.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente à Deus pela oportunidade da vida, e por todas as bênçãos ao longo dessa caminhada.

Aos meus orientadores Alexandre Siminski, Julia Carina Niemeyer e Ana Lucia Hanisch por todo o apoio, incentivo e motivação durante toda a trajetória. O agradecimento se estende pelo companheirismo criado no decorrer desses anos, sendo em muitos momentos mais que orientadores. Obrigado pelo companheirismo e confiança no meu trabalho, sem dúvidas fizeram muita diferença na minha formação e na vida.

Aos meus pais Tânia Mara de Medeiros e Paulo Sergio Stiebler, por sempre prestarem todo apoio, incentivo, ensinamentos necessários ao longo de minha vida, ao meu padrasto Mike Machado pelo incentivo, ensinamentos e inspiração no desenvolvimento deste trabalho. A minha noiva Maria Eduarda Ossowski por sempre estar presente, apoiando e incentivando em todos os momentos dessa caminhada, vocês todos são um exemplo de vida, resiliência e fonte de inspiração para não desistir de meus objetivos.

A todos os colegas e amigos do curso e dos núcleos de pesquisa NESBIO e NECOTOX que contribuíram de forma muito ativa, sem vocês a realização deste trabalho não seria possível.

A Estação Experimental da Epagri de Canoinhas, que através da parceria, possibilitaram o desenvolvimento da pesquisa.

A Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) junto ao programa de Pós-Graduação em Ecossistemas Agrícolas e Naturais (PPGEAN) e toda a equipe de professores, funcionários, técnicos pelo suporte, amizade e experiências.

Ao programa UNIEDU/FUNDES e FAPESC que possibilitaram a realização deste trabalho através da concessão da bolsa de estudos.

A todos que contribuíram de alguma forma meus cordiais agradecimentos!

RESUMO

STIEBLER, Luiz Paulo Prestes de Medeiros. **Indicadores da saúde do solo na eficiência de sistemas agroflorestais visando a restauração ambiental**. 2024. 151 p. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Ecossistemas Agrícolas e Naturais, Curitibanos, 2024.

No Brasil, a demanda estimada de restauração dessas áreas é de cerca de 21 milhões de hectares. Parte desta área deveria compor Áreas de Preservação Permanente (APP) ou Reserva Legal (RL). Os sistemas agroflorestais (SAFs) vêm sendo difundidos no Brasil como estratégia de restauração possibilitando, além da contribuição ambiental, a produção de alimentos e geração de renda. Apesar disso, ainda há lacunas no que se refere a parâmetros de avaliação e monitoramento dessas estratégias. Considerando a crescente demanda por restauração, iniciativas de pesquisa e extensão, resultaram em uma parceria entre a Epagri e UFSC/PPGEAN, com apoio do Projeto Reforma, na busca de indicadores da eficiência de sistemas agroflorestais como estratégia de restauração ambiental. Diante desse contexto, o presente estudo tem por objetivo avaliar a evolução de características químicas, físicas e biológicas do solo após a implantação de diferentes modelos de SAFs, baseados na cultura da erva-mate (propostos pela Epagri), como estratégias de restauração para regiões de clima frio. Desse modo, foram avaliados três modelos de restauração ativa via SAFs, um modelo de restauração passiva (regeneração natural/pousio), e uma área de referência em mata nativa, sendo eles: (i) SAF Adensado; (ii) SAF Sombreado; (iii) SAF Diversificado; (iv) Restauração Passiva e (v) Mata Nativa. Os indicadores de solo foram mensurados através de análises de solo, determinação de densidade e porosidade do solo e avaliação da fauna edáfica, sazonalmente, através de: armadilhas de queda (*pitfall traps*), funil de Berlese, escavação de monólitos de solo (25 x 25 cm de largura x 20 cm de profundidade, *TSBF*) e lâminas-isca (*bait-lamina*, ISO 18311). Os resultados apontam que as práticas de restauração implementadas estão contribuindo para tornar a comunidade edáfica menos perturbada e beneficiando também as características químicas e físicas do solo, assim como a resiliência do ecossistema. Ambas as estratégias de restauração via SAF e Restauração Passiva demonstraram similaridade, com relação aos indicadores de saúde do solo, em comparação com o ecossistema de referência mata nativa. Nesse sentido, poderiam ser utilizadas como estratégia de restauração das características do solo, considerando os dois primeiros anos de avaliação. A continuidade das avaliações realizadas na área de estudo ao longo dos anos é essencial para fortalecer o arcabouço de dados necessário à implementação de protocolos de restauração através de SAFs.

Palavras-chave: Floresta Ombrófila Mista; áreas degradadas; erva-mate; fauna edáfica.

ABSTRACT

In Brazil, the estimated demand for the restoration of degraded areas is approximately 21 million hectares. Part of this area should compose Areas of Permanent Preservation (APPs) or Legal Reserves (RL). Agroforestry Systems (AFSs) have been disseminated in Brazil as a restoration strategy, enabling not only environmental contribution but also food production and income generation. Nevertheless, there are still gaps regarding the evaluation and monitoring parameters of these strategies. Considering the increasing demand for restoration, research and extension initiatives have resulted in a partnership between Epagri and UFSC/PPGEAN, supported by the Reforma Project, in the quest for indicators of the efficiency of agroforestry systems as environmental restoration strategies. In this context, the present study aims to evaluate the evolution of chemical, physical, and biological soil characteristics following the implementation of different Agroforestry Systems (AFS) models, based on yerba mate cultivation (proposed by Epagri), as restoration strategies for cold climate regions. Therefore, three active restoration models via AFS were evaluated, along with a passive restoration model (natural regeneration/fallow) and a reference area in native forest: (i) Dense AFS; (ii) Shaded AFS; (iii) Diversified AFS; (iv) Passive Restoration; and (v) Native Forest. Soil indicators were measured through soil analyses, determination of soil density and porosity, and assessment of soil fauna, seasonally, using pitfall traps, Berlese funnels, soil monolith excavation (25 x 25 cm wide x 20 cm deep, TSBF), and bait-lamina (ISO 18311). The results indicate that the implemented restoration practices are contributing to making the edaphic community less disturbed and benefiting the chemical and physical properties of the soil, as well as the ecosystem's resilience. Both restoration strategies via AFS and Passive Restoration strategies showed similarity concerning soil health indicators compared to the native forest reference ecosystem. Nonetheless, they could be used for restoring soil characteristics, considering the first two years of evaluation. The continuation of evaluations in the study area over the years is essential to strengthen the data framework necessary for the implementation of restoration protocols through AFS.

Key-words: Araucárias Forest; degraded areas; edaphic fauna; *Ilex paraguariensis*.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização da área experimental na Estação Experimental da EPAGRI de Canoinhas, SC.....	33
Figura 2. Dados de precipitação (mm), temperatura máxima, mínima e média (°C) durante o período de avaliação de outubro de 2022 até outubro de 2023.....	34
Figura 3. Croqui do experimento na Estação Experimental da EPAGRI de Canoinhas, localizada em Papanduva, SC.	35
Figura 4. Delineamento amostral aleatorizado em grade.....	38
Figura 5. Armadilhas de solo (<i>Pitfall traps</i>)	40
Figura 6. Coleta de amostras de mesofauna edáfica com o auxílio de anéis volumétricos. (A) remoção do anel volumétrico do solo com auxílio de pá; (B) acondicionamento da amostra em sacos de polietileno; (C) ferramentas utilizadas para coleta das amostras; (D) anel com conteúdo da amostra intacto.....	41
Figura 7. Escavação de monólitos para coleta e triagem de macrofauna. (A) escavação do monólito e acondicionamento em sacos de polietileno; (B) triagem das amostras fracionada em bandejas; (C) galeria do solo formada por uma minhoca; (D) recipientes de etiquetados para armazenamento do conteúdo das amostras.	42
Figura 8. Instalação e leitura das lâminas-isca (método <i>bait-lamina</i>) para a quantificação da atividade alimentar da fauna edáfica. (A) lâminas-isca instaladas na parcela; (B) aspecto das lâminas após o consumo da isca.....	44
Figura 9. Linha do tempo das atividades desenvolvidas.....	46
Figura 10. Porcentagem média (\pm IC) de consumo de lâminas-isca (<i>bait-lamina</i>) em função das estações do ano e diferentes modelos de sistema agroflorestal como estratégia de restauração na estação experimental da Epagri de Canoinhas, Papanduva, SC, Brasil.	59
Figura 11. Análise NMDS (Non-metric dimensional scaling) dos modelos de restauração ativa via sistemas agroflorestais (SAF), além da restauração passiva e Mata Nativa sem distinção de método de amostragem.....	61
Figura 12. Fotos da oficina de erva-mate realizada no SAF da UFSC/Curitiba e material didático base da oficina.	62
Figura 13. Fotos do dia de campo realizado em setembro de 2023 na Estação Experimental da Epagri de Canoinhas/SC.....	63

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Densidade de plantas por espécies nos tratamentos do experimento.	36
Tabela 2. Pontos amostrais, e unidade de medida para cada uma das técnicas de amostragem dos indicadores de saúde do solo.	38
Tabela 3. pH, Matéria Orgânica (Mat.Org.) Carbono (C), Fósforo (P), Potássio (K), Saturação de Bases (Sat. Bases), Alumínio (Al), Cálcio (Ca) e Magnésio (Mg) em pré-implantação dos modelos de restauração ativa via sistemas agroflorestais (SAF), além da Restauração Passiva e Mata Nativa, um ano e dois anos pós implantação.	48
Tabela 4. Densidade do solo, Teores de Argila, Porosidade Total, Macro Porosidade e Micro Porosidade nas profundidades de 0 a 5 cm, 5 a 10cm e 10 a 20cm nos modelos de restauração ativa via sistemas agroflorestais (SAF), além da Restauração Passiva e Mata Nativa, um ano e dois anos após implantação.	49
Tabela 5. Abundância, Riqueza, Índice de Diversidade de Shannon (H'), Índice de Equitabilidade de Pielou (J') e Índice de Dominância de Simpson (c) dos grupos de fauna amostrados via armadilhas de queda (<i>Pitfall</i>) nos diferentes modelos de restauração ativa via sistemas agroflorestais (SAF), sendo SAF Adensado (SA), SAF Sombreado (SS), SAF Diversificado (SD), além da Restauração Passiva (RP) e Mata Nativa (MN) em função das diferentes estações do ano na Estação Experimental da Epagri de Canoinhas, SC, Brasil.....	51
Tabela 6. Índice de Diversidade de Shannon (H'), Índice de Equitabilidade de Pielou (J') e Índice de Dominância de Simpson (c) dos grupos de fauna edáfica, amostrados pelas armadilhas de queda (<i>Pitfall</i>), nas diferentes estações do ano na Estação Experimental da Epagri de Canoinhas, SC, Brasil.....	52
Tabela 7. Abundância, Riqueza, Índice de Diversidade de Shannon (H'), Índice de Equitabilidade de Pielou (J') e Índice de Dominância de Simpson (c) dos grupos de fauna amostrados via anéis de mesofauna (Berlese) nos diferentes modelos de restauração ativa via sistemas agroflorestais (SAF),, sendo SAF Adensado (SA), SAF Sombreado (SS), SAF Diversificado (SD), além da Restauração Passiva (RP) e Mata Nativa (MN) em função das diferentes estações do ano na Estação Experimental da Epagri de Canoinhas, SC, Brasil.....	54
Tabela 8. Índice de Diversidade de Shannon (H'), Índice de Equitabilidade de Pielou (J') e Índice de Dominância de Simpson (c) dos grupos de fauna amostrados pelos anéis de mesofauna (Berlese) nas diferentes estações do ano na Estação Experimental da Epagri de Canoinhas, SC, Brasil.....	55

Tabela 9. Abundância, Riqueza, Índice de Diversidade de Shannon (H'), Índice de Equitabilidade de Pielou (J') e Índice de Dominância de Simpson (c) dos grupos de fauna amostrados via monólitos de solo (TSBF) nos diferentes modelos de restauração ativa via sistemas agroflorestais (SAF), sendo SAF Adensado (SA), SAF Sombreado (SS), SAF Diversificado (SD), além da Restauração Passiva (RP) e Mata Nativa (MN) em função das diferentes estações do ano na Estação Experimental da Epagri de Canoinhas, SC, Brasil.....	56
Tabela 10. Índice de Diversidade de Shannon (H'), Índice de Equitabilidade de Pielou (J') e Índice de Dominância de Simpson (c) dos grupos de fauna amostrados por monólitos de solo (TSBF) nas diferentes estações do ano na Estação Experimental da Epagri de Canoinhas, SC, Brasil.	57

SUMARIO

1 INTRODUÇÃO	14
2 REFERENCIAL TEÓRICO	17
2.1 HISTÓRICO LEGISLATIVO DE ÁREAS PROTEGIDAS	17
2.2 DEMANDA POR RESTAURAÇÃO DE ÁREAS.....	18
2.3 TÉCNICAS DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA	21
2.3.1 Sistemas agroflorestais como estratégia de restauração ecológica	22
2.4 MONITORAMENTO DE SISTEMAS DE RESTAURAÇÃO.....	24
2.5 INDICADORES DE SAÚDE DO SOLO	24
2.5.1 Indicadores Químicos	25
2.5.2 Indicadores Físicos	26
2.5.3 Indicadores Biológicos	27
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	33
3.1 LOCALIZAÇÃO E HISTÓRICO DA ÁREA EXPERIMENTAL	33
3.2 ANÁLISE QUÍMICA E FÍSICA DO SOLO	36
3.3 AMOSTRAGEM DA COMUNIDADE DE INVERTEBRADOS DO SOLO	37
3.3.1 Delineamento da amostragem	37
3.3.2 Armadilhas de queda (<i>Pitfall traps</i>) (meso e macrofauna)	39
3.3.3 Funil de Berlese-Tüllgren (mesofauna).....	40
3.3.4 Monólito de solo – <i>TSBF</i> (macrofauna)	41
3.4 CÁLCULO DOS ÍNDICES ECOLÓGICOS.....	42
3.5 QUANTIFICAÇÃO DA ATIVIDADE ALIMENTAR DA COMUNIDADE EDÁFICA.....	43
3.6 ANÁLISE DE DADOS.....	44
3.7 TECNOLOGIA DE DIFUSÃO SOCIAL	45
4 RESULTADOS.....	47
4.1 PARÂMETROS QUÍMICOS E FÍSICOS DO SOLO.....	47

4.2 METODOLOGIAS DE AMOSTRAGEM DA COMUNIDADE EDÁFICA.....	50
4.2.1 Estrutura da comunidade edáfica via armadilhas de queda (<i>pitfall</i>)	50
4.2.2 Mesofauna edáfica coletada via anéis de berlese.....	53
4.2.3 Estrutura da comunidade edáfica via escavação de monólitos de solo (TSBF).....	55
4.3 ATIVIDADE ALIMENTAR DA FAUNA EDÁFICA	58
4.4 ESTRUTURA GERAL DA COMUNIDADE EDÁFICA.....	60
4.5 DIFUSÃO DE TECNOLOGIA SOCIAL	62
5 DISCUSSÃO	64
5.1 PARÂMETROS FÍSICOS E QUÍMICOS DO SOLO.....	64
5.2 ESTRUTURA DA COMUNIDADE EDÁFICA.....	66
5.3 ATIVIDADE ALIMENTAR DA FAUNA EDÁFICA	79
5.4 FAUNA EDÁFICA E SUA RELAÇÃO COM O PROCESSO DE RESTAURAÇÃO ...	80
6 CONCLUSÃO	83
REFERENCIAL BIBLIOGRÁFICO.....	85
APENDICE A – AÇÕES E “PUBLICAÇÕES” JUNTO AO PROJETO SAFS E REFORMA	104
APÊNDICE B - RECOMENDAÇÕES DE MANEJO PARA SAFS DE CLIMA FRIO	137

1 INTRODUÇÃO

A degradação dos ambientes naturais através das atividades humanas compromete o funcionamento dos ecossistemas e agroecossistemas e os serviços ecossistêmicos por eles prestados, impactando diretamente as atividades produtivas, a saúde ambiental e a qualidade da vida humana (LIMA et al., 2015). No Brasil, a demanda estimada de restauração para que as propriedades rurais se enquadrem nas prerrogativas do código florestal, regulado pela Lei Federal 12.651/2012, estão na casa de 21 milhões de hectares (SOARES-FILHO, 2014). Essas áreas dentro das propriedades rurais são predominantemente enquadradas como áreas de preservação permanente (APP) e Áreas de Reserva Legal (RL), que deveriam estar ocupadas com vegetação natural, porém estão atualmente ocupadas com atividades agropecuárias e florestais (BRANCALION et al., 2016). Para suprir a demanda de regularização o Código Florestal, estimulou a possibilidade de suspensão de sanções dos passivos através do Programa de Regularização Ambiental (PRA) onde estas poderiam ser convertidas a preservação, melhoria e recuperação da qualidade do meio ambiente através da restauração (BRASIL, 2012).

Apesar da maioria das propriedades cadastradas no Cadastro Ambiental Rural (CAR) optarem pela adesão pelo PRA, há resistência por parte dos produtores na implementação das propostas de restauração (LEUZINGER; SOUZA, 2022), pautada em duas problemáticas: 1) possível redução da renda na propriedade pelo “não uso” das áreas agrícolas e; 2) carência de alternativas ao modelo tradicional de restauração passiva, via regeneração natural (MARTINS, 2015; MICCOLIS *et al.*, 2016; GARCIA *et al.*, 2019; MARTINS *et al.*, 2019; SILVA, 2019).

Os sistemas agroflorestais (SAFs) vem sendo difundidos nos últimos anos no Brasil como estratégia de restauração que possibilita a produção diversificada de alimentos, gerando renda e além da contribuição ambiental (WOOD *et al.*, 2015; CAMARGO *et al.*, 2019; RODRIGUES *et al.*, 2019; PADOVAN *et al.*, 2019). Contudo, a avaliação da eficiência técnica e ambiental desses sistemas para restauração ainda é uma lacuna no que se refere a parâmetros de avaliação e monitoramento (BRANCALION et al., 2012). Neste contexto, um atributo comum dentre os ecossistemas terrestres é o solo, sendo que as características deste influenciam a vegetação e vice-versa (OLIVEIRA SILVA et al., 2020). A avaliação das características físicas, químicas e biológicas podem ser indicadores que constituem uma maneira indireta de mensurar a saúde do solo (PERON et al., 2023). Dentre os indicadores de saúde do solo,

destaca-se a fauna edáfica, composta por organismos que passam toda ou parte do seu ciclo de vida no solo, cumprindo funções essenciais para a manutenção dos ecossistemas (NIELSEN, 2019). Esses organismos desempenham um papel significativo na fragmentação e decomposição de material orgânico, na sua distribuição no solo e na regulação das populações de microrganismos (BARETTA et al., 2011; BROWN et al., 2015). Além disso, promovem alterações substanciais nos parâmetros físicos do solo, como porosidade e agregação (GARDI et al., 2009), contribuindo direta e indiretamente para diversos serviços essenciais ao funcionamento sustentável dos ecossistemas terrestres (LAVELLE et al., 2006).

Considerando a crescente demanda por restauração de áreas com uso agrícola e florestal em propriedades rurais, bem como opções tecnológicas que conciliam a conservação da biodiversidade e renda ao produtor rural, iniciativas de pesquisa e extensão na região da Floresta Ombrófila Mista (Floresta de Araucária) têm buscado colaborar com dados e experiências para a avaliação e difusão de tecnologias.

Em 2021, a Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina - EPAGRI estruturou a proposta de implantação de um SAF, com espécies adaptadas à região de clima frio, projeto com financiamento da Fapesc (Edital de Chamada Pública FAPESC Nº 14/2021) e foco em avaliar a eficiência técnica e ambiental da fase de implantação de sistemas agroflorestais com erva-mate em regiões de clima frio, a fim de gerar indicadores seguros para a adoção dessa prática por agricultores regionais.

Outra proposta, o Projeto Reforma/BNDES desenvolvido pela UFSC, busca aumentar a eficiência da recuperação da vegetação nativa, considerando os fatores ambientais, sociais e econômicos em dois diferentes perfis de áreas (Unidade de Conservação – Parque Estadual Rio Canoas e Assentamento da Reforma Agrária Índio Galdino, <https://projutoreforma.ufsc.br/>). Nessa iniciativa, os SAFs também são parte das estratégias de restauração, buscando além da regularização ambiental o maior engajamento dos agricultores no processo de restauração.

A soma dessas duas iniciativas, resultou em uma parceria entre a Epagri e UFSC/PPGEAN, com apoio do projeto Reforma, na busca de indicadores da eficiência de sistemas agroflorestais como estratégia de restauração ambiental. O presente trabalho avaliou a evolução de características químicas, físicas e biológicas do solo após a implantação de diferentes modelos de SAFs como estratégias de restauração, propostos pela Epagri para regiões de clima frio, baseados na erva mate. Como objetivos específicos, buscou-se: a) Avaliar a evolução inicial das características químicas e físicas do solo em resposta aos arranjos da

estratégia de restauração ativa via SAFs; b) Avaliar a riqueza, abundância e atividade alimentar da fauna em resposta aos arranjos do modelo de restauração via SAFs até 2 anos após a implantação; c) Identificar os principais grupos da fauna edáfica associados a estratégia de restauração via SAF; d) Difundir a tecnologia social dos SAFs e ampliar a divulgação da produção científica através de ações como dia de campo e preparo de material didático com orientação de práticas de manejo dos modelos de SAFs propostos pela Epagri.

No desenvolvimento deste estudo, foi assumida a hipótese que as estratégias de restauração ativa como os SAFs promovem a biodiversidade do solo, e consequente melhoria nas propriedades físicas e químicas do solo em áreas recém restauradas, de forma similar a estratégia de restauração passiva (regeneração natural/pousio).

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 HISTÓRICO LEGISLATIVO DE ÁREAS PROTEGIDAS

No período do Brasil colônia, existiam regras para limitar a extração dos recursos naturais, em sua maioria estabelecidas apenas para reduzir a ação exploratória por indivíduos “nativos” ou “não nativos”, e assim proteger os interesses da coroa portuguesa. O interesse em restringir a ação dos indivíduos não tinha o intuito de proteger e preservar a flora e fauna do Brasil, mas priorizar a manutenção da exploração dos recursos da coroa portuguesa e para quem desrespeitasse essas regras eram aplicadas severas punições, dentre elas, a pena de morte (SPAROVEK et al., 2011).

Já na república, em 1934 surgiu o primeiro Código Florestal Brasileiro (Decreto Federal nº 23.793/1934) texto que estabelecia um conceito de florestas protetoras, sendo que essas tinham por função “proteger” o que por sua beleza natural mereciam ser conservados para que as espécies raras ali presentes tivessem a sua manutenção (BRASIL, 1949). Por ter sido elaborado na época em que a economia se voltava para a produção madeireira, avanço da mecanização agrícola, das monoculturas e da pecuária extensiva, ocorria no meio ambiente rural do país, uma vertiginosa alteração no quadro da proteção dos ecossistemas (RODRIGUES; MATAVELLI, 2020). O Decreto de 1934 não contemplava a atividade agrícola, fato que contribuiu para que em 1965 o Código Florestal Brasileiro recebesse uma reformulação (RODRIGUES; MATAVELLI, 2020).

Outro dispositivo da legislação foi a Constituição Federal de 1988, que tem como um de seus objetivos conferir a proteção do meio ambiente como “*status* constitucional” (VARELLA; LEUZINGER, 2008). Conferir a proteção do meio ambiente como constitucional foi um movimento não só incorporado pelo Brasil, mas sim por aproximadamente um terço dos Estados do planeta (VARELLA; LEUZINGER, 2008). Dentre algumas das pautas abordadas no documento, o texto prevê o meio ambiente como direito fundamental ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, a conservação da diversidade biológica e dos processos ecológicos, a criação de espaços territoriais especialmente protegidos, a necessidade de estudo prévio de impacto ambiental antes da realização de atividades potencialmente causadoras de significativa degradação (BRASIL, 1988).

Além disso, outros dispositivos foram redigidos proibindo o corte, a exploração e a supressão de vegetação primária ou nos estágios avançado e médio de regeneração, nesse caso de cunho específico para o bioma Mata Atlântica (BRASIL, 1993). Também foram redigidos documentos prevendo diretrizes sobre a utilização e proteção de biomas, como o caso da Lei da

Mata Atlântica (Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006) (BRASIL, 2006). E, posteriormente, abordando todo o território brasileiro, a Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012) que substituiu o Código Florestal de 1965 trouxe mudanças significativas no regime jurídico de seus principais institutos de uso da terra e proteção florestal, como a alteração das definições das Áreas de Preservação Permanente (APPs) e as áreas de Reserva Legal (RL) (BRASIL, 2012). Além disso, o novo código explicitou ainda a possibilidade de uso dessas áreas de APP e RL como possíveis fontes de renda para o produtor, incentivando a manutenção e conservação desses locais (PIRES; STEINKE, 2019).

Após a nova legislação em vigor, as discussões permearam a pauta da reformulação do código até os anos atuais. Alguns autores debatem sobre um cenário otimista sobre o texto da lei onde Pires; Steinke, (2019) abordam a perspectiva de que, embora o novo Código Florestal atualmente seja menos restritivo, alguns mecanismos presentes no Cadastro Ambiental Rural (CAR) ampliam o potencial de cumprimento da legislação, principalmente através do Programa de Regularização Ambiental (PRA). Chiavari; Lopes (2016) citam que, apesar dos potenciais benefícios, o cumprimento das obrigações previstas no novo Código Florestal não seria tarefa fácil a ser executada em função dos diversos desafios e barreiras que precisam ser superados.

Apesar de todo esforço da legislação frente às questões ambientais e a situação das áreas, o fato é que há demanda por restauração de áreas que estão em desacordo com a legislação (CHAZDON et al., 2022). No território brasileiro, estima-se que a demanda por restauração de áreas está na casa de 21 milhões de hectares, sendo que parte dessas áreas deveriam compor áreas de APP e RL, sendo 22% e 78% respectivamente (SOARES FILHO, 2014).

2.2 DEMANDA POR RESTAURAÇÃO DE ÁREAS

O número de adesões ao CAR, ou seja, propriedades brasileiras cadastradas superou 6,4 milhões de imóveis até 31 de dezembro de 2021, segundo dados do Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural (SICAR). Aliado a esse fato, no ano de 2018 mais de 57% dos imóveis cadastrados optou pela adesão ao PRA. Nesse sentido, pode-se refletir que: 1) houve baixa efetividade do cumprimento da legislação anterior, uma vez que mais da metade dos imóveis possuem áreas a serem regularizadas; 2) um cenário de recuperação ambiental de áreas de RL e APP que pode impactar positivamente na restauração ambiental, ademais 3) a necessidade de programas de incentivo a restauração também são necessários. Ou seja, há uma expectativa de que os imóveis cadastrados estabeleçam protocolos de restauração das áreas, em

função da adesão ao PRA. Além disso, segundo dados de 2018, pouco mais de 40% de propriedades ainda não aderiram ao CAR e conseqüentemente ao PRA, ou seja, a expectativa é que a demanda por restauração pode aumentar ainda mais (PIRES; STEINKE, 2019).

Pode-se dizer que nos casos em que há demanda por restauração de áreas, o ecossistema sofreu algum tipo de perturbação (BRANCALION, 2015). Nesse sentido, esse ambiente foi degradado, transformado ou inteiramente destruído como resultado direto ou indireto de ações humanas, ou seja, não apresenta suas características essencialmente naturais (CLEWELL; ARONSON, 2005). As principais causas de perturbação no que se refere aos passivos enquadrados ao PRA estão relacionadas à ação antrópica, ligado às atividades econômicas como agricultura, pecuária, silvicultura entre outros (GUERRA; JORGE 2018). Contudo em função do tempo de exposição a perturbação, ligados ao fato de que estes impactos podem ter sido agravados por agentes naturais, como fogo, enchentes, tempestades chega a um ponto no qual o ecossistema demanda muito tempo para se recuperar naturalmente (PERIOTTO; MARTENSEN, 2019). Nesses casos, devido a intensa alteração da paisagem, há necessidade de intervenção de fatores externos que auxiliem o ecossistema a realizar funções que antes eram naturais (PERIOTTO; MARTENSEN, 2019).

O fato é que existem áreas a serem restauradas e esses dados estão evidenciados pela adesão das propriedades ao PRA (SISCAR, 2022). O próximo passo seria identificar qual a escala de perturbação que as propriedades estão enquadradas, tendo em vista a diversidade de atividades desenvolvidas no país e considerando que a perturbação pode abranger diversos constituintes de um ecossistema (BRANCALION, 2015).

A perturbação pode estar relacionada à supressão da vegetação e conseqüente perda da biodiversidade, mas também pode estar relacionada com a não realização de serviços ecossistêmicos como polinização, através da supressão de polinizadores, ou alteração da ciclagem de nutrientes com a perda de grupos fragmentadores da serapilheira, entre outros (PERIOTTO; MARTENSEN, 2019). Algumas abrangem a retirada de nutrientes do ecossistema através da erosão ou o derramamento de sedimentos em ambientes aquáticos, por exemplo. Nesse sentido se pode evidenciar que a maioria das formas de perturbação podem afetar um aspecto em comum, o solo. Seja através da maior exposição à radiação, exposição de xenobióticos, eliminação dos organismos responsáveis pela teia trófica no solo, entre outros (PERIOTTO; MARTENSEN, 2019).

Apesar da década de 2020-2030 ser considerada a década de restauração definida pela Organização das Nações Unidas (ONU) ainda há ruídos no que tange às definições do termo (FISCHER et al., 2021). Diversos autores apresentam diferentes definições, contudo o termo

restauração das áreas, pode ser compreendido como uma tentativa de retornar o ecossistema às condições que um dia aquele já esteve (RODRIGUES, 2013). Nesse sentido, restaurar funções do ecossistema, das características do solo, da produtividade, da vegetação, entre outras, são medidas cada vez mais necessárias (GONSALVES *et al.*, 2021). Como forma de conceito, a restauração pode ser definida como o processo de assistir à recuperação de um ecossistema que foi degradado, perturbado ou destruído (CLEWELL; ARONSON, 2005). Nesse sentido, pode-se sumarizar que o ecossistema que sofreu uma perturbação pode ser restaurado, mas não necessariamente recuperar seu estado prévio (anterior à perturbação); a restauração irá auxiliar no processo de cessar as condições e limitações impostas pela perturbação reestabelecendo funções naturais (CLEWELL; ARONSON, 2005).

Apesar do supracitado, deve-se seguir um planejamento do protocolo de restauração que tem como base condições históricas do ecossistema como um ponto de partida ideal (ALMEIDA, 2016). Ou seja, parte-se do princípio do conhecimento da estrutura anterior do ecossistema degradado, sua composição e funcionamento, através de estudos em ecossistemas similares intactos, através de informações sobre as condições ambientais regionais e pela análise da informação de outras referências ecológicas culturais e históricas (ALMEIDA, 2016). Embora a restauração possa não atingir o estado prévio anterior à perturbação, o ecossistema restaurado é estruturado e pensado como o ambiente anteriormente existente naquele local (ALMEIDA, 2016).

Muitas vezes a restauração de áreas é confundida com o conceito de preservação, onde as áreas são “protegidas” da ação antrópica ou onde sua ação é muito restrita, como é o caso de unidades de conservação (HOFFMANN, 2013; MICOLLIS *et al.*, 2016). Contudo o conceito de restauração abrange sistemas que foram antropizados e necessitam de restauração, como é o caso da reforma/recuperação de pastagens (TAVANTI *et al.*, 2020; RODRIGUES, 2013) ou o aumento da produtividade por área de cultivos de café com a estratégia de sistemas agroflorestais (GOMES *et al.*, 2020), por exemplo. Nesse caso, é indubitável que não apenas os ambientes que tiveram a paisagem totalmente modificada, mas também ecossistemas produtivos que necessitam de restabelecimento de produtividade e/ou funções ecossistêmicas, também tem uma demanda por restauração, o que torna a temática de restauração de áreas degradadas cada vez mais prioritária (GONSALVES *et al.*, 2021).

2.3 TÉCNICAS DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

Tendo em vista a grande diversidade estrutural e espacial de ecossistemas que devem ser restaurados, os constituintes físicos, químicos e biológicos são considerados comuns a todos os ecossistemas, servindo de base para as avaliações. Quando a restauração considera todos esses atributos do sistema denomina-se de restauração ecológica, que pode ser definida como “atividade intencional”, que inicia ou acelera a recuperação de um ecossistema em relação a sua saúde, integridade e sustentabilidade, e vem sendo vista como uma importante estratégia para aumentar a provisão de serviços ecossistêmicos, bem como reverter as perdas de biodiversidade” (RODRIGUES, 2013; BRANCALION, 2015).

Atributos relacionados a aspectos físicos de um ecossistema incluem características físicas do solo, como densidade do solo, porosidade, estrutura por exemplo ou a vazão de rio, no caso de ecossistemas aquáticos. Atributos químicos compreendem o fluxo de nutrientes, acidez, capacidade de troca de cátions, matéria orgânica (RODRIGUES, 2013; VIANA; BORGES; CARDOSO, 2012). E como fechamento dessa “tríade” de constituintes a porção biológica pode incluir a inserção ou reintrodução de animais, plantas, macro, meso e microfauna e microrganismos de maneira geral, objetivando a reestruturação das cadeias tróficas dentro do ecossistema. Pode-se dizer que a inserção da comunidade biológica no ecossistema dá origem a dois conceitos de grande relevância no escopo de restauração de áreas, são os termos restauração ativa e restauração passiva (RODRIGUES, 2013; VIANA; BORGES; CARDOSO, 2012).

Denomina-se restauração ativa quando introdução da porção biológica é feita pelo restaurador através de propágulos (mudas de plantas, pedaços de corais, alevinos entre outros), ou seja, o restaurador implica em decidir qual a composição de espécies que vai integrar o ecossistema restaurado. Nesse caso ocorre a “construção de um ecossistema”, onde se pensa em aspectos relacionados a sucessão ecológica, além de considerar teias tróficas, distúrbios naturais, diversidade de espécies, resiliência do sistema, adaptação, entre outros vários fatores que estão interligados na dinâmica natural (RODRIGUES, 2013).

Por outro lado, a restauração passiva engloba a resiliência e capacidade autogênica do ecossistema em se regenerar, incluindo, nesse caso, o banco de sementes do solo, brotação de corais, migração de animais e, além disso o restaurador poderá potencializar esses efeitos naturais do ecossistema através de técnicas que promovam essa capacidade autogênica (RODRIGUES, 2013).

Dentre as técnicas de restauração ativa e passiva, diversas estratégias são empregadas a fim de resgatar e potencializar características de um determinado ecossistema (BRANCALION, 2015). Pode-se citar as práticas de regeneração natural (condução, enriquecimento e adensamento) ou aquelas onde há uma assistência como nucleação, poleiros artificiais, transplante de mudas, semeadura direta, plantio de mudas entre várias outras técnicas (MOREIRA, 2017).

Nesse sentido, nota-se que algumas dessas práticas desencadeiam a formação de uma comunidade florestal, onde a partir dessa, serão desencadeados processos de sucessão ecológica e a mesma será conduzida em direção ao ecossistema de referência. Nessa perspectiva as práticas de restauração ecológica que envolvem a formação de uma comunidade florestal denominam-se de restauração florestal (BRANCALION, 2015). Nesse sentido a restauração florestal, portanto, envolve a reconstrução gradual da floresta, resgatando sua biodiversidade, função ecológica bem como a dinâmica de um ecossistema natural, determinadas pelo resgate de várias espécies diferentes (BRANCALION, 2015; MICOLLIS et al., 2016). Nesse tipo de estratégia inclui-se outras espécies além de árvores, como espécies herbáceas, arbustivas, etc., tendo em vista não apenas a diversidade de espécies, mas também as funções que cada espécie desempenha, de forma isolada ou em conjunto (BRANCALION, 2015; MICOLLIS et al., 2016).

Tendo em vista a grande diversidade de funções das espécies que podem compor esses sistemas de restauração, quando a composição é baseada em espécies com potencial de uso (agrícola e/ou florestal) com a inserção de animais ou não, estes são denominados de sistemas agroflorestais (SAFs) (MICOLLIS et al., 2016).

2.3.1 Sistemas agroflorestais como estratégia de restauração ecológica

Segundo Bene; Beall; Côté (1997), sistema agroflorestal pode ser definido como “um sistema de manejo sustentável da terra que busca aumentar a produção de forma geral, que pode combinar culturas agrícolas com árvores e plantas da floresta e/ou animais simultâneos ou sequencialmente, e aplica práticas de gestão que são compatíveis com os padrões culturais da população local”. O Centro Internacional de Pesquisa Agroflorestal (ICRAF) sugere outra definição: “Agrofloresta é um nome genérico para sistemas de uso da terra onde espécies lenhosas perenes como árvores, arbustos, palmeiras, bambus, etc., são deliberadamente utilizadas nas mesmas unidades de área com culturas agrícolas e/ou animais, num determinado arranjo espacial e temporal” (NAIR et al., 2010).

Esses sistemas geralmente são caracterizados por alta diversidade de espécies e cujo manejo pode ser baseado na sucessão natural das espécies, nesse sentido pode ser considerado um sistema análogo a ecossistemas naturais (GOTSCH, 1992; HOFFMANN, 2013). Ademais, se enquadram nas premissas de recuperar as funções químicas, físicas e biológicas de um ecossistema, sendo então uma estratégia de restauração ecológica que se enquadra como restauração florestal (MICOLLIS et al., 2016; GOTSCH, 1992; HOFFMANN, 2013).

As vantagens desse tipo de sistema compreendem múltiplos benefícios de ordem ambiental, econômica e social (GOTSCH, 1992; HOFFMANN, 2013; MICOLLIS et al., 2016). Dentre os aspectos ambientais e serviços ecossistêmicos pode-se citar o combate à desertificação, conservação de características do solo, restauração da fertilidade e estrutura do solo, estabelecimento de microclima que oferece possibilidade de sobrevivência de outras espécies, podem ser corredores ecológicos, favorecem a biodiversidade de espécies de fauna, flora e microrganismos, além de contribuir para o estoque de carbono (MICOLLIS et al., 2016).

Em função dessas diversas características podem ser ótimas estratégias para compor um programa de restauração de áreas (ROCHA et al., 2019). Ademais, a legislação brasileira atual (Código Florestal 2012) permite que se faça a exploração de áreas de RL e APP nas propriedades rurais desde que estejam inseridas dentro dos termos da lei (BRASIL, 2012). Sendo assim, os sistemas agroflorestais podem utilizados como estratégia de restauração em áreas de APP e RL desde que sejam baseados na sucessão ecológica, análogos aos ecossistemas naturais, em que árvores exóticas ou nativas são consorciadas com culturas temporárias, de acordo com um arranjo espacial e temporal pré-estabelecido, com alta diversidade de espécies e interações entre elas (BRASIL, 2012).

Nesse contexto, tendo em vista a grande diversidade de espécies e composição de sistemas que podem ser implantados em diversas formações florestais e biomas, há inúmeras formas de materializar os sistemas de restauração (MARTINS et al., 2019). Dessa forma o monitoramento e avaliação da eficiência desse sistema, frente às questões que permeiam a restauração florestal, devem ser levados em consideração no momento da implantação desses tipos de sistema e também ao longo do tempo, tendo em vista que a dinâmica do ecossistema natural é variável no decorrer dos anos (MARTINS et al., 2019).

2.4 MONITORAMENTO DE SISTEMAS DE RESTAURAÇÃO

Existe uma grande lacuna referente ao estabelecimento de parâmetros de avaliação e monitoramento de sistemas de restauração (BRANCALION et al., 2012). Há dificuldade de estabelecer parâmetros que sejam capazes de verificar a eficiência das estratégias de restauração de áreas, e além disso indicar a capacidade de resiliência em áreas implantadas (BRANCALION et al., 2012). O número de variáveis de ecossistema potencialmente úteis é muito grande para que todas sejam efetivamente utilizadas para avaliação em um período de tempo razoável (BRANCALION et al., 2012; BRANCALION, 2015). Além disso, há certa complexidade que envolve as interações e relações dentro e entre ecossistemas, tanto no espaço quanto no tempo. Esse aspecto reforça a ideia de que nenhum ecossistema restaurado pode ser idêntico a um outro e se deve usar nesse caso ecossistemas referência se tratando de comparações (BRANCALION et al., 2012; RODRIGUES, 2013; BRANCALION, 2015).

Levando esse contexto em consideração, um atributo comum entre os diversos ecossistemas terrestres é o solo. Este é um recurso natural essencial para o funcionamento dos ecossistemas, sendo o substrato e também a base de sustentação de plantas nos quais milhares de espécies diferentes interagem e contribuem para a manutenção do ecossistema de maneira geral (OLIVEIRA SILVA et al., 2020). Dessa forma, as características do solo podem ser utilizadas como indicadores de saúde, tendo em vista que o manejo da vegetação influencia diretamente as características deste e vice-versa (OLIVEIRA SILVA et al., 2020). Ademais, as características do solo de um ambiente que foi submetido a um processo de degradação ou restauração, pode ser de grande utilidade para monitoramento da efetividade de sistemas de restauração, através de indicadores de saúde do solo (SEYBOLD et al., 1996; BRANCALION et al., 2012).

2.5 INDICADORES DE SAÚDE DO SOLO

A partir da publicação do relatório intitulado “*Soil and water quality – an agenda for agriculture*” (NATURAL RESEARCH COUNCIL - NRCC, 1993), o termo qualidade do solo passou a ser mais usual. Conforme esse relatório, a qualidade do solo havia sido concebida em razão de seu papel em ecossistemas naturais e agroecossistemas, uma vez que a qualidade deste recurso natural, sempre esteve relacionada à sua característica de produtividade e consequentemente a qualidade da vegetação ali presente (NATURAL RESEARCH COUNCIL - NRCC, 1993).

Diferente da qualidade da água e qualidade do ar, a qualidade do solo não possui padrões, portanto não existem regulamentações diretas de mensurar sua qualidade. Além disso, não há um consenso no que diz respeito ao conceito de qualidade do solo, embora tenham surgido vários conceitos de qualidade do solo, em sua maioria relacionados com as funções do solo (ARAÚJO et al., 2012). Essa afirmação reforça a possibilidade de uso de indicadores definidos pelo homem e sua relação com as características da vegetação (GOMES; FILIZOLA, 2006; ARAÚJO et al., 2012).

Nesse sentido, surge a terminologia Saúde do Solo, onde as mudanças no “*status*” dessa saúde do solo têm sido avaliadas por intermédio de sistemas quantitativos em que se utilizam indicadores, efetuando-se a comparação com variáveis em que se atribuem valores em diferentes intervalos de tempo, para um fim específico em ecossistemas diversos (ARAÚJO et al., 2012; ROCHA; ROSA; CARDOSO, 2019). Dessa forma, a maioria dos conceitos propostos atualmente se baseiam na saúde do solo como a capacidade deste funcionar dentro dos limites do ecossistema e interagir positivamente com o meio ambiente externo daquele ecossistema. (VEZZANI, 2015). A Sociedade Americana de Ciência do Solo conceitua a qualidade do solo como a capacidade de um dado solo funcionar, dentro de um sistema natural ou manejado de forma a manter a sobrevivência e produtividade vegetal e animal (JACOMINE, 2008).

Sumarizando, os indicadores de saúde do solo são propriedades mensuráveis (quantitativas ou qualitativas) do solo ou atributos relacionados a acerca de um processo ou atividade e que permitem caracterizar, avaliar e acompanhar as alterações ocorridas num dado ecossistema, como respostas das plantas as alterações do solo por exemplo (SANTOS et al., 2020). A utilização de indicadores de saúde do solo, relacionados à sua funcionalidade, constitui uma maneira indireta de mensurar a aptidão dos solos, considerando diversas variáveis, sejam químicas, físicas ou biológicas, sendo nesse sentido úteis para o monitoramento de mudanças no ambiente. Contudo, o contrário também é verdadeiro, o manejo empregado na vegetação influencia nas características do solo (ARAÚJO et al., 2012).

2.5.1 Indicadores Químicos

Os indicadores químicos são, normalmente, agrupados em variáveis relacionadas com os teores de matéria orgânica do solo e de nutrientes, a acidez do solo, o teor de elementos fitotóxicos e determinadas relações como a saturação de bases (V%) e de alumínio (m) (OLIVEIRA SILVA et al., 2020).

A matéria orgânica do solo (MOS) refere-se a todo material orgânico contido no solo, incluindo a biomassa microbiana, substâncias orgânicas solúveis em água e a matéria orgânica

estabilizada (COSTA et al., 2019). A MOS é referida como indicadora da saúde do solo em virtude de sua susceptibilidade de alteração em relação às práticas de manejo e por correlacionar-se com a maioria das propriedades do solo (COSTA et al., 2019). Além disso, a fração orgânica pode exercer acentuada influência nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, bem como nos processos de funcionamento do ecossistema (COSTA et al., 2019).

Os nutrientes no solo atuam na manutenção da saúde do solo e na produtividade agrícola. Fornecem os elementos essenciais necessários para o crescimento das plantas, incluindo nitrogênio, fósforo e potássio, além de micronutrientes como ferro, zinco e magnésio. A presença equilibrada desses nutrientes facilita o desenvolvimento robusto das raízes, melhora a retenção de água e aumenta a resistência das plantas a doenças e pragas. Além disso, solos bem nutridos suportam uma atividade biológica diversificada e ativa (DOS REIS BOCALETI et al., 2021). A acidez do solo, medida pelo seu pH, é um fator crítico que influencia a disponibilidade desses nutrientes essenciais. Solos ácidos podem causar a lixiviação de nutrientes, tornando-os indisponíveis para as plantas, enquanto aumentam a solubilidade de elementos tóxicos como o alumínio. Por outro lado, solos com pH alcalinos podem dificultar a absorção de nutrientes. A acidez do solo também afeta a estrutura do solo e a interação das raízes com microrganismos benéficos, impactando diretamente a saúde e o crescimento das plantas (REETZ, 2017).

2.5.2 Indicadores Físicos

As propriedades físicas e os processos do solo estão envolvidos no suporte ao crescimento radicular, armazenagem e suprimento de água e nutrientes, trocas gasosas e atividade biológica (SILVA et al., 2018; SILVA et al., 2020). Geralmente, os principais indicadores físicos empregados e recomendados são: textura, densidade do solo, resistência à penetração, porosidade, capacidade de retenção d'água, condutividade hidráulica e estabilidade de agregados. A textura do solo (granulometria) é uma propriedade mais estável, sendo raramente modificada pelo manejo do solo, cultivos e outras práticas que podem ocasionar a mistura de diferentes camadas (SILVA et al., 2018; 2020). Contudo, é uma propriedade que tem estreita relação com a retenção e o transporte de água, estrutura do solo, teor de nutrientes e de matéria orgânica, além de influenciar fortemente os processos erosivos do solo (SILVA et al., 2018; 2020; COSTA et al., 2019).

A densidade do solo é frequentemente utilizada para avaliar sua compactação, por ser um atributo diretamente relacionado ao crescimento das plantas, sendo também de fácil e rápida determinação (SILVA et al., 2018; COSTA et al., 2019; SILVA et al., 2020). O conhecimento da porosidade total de um solo classificando os poros do solo de acordo com as classes de tamanho, ou seja, macroporos e microporos, é de grande relevância uma vez que são responsáveis pelo movimento do ar, da água e do crescimento radicular, e os microporos um reservatório de água (SILVA et al., 2020; COSTA et al., 2019). A porosidade e a densidade do solo têm sido utilizadas como indicadoras da saúde do solo, por tratar-se de propriedades dinâmicas, suscetíveis ao uso e de fácil determinação, estando relacionadas, à compactação e à relativa restrição ao crescimento radicular (SILVA et al., 2018).

Outro indicador passível de ser utilizado é a resistência à penetração do solo, que é uma medida da compactação do solo diretamente relacionada à sua densidade e estrutura. Solos com alta resistência à penetração podem dificultar o crescimento das raízes das plantas, limitando a absorção de água e nutrientes essenciais. Além de prejudicar o desenvolvimento das plantas, solos compactados também têm menor capacidade de infiltração de água, aumentando o risco de erosão e escoamento superficial (CAMILO-COTRIM et al., 2022).

A estrutura do solo se refere ao tamanho e ao padrão de arranjo das partículas primárias (areia, silte e argila) e poros do solo, e como estão organizados (agregados). A intrincada dinâmica da agregação resulta da interação entre fatores ambientais, de manejo do solo, influência da planta e propriedades do solo, como: composição mineral, textura, matéria orgânica do solo, processos pedogenéticos, atividade biológica, capacidade de troca catiônica, reserva nutricional, disponibilidade de água entre outros (HANKE et al., 2013).

2.5.3 Indicadores Biológicos

Os bioindicadores são propriedades ou processos biológicos dentro do solo que indicam a situação deste ecossistema (CHERUBIN et al., 2015). Estes representam uma abordagem ampla para avaliar e interpretar o impacto das perturbações naturais ou antrópicas no ecossistema solo (CHERUBIN et al., 2017).

São representados pela grande diversidade de espécies, as quais desempenham inúmeras e complexas funções no solo (ZANINETTI, et al., 2016). Devido a sua ampla funcionalidade e sensibilidade desses organismos é possível detectar alterações decorrentes do manejo do solo. Os principais indicadores biológicos são a biomassa microbiana do solo, o nitrogênio mineralizável, a respiração microbiana do solo, a atividade enzimática, o quociente metabólico, bem como a fauna edáfica que influencia de forma geral nos processos e ciclos de

alguns nutrientes que é o caso do nitrogênio e carbono, por exemplo (ZANINETTI, et al., 2016). Assim, é possível identificar organismos que desempenham um papel chave na dinâmica do ecossistema do solo e através disso identificar perturbações, quando essas estão presentes ou ausentes em algum nível (PAREDES JUNIOR, et al., 2015; FRANZLUEBBERS, 2016).

2.5.3.1 Fauna edáfica e seu papel como bioindicadora

A fauna edáfica está diretamente relacionada à grande diversidade de funções do solo (BARETTA et al., 2011). Sua atividade está relacionada a diversos serviços ambientais e consequentemente serviços ecossistêmicos, incluindo: a produção de alimentos e a produtividade primária; produtos farmacêuticos; ciclagem de nutrientes e a dinâmica da decomposição da matéria orgânica, inclusive o sequestro de carbono, a água disponível no solo, a troca de gases entre o solo e a atmosfera, a conservação da biodiversidade, o controle de erosão e enchentes, a polinização, a dispersão de sementes, o tratamento de resíduos, entre outros (MACHADO *et al.*, 2015).

Uma das classificações da fauna do solo corresponde ao seu tamanho corporal. A microfauna, compreende organismos menores que 0,2 mm, que incluem rotíferos, nematoides e protozoários, por exemplo. Esses organismos atuam principalmente no controle populacional de bactérias, fungos através da predação desses organismos, além disso podem ter atuação direta na ciclagem de nutrientes (BROWN *et al.*, 2015; CORREIA; OLIVEIRA 2000). Os organismos da mesofauna compreendem aqueles que medem entre 0,2 a 2,0 mm, nesse caso os representantes mais comumente encontrados são os enquitreídeos, colêmbolos, ácaros, entre outros. Estes atuam no solo como transformadores do material vegetal e também como predadores, contribuindo para regulação na biota e dinâmica dos organismos no solo (BROWN *et al.*, 2015; CORREIA; OLIVEIRA 2000). E a macrofauna compreende organismos visíveis a olho nu ($> 2,0$ mm), é representada pela maioria das ordens taxonômicas que habitam o ecossistema, sendo aranhas, besouros, minhocas alguns de seus representantes. Devido à grande influência desses organismos no ecossistema é notório que são responsáveis por diversos serviços ecossistêmicos como a ciclagem de nutrientes, dispersão de sementes, controle biológico, bioturbação da estrutura do solo e degradação de resíduos químicos, como os agrotóxicos (BROWN et al, 2015).

Outra classificação da fauna do solo é conforme sua atuação no solo, podem ser subdivididos em grupos funcionais e estar atuando como: predadores, aqueles que afetam

diretamente a vida de outros organismos que incluem artrópodes como aranhas, ácaros predadores, formigas e alguns tipos de insetos que controlam as populações de outros organismos no solo, contribuindo para o equilíbrio ecológico e a prevenção de pragas (BROWN et al., 2015; SILVA 2021). Os decompositores, que incluem organismos como bactérias, fungos, minhocas e outros detritívoros que decompõem matéria orgânica morta, transformando-a em nutrientes disponíveis para as plantas, sendo fundamentais para a ciclagem de nutrientes e a formação de húmus; os engenheiros do ecossistema, que atuam no transporte de solo no decorrer de seu perfil e incluem formigas, térmitas e minhocas que modificam a estrutura física do solo através de suas atividades de escavação e construção de galerias (BROWN et al, 2015). Eles melhoram a aeração, drenagem e a mistura de camadas do solo, o que beneficia a infiltração de água e o desenvolvimento radicular das plantas; e também os fitófagos que causam danos às plantas e muitas vezes podem ser considerados pragas, Este grupo é composto por organismos como nematoides e larvas de insetos que se alimentam de raízes e outros materiais vegetais vivos. Eles podem influenciar a saúde das plantas e a dinâmica da vegetação no solo (BROWN et al, 2015; BARETTA, 2011).

A diversidade da fauna do solo é crucial para a manutenção da saúde e da funcionalidade dos ecossistemas terrestres. Uma rica diversidade de organismos contribui para uma série de processos ecológicos vitais, incluindo a decomposição da matéria orgânica, a ciclagem de nutrientes e a melhoria da estrutura do solo, como supracitado (BROWN et al, 2015). Essa variedade de vida promove a formação de húmus, aumenta a fertilidade do solo e melhora a capacidade de retenção de água, criando um ambiente ideal para o crescimento das plantas. Além disso, uma fauna do solo diversificada ajuda a controlar pragas e doenças através da predação natural e da competição, reduzindo a necessidade de pesticidas químicos. A resiliência dos ecossistemas do solo também é fortalecida pela biodiversidade, que permite uma resposta mais eficaz a estresses ambientais e perturbações, garantindo a sustentabilidade e a produtividade agrícola a longo prazo. Diante de sua diversidade, funções que realizam no ambiente do solo e principalmente a sensibilidade às alterações a eventos ou mudanças no uso do solo, o estudo da comunidade edáfica tem sido aplicado não apenas a título de indicadores de ambientes degradados, mas também com vistas a restauração de ambientes (MACHADO *et al.*, 2015).

2.5.3.2 Indicadores Ecológicos

Para o monitoramento do processo de restauração, sobretudo os aspectos ambientais, têm sido empregados indicadores ecológicos que viabilizam uma comparação eficaz entre projetos, ao mesmo tempo em que facultam a formulação de novas estratégias de intervenção com base na situação a ser recuperada e nos objetivos propostos (LIMA et al., 2015). Em outras palavras, a utilização de indicadores ecológicos permite a avaliação dos métodos de restauração ecológica adotados, proporcionando um nível mais elevado de segurança nas recomendações técnicas (RODRIGUES, 2013; LIMA et al., 2015). A partir do monitoramento e a avaliação dos indicadores em distintos intervalos temporais, é possível verificar a restauração dos processos ecológicos nas áreas recuperadas, o que contribui para o planejamento ambiental e a definição de futuras estratégias de atuação (RODRIGUES et al., 2009; RODRIGUES, 2013). Entretanto, ainda há muitas lacunas de conhecimento acerca da prática de monitoramento sistemático dessas áreas restauradas (BRANCALION et al., 2012).

Indicadores de saúde devem ser parâmetros distintos, de fácil mensuração e interpretação que representem o que se quer avaliar, de modo que mostrem claramente a situação em cada momento, evitando ambiguidades no seu desenvolvimento (LIMA et al., 2015). Para atingir esse propósito, é preciso escolher indicadores capazes de caracterizar, distinguir e avaliar processos ocorrentes em ecossistemas, independentemente de estarem degradados ou não (BLOCK et al., 2001). Considerando a dinâmica dos sistemas ecológicos em seus aspectos espaciais e temporais, as características da comunidade ou do ecossistema devem ser compreendidas e avaliadas sob a mesma perspectiva (PARKER, 1997). A escolha das variáveis que possam funcionar como indicadores ecológicos pode estar baseada na comparação entre locais que tenham sofrido distúrbios e outros, mais bem conservados, os quais atuam como pontos de referência para análises comparativas (GROFFMAN et al., 2001).

De um número total de espécies em uma determinada comunidade, uma porcentagem relativamente pequena (via de regra) é abundante, ou seja, grande número de indivíduos, uma alta biomassa ou produtividade, ou qualquer outra indicação de “importância” (ODUM; BARRET, 2007). Por outro lado, uma grande porcentagem (via de regra) é rara, ou seja, tem valores de “importância” menores. Enquanto as poucas espécies comuns contribuem largamente para a corrente de energia em cada grupo trófico, é o grande número de espécies raras que determina essencialmente a diversidade de espécies dos níveis tróficos das

comunidades (ODUM; BARRET, 2007). As razões entre o número de espécies, “valores de importância” dos indivíduos e distribuição em uma comunidade são representados através de índices de diversidade de espécies, sendo que estes índices podem ser utilizados para comparar uma comunidade, ou grupo de populações, com outra (ODUM; BARRET, 2007).

É importante reconhecer que a diversidade de espécies tem um certo número de componentes que podem responder de forma diferente aos fatores ambientais. Um dos componentes principais é a riqueza de espécies, que se refere a abundância numérica de espécies em uma determinada comunidade (ODUM; BARRET, 2007). Um segundo componente principal da diversidade é aquele que pode ser designado por uniformidade ou equitabilidade na distribuição dos indivíduos pelas espécies. Por exemplo, dois sistemas contendo cada qual 10 espécies e 100 indivíduos têm a mesma abundância numérica de riqueza e número de indivíduos, embora possam ter índices de uniformidade fortemente diferentes na distribuição dos 100 indivíduos pelas 10 espécies (ODUM; BARRET, 2007). Além do reconhecimento da diversidade, como esta está distribuída na comunidade será base para conhecimento da dominância de uma espécie sobre outra (ODUM; BARRET, 2007). Nesse sentido, diversos autores apresentaram fórmulas numéricas para cálculo desses índices de diversidade, equitabilidade e dominância, que são amplamente utilizados para avaliação de comunidades (SHANNON, 1948; SIMPSON, 1949; PIELOU, 1975).

A utilização da função de Shannon-Weaver, (1948), combina os componentes da variedade e da uniformidade à maneira de um índice de diversidade, onde quanto maior o índice de diversidade significa cadeias alimentares maiores e mais casos de interações entre espécies, reduzindo oscilações e aumentando a estabilidade da comunidade. Este é um dos melhores índices para fazer comparações, uma vez que é razoavelmente independentemente do tamanho da amostra (ODUM; BARRET, 2007). A função de Simpson, (1949) determina uma medida de dominância de uma espécie ou grupo de espécie em comunidades ou ecossistemas. Pielou (1975) através do índice mede a proporção da diversidade observada em relação à máxima diversidade esperada, ou seja, quão uniforme está uma comunidade.

Com o auxílio desses índices em conjunto com a avaliação das funções ecossistêmicas prestadas pela comunidade edáfica, diversos trabalhos são desenvolvidos pela comunidade acadêmica. A exemplo disso, Kraft et al. (2021) avaliaram a comunidade edáfica relacionada ao cultivo de soja em sistema plantio direto, destacando que alguns grupos de fauna estão

diretamente relacionados com a produtividade desse ecossistema. Além disso, a fauna vem sendo utilizada como ferramenta para avaliação de uso da terra, bem como estimar o impacto que a mudança neste uso causa para a biodiversidade acima e abaixo do solo (BROWN et al., 2024). Ecossistemas naturais também são alvo de avaliações via fauna edáfica, que segundo Demetrio et al. (2024) podem ser indicadores robustos de regeneração em florestas na Mata Atlântica.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 LOCALIZAÇÃO E HISTÓRICO DA ÁREA EXPERIMENTAL

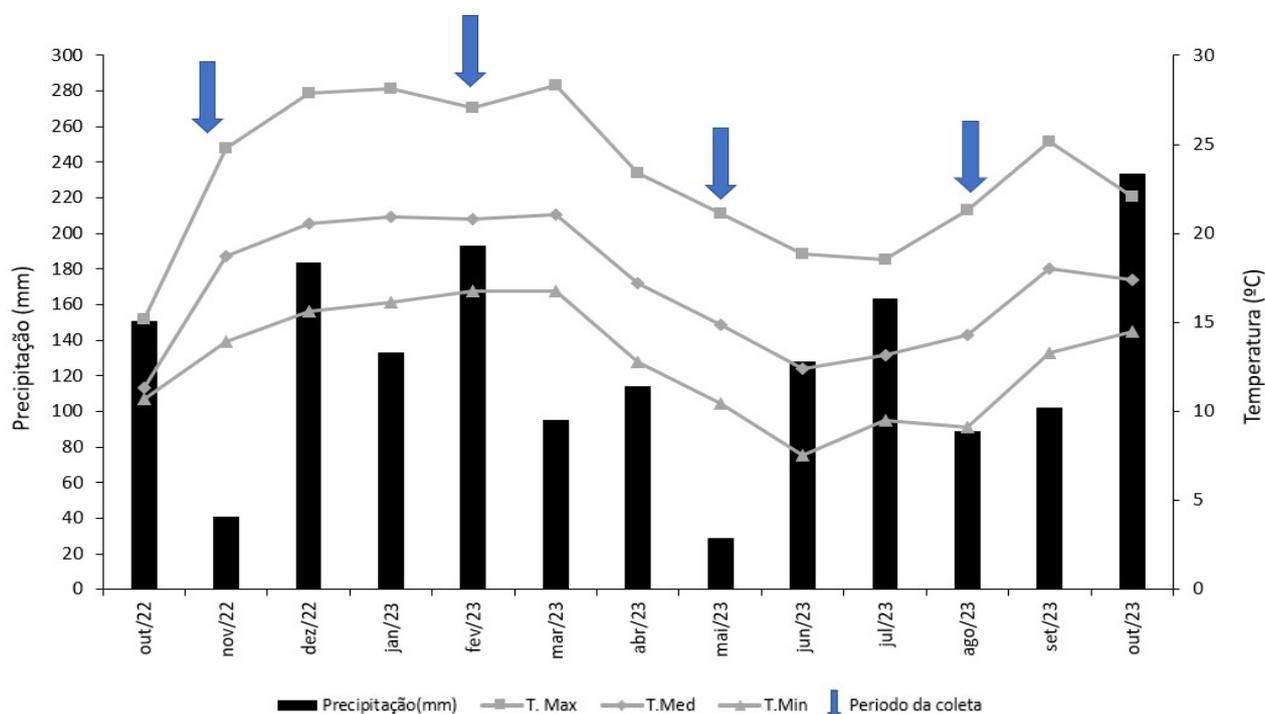
O trabalho foi realizado na Estação Experimental da Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (EPAGRI), em Canoinhas/SC, especificamente no Sistema Agroflorestal na Fazenda Experimental Salto Canoinhas, localizada às margens da rodovia SC-477, no município de Papanduva/SC. A área experimental está localizada à $26^{\circ}22'22.5''S$ $50^{\circ}16'29.4''W$ e a 800 m de altitude (Fig. 1). A região possui clima do tipo Cfb, segundo a classificação de Köppen, caracterizado com verões amenos, chuvas uniformemente distribuídas, sem estação seca e comumente com eventos de geadas no inverno (PANDOLFO et al., 2002). As informações referentes aos dados climáticos durante o período do experimento foram obtidas por estação meteorológica da Epagri/CIRAM e estão apresentadas na Fig. 2. O solo predominante da região é o Latossolo Bruno, o qual se caracteriza por perfil profundo, poroso e com características de alta permeabilidade mesmo quando com altos teores de argila com coloração que variam em tons de marrom (ALMEIDA et al., 2018).

Figura 1. Localização da área experimental na Estação Experimental da EPAGRI de Canoinhas, SC.



Fonte: Google Earth, 2024

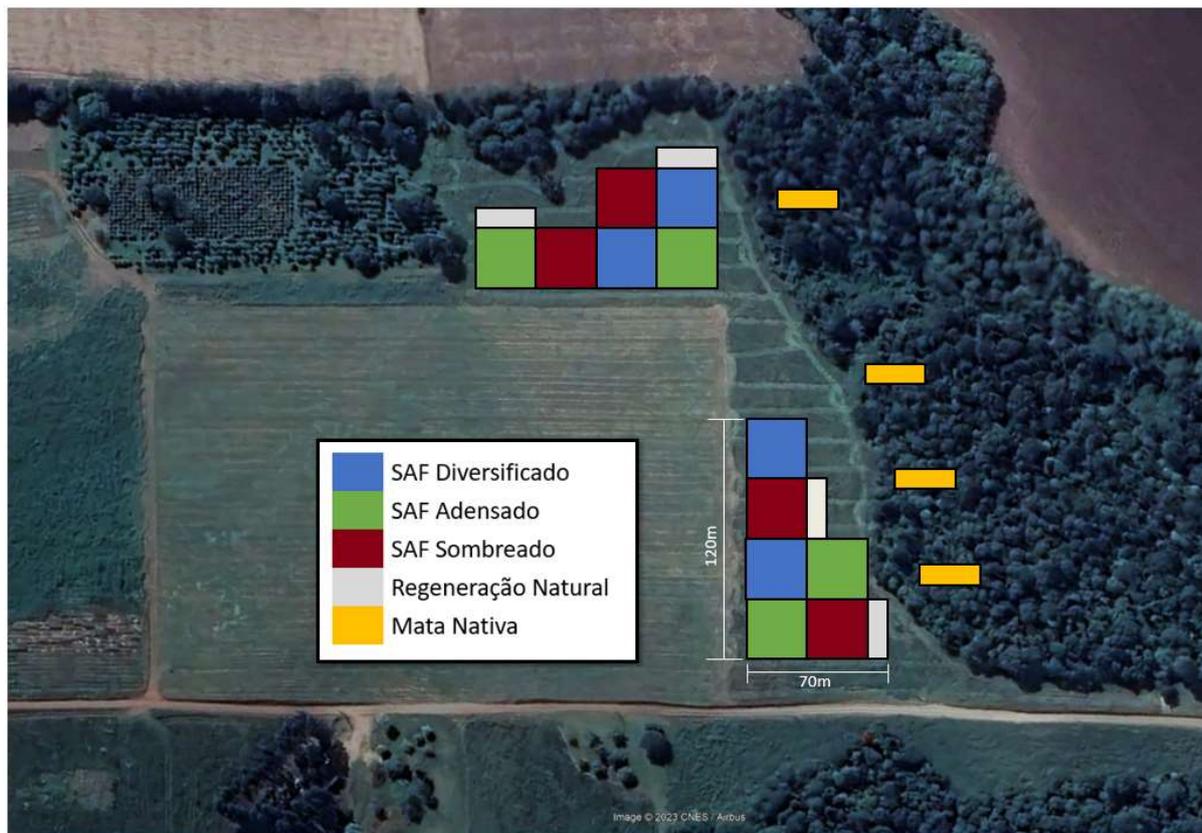
Figura 2. Dados de precipitação (mm), temperatura máxima, mínima e média (°C) durante o período de avaliação de outubro de 2022 até outubro de 2023.



Fonte: Epagri CIRAM (2023); elaborado pelo próprio autor.

O sistema agroflorestal foi implantado em outubro de 2021 pela Epagri em uma área com histórico de práticas agrícolas de cultivo de grãos (aprox. 1 ha), na adjacência de uma área de mata secundária de Floresta Ombrófila Mista (Fig. 3). O delineamento experimental utilizado foi o inteiramente casualizado, com quatro repetições. Os tratamentos do experimento são três modelos de SAFs denominados de: I) SAF erva-mate adensado; II) SAF erva-mate sombreada; III) SAF diversificado; além de uma testemunha IV) Regeneração Natural (Restauração Passiva), e V) Mata Nativa (ecossistema de referência), com arranjo de disposição apresentados na Fig. 3, e a composição e densidade de indivíduos sumarizada na Tabela 1.

Figura 3. Croqui do experimento na Estação Experimental da EPAGRI de Canoinhas, localizada em Papanduva, SC.



Fonte: Adaptado de Google Earth; Elaborado pelo próprio autor.

Antes da sua implementação do sistema agroflorestal, foram coletadas amostras de solo para análise e cálculo das doses de adubação de plantio e crescimento, tendo como base a cultura da erva-mate (CQFS RS/SC, 2016). A adubação foi aplicada na ocasião do plantio nas covas. Para o plantio se utilizaram covas que foram preparadas de forma mecânica com uso de perfurador motorizado. A fim de uniformizar os tratamentos, em toda a área, antes da implantação do experimento, procedeu-se com a dessecação total da área com herbicida glifosato e subsolagem (HANISCH; STIEBLER, 2023).

Os tratamentos do experimento consistiram em diferentes densidades populacionais e composições das espécies constituintes do SAF, com descrição detalhada na Tabela 1. A Regeneração Natural (RN, testemunha) foi cercada e permaneceu sem nenhum trato cultural, prática conhecida como pousio ou restauração passiva. Cada parcela do experimento principal da EPAGRI foi planejada com área total de 900 m² (30 m x 30 m), com exceção da RN (10 m x 30 m). As parcelas em mata nativa também foram instaladas com 10 m x 30 m e foram

instaladas a 30 m da borda da mata nativa. A amostragem foi realizada em uma “sub-parcela” de 10 m x 30 m, em uma porção onde houve semeadura de ervilhaca. A padronização do tamanho da sub-parcela foi realizada com base no tamanho da parcela testemunha (Fig. 3).

Tabela 1. Densidade de plantas por espécies nos tratamentos do experimento.

Espécie	População de Plantas (árvores ha ⁻¹)		
	SAF Erva-mate Adensado	SAF Erva-mate Sombreado	SAF Diversificado
<i>Ilex paraguariensis</i>	1800	1600	1333
<i>Araucaria angustifolia</i>	100	100	100
<i>Mimosa scabrella</i>	133	333	333
<i>Carya illinoensis</i>	-	-	44
Arvores parcela ⁻¹	159	159	151
Total	2033	2033	1800

Fonte: Elaborado pelo próprio autor.

3.2 ANÁLISE QUÍMICA E FÍSICA DO SOLO

As amostras de solo para análise química e física foram coletadas anualmente, sendo novembro de 2022 e outubro de 2023. O solo coletado para análise química foi proveniente do conteúdo de solo retirado a partir da escavação do monólito de solo (0-20 cm, item 3.3.3 Escavação de monólito de solo), sendo considerado cada monólito uma amostra simples que compôs uma amostra composta para cada uma das parcelas do experimento. As análises químicas completas foram realizadas em laboratório com metodologia proposta por Tedesco et al. (1995), para determinação de pH, matéria orgânica, quantificação de teores de argila, saturação de base, além de teores de macro e micronutrientes, como Fósforo, Potássio, Magnésio, Cálcio.

A análise física foi realizada com a coleta de solo indeformado usando um anel volumétrico de inox (3 cm de altura e 5 cm de diâmetro) nas profundidades de 0-5 cm, 5-10 cm e 10-20 cm. As amostras foram envoltas em filme plástico PVC e levadas ao Laboratório de Solos da Universidade Federal de Santa Catarina, Campus Curitibanos, onde se procedeu com a determinação de densidade do solo e porosidade do solo.

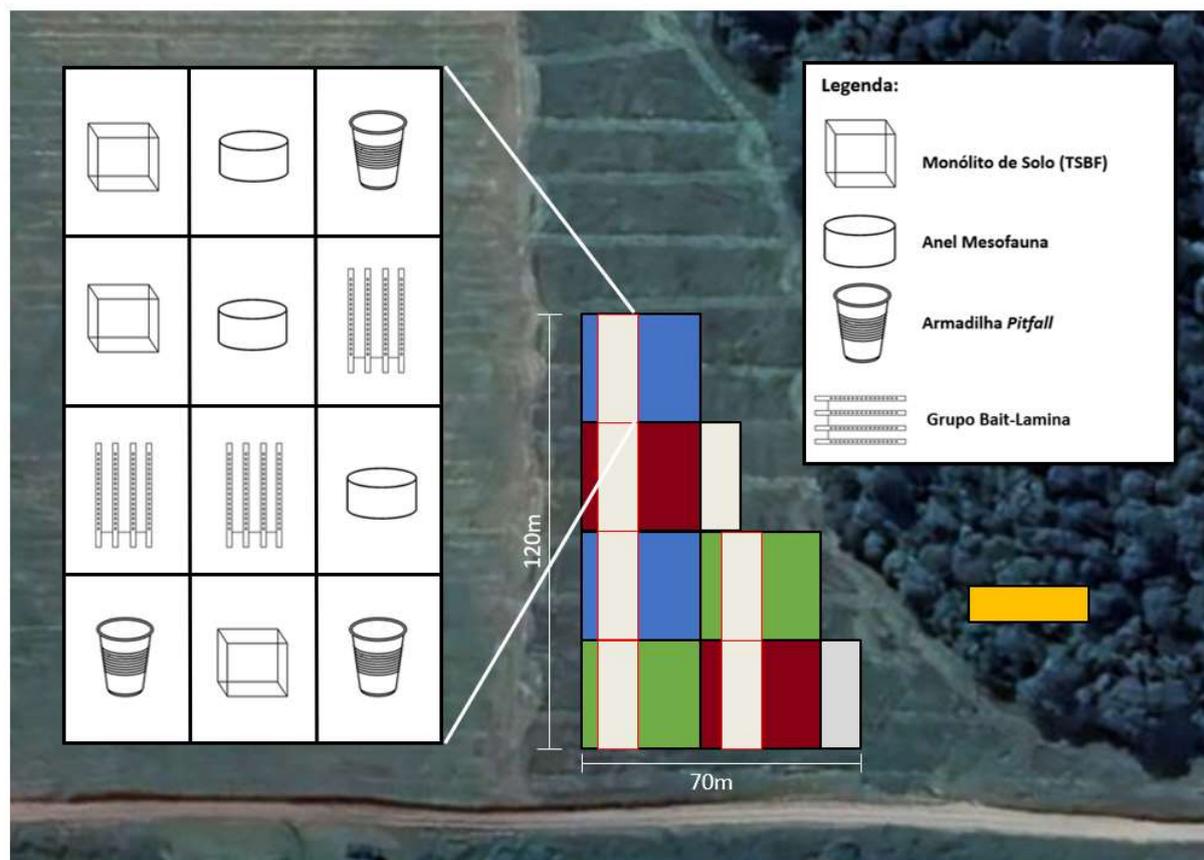
3.3 AMOSTRAGEM DA COMUNIDADE DE INVERTEBRADOS DO SOLO

3.3.1 Delineamento da amostragem

As amostragens foram realizadas sazonalmente durante um ano, sendo na primavera (novembro/2022), verão (fevereiro/2023), outono (maio/2023) e inverno (agosto/2023). Foram coletadas amostras de solo e realizada a instalação de armadilhas, com delineamento pré-definido (Fig. 4). Em cada uma das estações, a posição de cada uma das metodologias de amostragem foi atualizada de forma aleatória.

Para cada parcela experimental foi realizada uma grade de amostragem que contou com a instalação de três armadilhas de queda (pitfall), escavação de três monolitos de solo, a retirada de três funil de Berlese e instalação de três pontos com *bait-laminas*. Para cada um dos tratamentos, por período de amostragem, foram amostrados um total de 12 pontos para cada uma das metodologias citadas, que serão detalhadas nos itens a seguir. Para a escolha do local da amostra, se preconizou que a instalação das armadilhas, *bait-laminas*, escavação de monolito e retirada de funis de Berlese fossem realizadas obedecendo a grade amostral aleatória sempre na entre linha dos plantios. Na Tabela 2, constam as unidade de medida utilizadas para cada uma das amostragens, bem como uma sumarização de pontos amostrais por parcela, tratamento e totais.

Figura 4. Delineamento amostral aleatorizado em grade.



Fonte: Adaptado de Google Earth Fonte: Elaborado pelo próprio autor.

Tabela 2. Pontos amostrais, e unidade de medida para cada uma das técnicas de amostragem dos indicadores de saúde do solo.

Metodologia de amostragem	Pontos Amostrais			Unidade de medida
	Parcela	Tratamento	Total	
TSBF	3	12	300	Nº total de indivíduos/tratamento
Funil de Berlese	3	12	300	Nº total de indivíduos/tratamento
Armadilhas <i>Pitfall</i>	3	12	300	Nº total de indivíduos/tratamento
<i>Bait</i> Lâmina	3	12	300	% de consumo da isca
Análise de Solo	1	4	16	-
Anel Porosidade	3	12	300	-

Fonte: Elaborado pelo próprio autor.

3.3.2 Armadilhas de queda (*Pitfall traps*) (meso e macrofauna)

O método de amostragem via armadilhas de queda (*Pitfall traps*), foi adaptado segundo método proposto por Baars (1979, Fig. 5). Este método de captura, que fornece informações qualitativas e semiquantitativas, é bastante eficaz para indivíduos que estão sob o serrapilheira e/ou que passam pelo menos uma parte de seu ciclo biológico no solo (KOLLER et al., 2023). Foram instaladas três armadilhas por parcela do experimento, em cada um dos períodos de amostragem, seguindo o esquema da Fig. 4, as armadilhas permaneceram a campo por um período de 72h (BARETTA et al., 2014). Após esse período o conteúdo da armadilha foi filtrado por uma peneira para retirar a água, e os organismos coletados foram transferidos para recipientes plásticos etiquetados contendo solução de etanol a 70%. As amostras foram acondicionadas no Laboratório de Ecologia da Universidade Federal de Santa Catarina, Campus Curitibanos, onde se conduziu a identificação e contagem dos organismos a nível de grupo taxonômico ou família quando possível, com auxílio de chave de identificação. Após a posterior identificação e contagem de organismos, foram calculados os índices de Riqueza (S), Abundância (N) de grupos, Índice de Diversidade de Shannon (H'), Índice de Dominância de Simpson (D) e o Índice de Uniformidade de Pielou (J).

Figura 5. Armadilhas de solo (*Pitfall traps*)

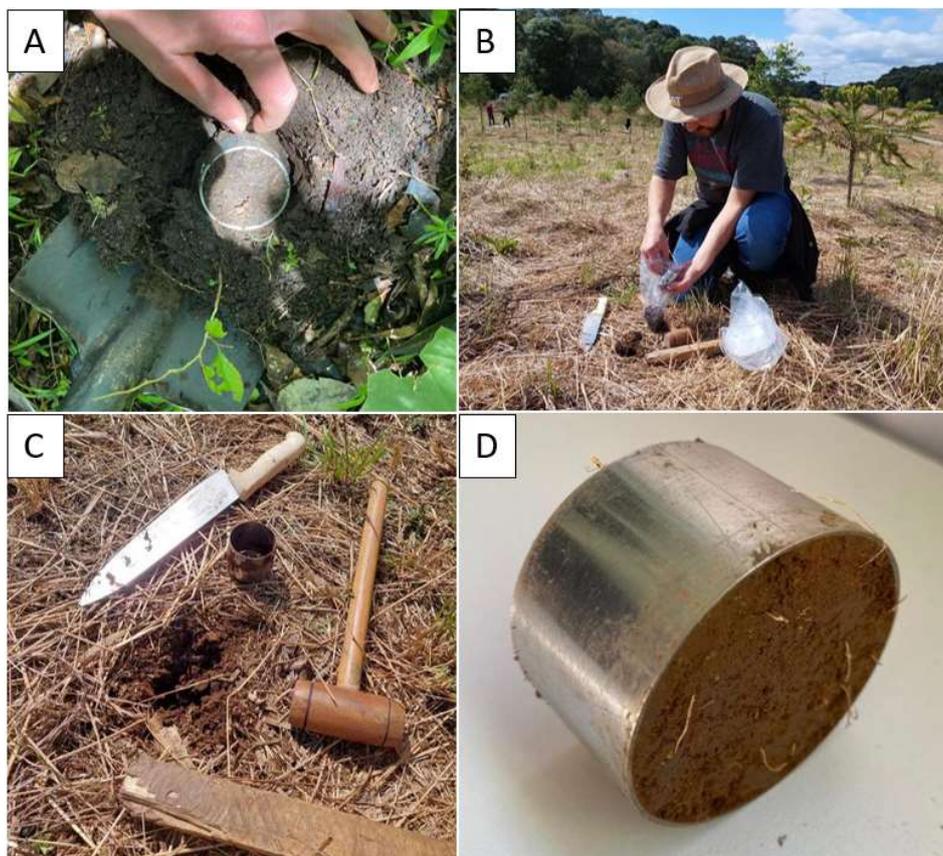


Fonte: Autor (2023)

3.3.3 Funil de Berlese-Tüllgren (mesofauna)

O método Funil de Berlese-Tüllgren utilizado foi uma adaptação da técnica descrita por Tedesco, Volkweiss e Bohnen (1995) (RODRIGUES et al., 2008, Fig. 6). Foram retirados três anéis por parcela do experimento, em cada época de amostragem, sendo que essas foram posteriormente levadas ao Laboratório de Ecologia da Universidade Federal de Santa Catarina, Campus Curitibanos, e expostas em um extrator de fauna onde se cria um gradiente de temperatura e luminosidade para que os invertebrados migrem para recipientes com álcool 70%. Posteriormente, foi realizada a identificação dos organismos a nível de grupo taxonômico ou família quando possível. Após a posterior identificação e contagem de organismos, além dos dados de Riqueza (S) e Abundância (N) de grupos, foram aplicados alguns índices ecológicos como Índice de Diversidade de Shannon (H'), Índice de Dominância de Simpson (D) e o Índice de Uniformidade de Pielou (J).

Figura 6. Coleta de amostras de mesofauna edáfica com o auxílio de anéis volumétricos. (A) remoção do anel volumétrico do solo com auxílio de pá; (B) acondicionamento da amostra em sacos de polietileno; (C) ferramentas utilizadas para coleta das amostras; (D) anel com conteúdo da amostra intacto.



Fonte: Autor (2023)

3.3.4 Monólito de solo – *TSBF* (macrofauna)

Outro método de amostragem foi a escavação de monólitos de solo, adaptação do programa *TSBF* (*Tropical Soil Biology and Fertility Method*) descrito por Anderson e Ingram (1993). Esta metodologia foi adaptada da ISO 23611-5:2011, e consiste na escavação de um monólito de solo com dimensões de 25 x 25 cm de largura x 20 cm de profundidade (Fig. 7). Em cada parcela, foram realizadas três escavações com o auxílio de uma pá de corte, em cada um dos períodos de amostragem. Os monólitos foram colocados em sacos de polipropileno e imediatamente triados a campo com auxílio de bandejas plásticas para coletar os organismos da macrofauna edáfica. Os organismos encontrados foram fixados em álcool 92°, posteriormente levados para o Laboratório de Ecologia da Universidade Federal de Santa Catarina, Campus Curitibanos, onde se conduziu a identificação a nível de grupo taxonômico ou família quando possível. Após a posterior identificação e contagem de organismos além dos dados de Riqueza (S) de grupos e Abundância (N) obtidos pela amostragem da fauna, foram

aplicados alguns índices ecológicos como Índice de Diversidade de Shannon (H'), Índice de Dominância de Simpson (D) e o Índice de Uniformidade de Pielou (J). Na Fig. 9 uma linha do tempo foi montada para exemplificar o momento das práticas supracitadas.

Figura 7. Escavação de monólitos para coleta e triagem de macrofauna. (A) escavação do monólito e acondicionamento em sacos de polietileno; (B) triagem das amostras fracionada em bandejas; (C) galeria do solo formada por uma minhoca; (D) recipientes de etiquetados para armazenamento do conteúdo das amostras.



Fonte: Autor (2023)

3.4 CÁLCULO DOS ÍNDICES ECOLÓGICOS

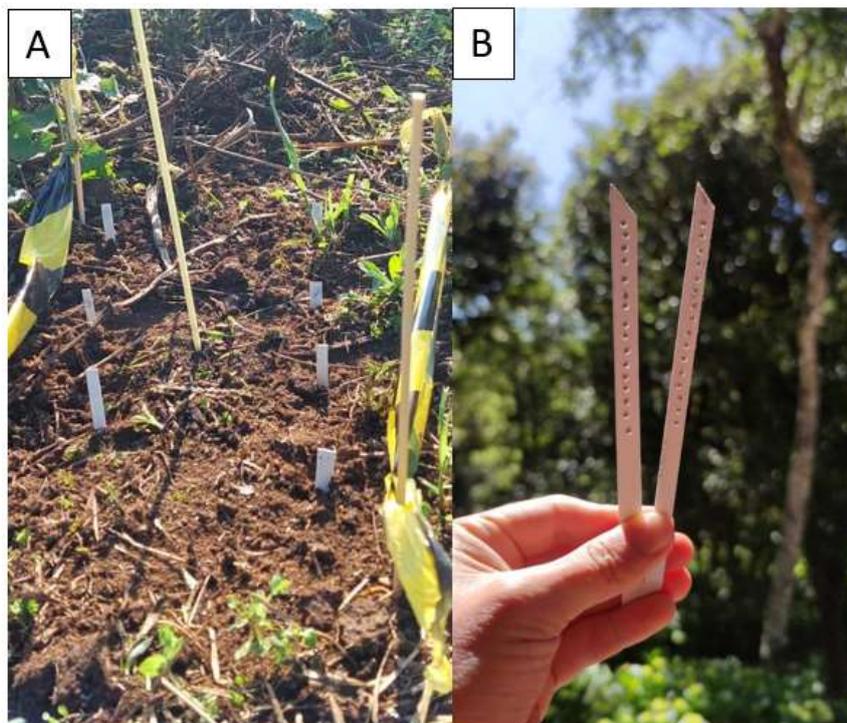
Para caracterização da fauna foram utilizados alguns índices que avaliam a Riqueza (S), que é termo utilizado na ecologia para designar o número de espécies de uma determinada comunidade; Abundância (N), que é o número de indivíduos contabilizado em cada uma das espécies; Índice de Diversidade de Shannon (H'), é um dos diversos índices para medir diversidade em dados populacionais, onde quanto menor o valor do índice de Shannon, menor o grau de incerteza e, portanto, a diversidade da amostra (SHANNON; WIEVER, 1949); Índice de Dominância de Simpson (D), reflete a probabilidade de dois indivíduos escolhidos ao

acaso na comunidade pertencerem à mesma espécie. Sua escala apresenta uma amplitude de 0 (dominância mínima) a 1 (dominância máxima) (GORENSTEIN, 2002); e o Índice de Uniformidade de Pielou (J), derivado do índice de diversidade de Shannon que permite representar a uniformidade da distribuição dos indivíduos entre as espécies existentes. Sua escala apresenta uma amplitude de 0 (uniformidade mínima) a 1 (uniformidade máxima) (PIELOU, 1966).

3.5 QUANTIFICAÇÃO DA ATIVIDADE ALIMENTAR DA COMUNIDADE EDÁFICA

Para a quantificação da atividade alimentar, a metodologia utilizada foi a das iscas *bait-lamina*. Esse método foi desenvolvido por Von Torne (1990) e padronizado segundo a norma ISO 18311 (ISO, 2016). As lâminas foram introduzidas verticalmente no solo. Em cada parcela do experimento foram instalados três conjuntos contendo 8 lâminas-isca cada, totalizando 24 *bait-laminas* (Fig. 8). Depois de instaladas, as iscas ficaram expostas a campo por um período de 20 dias. Após esse período para se determinar a porcentagem de isca consumida, as lâminas foram retiradas do solo e registrados os orifícios onde houve o consumo. Considerou-se como consumidos todos os orifícios onde mais de 30% da isca foi consumida. Em cada estação do ano foram utilizadas cerca de 480 lâminas-isca, totalizando ao final do período de avaliação 1920 *bait-laminas*.

Figura 8. Instalação e leitura das lâminas-isca (método *bait-lamina*) para a quantificação da atividade alimentar da fauna edáfica. (A) lâminas-isca instaladas na parcela; (B) aspecto das lâminas após o consumo da isca.



Fonte: Autor (2023)

3.6 ANÁLISE DE DADOS

Os dados de química e física do solo, bem como os dados da comunidade da fauna edáfica (abundância, índices ecológicos e taxa de consumo de isca) foram submetidos aos testes de normalidade de Shapiro-Wilk, além do Levene Test para análise da homogeneidade de variâncias. Os dados que cumpriram as premissas para a estatística paramétrica foram submetidos à Análise de Variância (ANOVA) e posteriormente ao teste complementar de Tukey a 5% de probabilidade, quando a ANOVA demonstrou diferença significativa ($p < 0,05$). Quando os dados não se enquadraram nos pressupostos para ANOVA, foi aplicado o teste de Kruskal Wallis, seguido de Dunn ($p < 0,05$), quando aplicável. Todas as análises foram conduzidas através do software R Studio versão 2023.12.0.

Uma análise NMDS (Non-Metric Multidimensional Scaling) foi realizada com os dados de abundância da comunidade edáfica juntamente com dados químicos e físicos, seguida de uma análise de similaridade (ANOSIM) ($p < 0,05$), sendo que para realização destas utilizou-se do software PAST (Paleontological Statistics).

A partir dos dados da fauna edáfica, calcularam-se os índices de diversidade de Shannon-Wiener (H'), Equabilidade de Pielou (J), Dominância de Simpson (c) e Riqueza (S), descritos no item 3.4 Cálculo dos Índices Ecológicos, utilizando planilhas eletrônicas. Os dados de riqueza média, indivíduos por metro quadrado da fauna edáfica foram submetidos aos testes de normalidade dos dados e homogeneidade das variâncias, seguindo o mesmo método descrito para as variáveis químicas e físicas do solo.

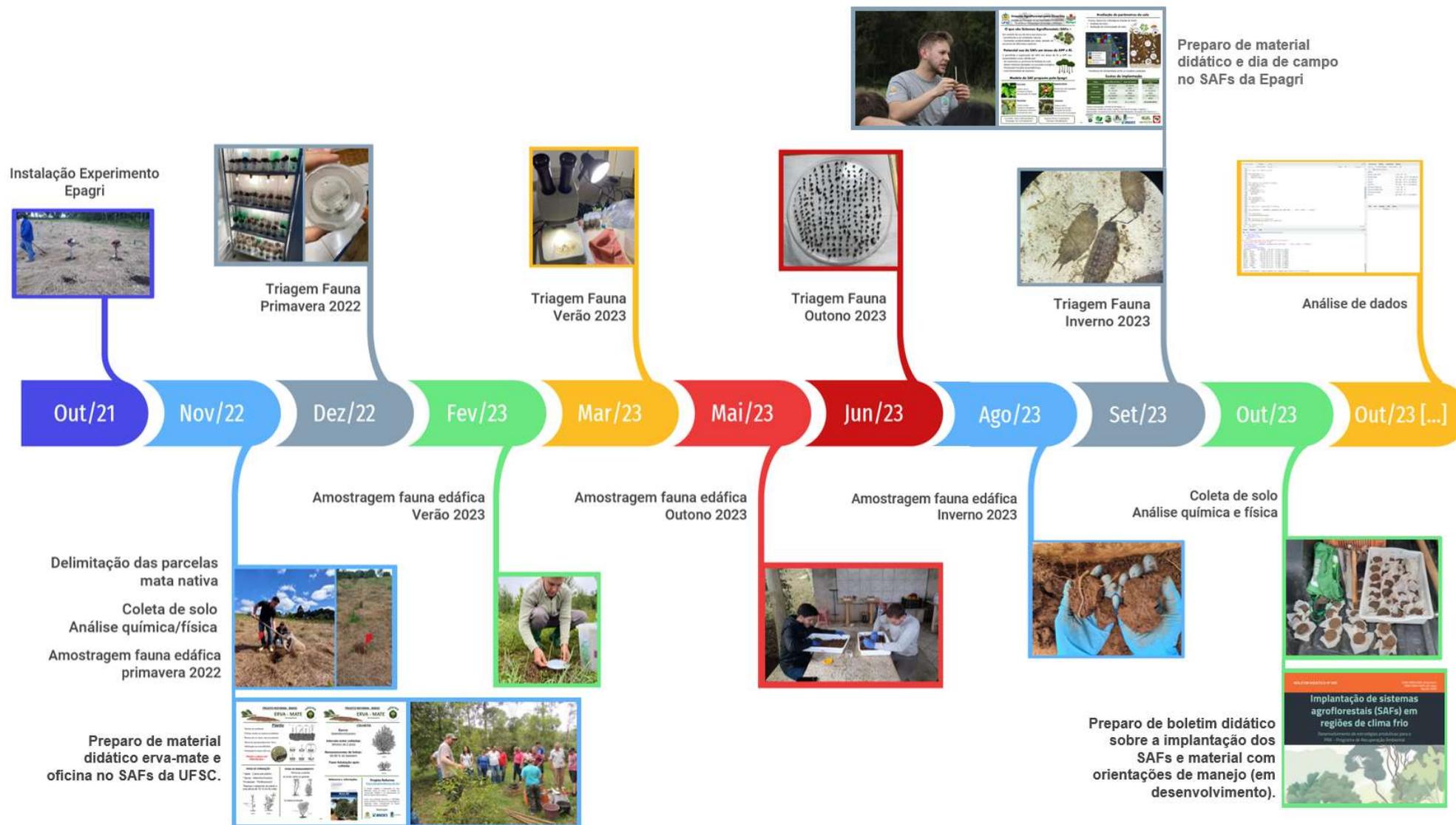
3.7 TECNOLOGIA DE DIFUSÃO SOCIAL

Foram conduzidos eventos de caráter técnico-científico com foco na integração de restauração de ecossistemas, produção via sistemas agroflorestais, educação ambiental e indicadores de saúde do solo. Esses eventos, na forma de workshops e dias de campo, foram direcionados a produtores rurais, estudantes de graduação em Agronomia e Engenharia Florestal, além de entusiastas na temática de restauração e sistemas agroflorestais. Os principais objetivos incluíram a implantação de sistemas agroflorestais como estratégia de restauração de áreas, com ênfase nas culturas de erva-mate, araucária e outras espécies nativas. A proposta abrangeu tanto aspectos teóricos quanto práticos, destacando a contribuição desses sistemas para a restauração ecológica e a sustentabilidade agrícola.

Os eventos ocorreram em locais estratégicos: o SAF Biodiverso da UFSC, no campus Curitibanos/SC, localizado nas coordenadas geográficas 27°17'14.43"S, 50°31'56.36"O, e a estação experimental da Epagri de Canoinhas, situada no município de Papanduva/SC, com coordenadas geográficas 26°22'22.5"S, 50°16'29.4"W. Para complementar os eventos, foram elaborados materiais didáticos específicos. Cartilhas educativas foram desenvolvidas com foco na implantação da cultura da erva-mate e na implementação de sistemas agroflorestais. Além disso, um boletim didático foi confeccionado em parceria com a estação experimental da Epagri de Canoinhas, abordando a implantação de sistemas agroflorestais adaptados às regiões de clima frio. Esses materiais visaram proporcionar um suporte adicional para os participantes, auxiliando na assimilação e aplicação prática das informações apresentadas.

A escolha de locais estratégicos e a parceria com instituições renomadas, como a UFSC e a Epagri, garantiram a relevância e a aplicabilidade das informações transmitidas, contribuindo significativamente para a troca de informações entre os participantes e a promoção das práticas agrícolas.

Figura 9. Linha do tempo das atividades desenvolvidas.



Legenda: Coleta de solo para análise química: uma amostra composta com três sub-amostras em uma área de 30m²; Coleta de solo para análise física: metodologia de retirada de amostra via anel volumétrico; Amostragem da fauna edáfica: Inclui as metodologias de amostragem via *pitfall*, anéis de Berlese; escavação de monólito e quantificação de atividade alimentar via *bait-lamina*; Triagem de fauna: classificação dos organismos de cada amostra em grupos e/ou ordem e/ou família. Elaboração do próprio autor.

4 RESULTADOS

4.1 PARÂMETROS QUÍMICOS E FÍSICOS DO SOLO

Na Tabela 3 estão demonstrados os valores de parâmetros químicos dos dois tempos de amostragem de solo um (2022) e dois (2023) anos após a implantação das estratégias de restauração. No primeiro tempo de amostragem (2022), o pH (H₂O), o teor de Alumínio (cmolc/dm³) e Saturação por Bases (%) tiveram diferença significativa no tratamento Mata Nativa, em comparação com os demais tratamentos, sendo $5,08 \pm 0,26$; $2,94 \pm 2,69$ e $14,67 \pm 3,20$ respectivamente. Outros parâmetros químicos não tiveram diferença entre os tratamentos no primeiro tempo de amostragem.

No segundo tempo de amostragem (2023), dois anos após a implantação das estratégias de restauração, os parâmetros pH (H₂O), Saturação por Bases e Magnésio foram menores na Mata Nativa em comparação com os demais tratamentos, sendo $4,90 \pm 0,24$; $28,71 \pm 10,34$ e $1,29 \pm 0,27$ respectivamente. Os outros parâmetros químicos avaliados não tiveram diferença significativa entre os tratamentos no segundo tempo de amostragem.

Na Tabela 4 estão apresentados os valores relacionados aos teores de porosidade determinados no primeiro e segundo tempo de amostragem; um e dois anos da implantação do sistema de restauração. No primeiro tempo de amostragem (2022), a densidade do solo foi significativamente diferente na Mata Nativa ($0,87 \text{ Mg/m}^3 \pm 0,06$) em relação aos demais tratamentos. Os valores de Porosidade Total foram significativamente menores na camada de 0 a 5 cm na área de Mata Nativa ($0,76 \text{ m}^3/\text{m}^3 \pm 0,05$), quando comparados aos demais tratamentos. Os demais parâmetros avaliados não tiveram diferença significativa no primeiro tempo de amostragem.

Assim como no primeiro tempo de amostragem, no segundo tempo (2023) o valor de densidade total foi significativamente menor na Mata Nativa ($0,820 \text{ Mg/m}^3 \pm 0,095$) quando comparada aos demais tratamentos. O restante dos parâmetros avaliados não apresentou diferença significativa entre os tratamentos no segundo tempo de amostragem.

Tabela 3. pH, Matéria Orgânica (Mat.Org.) Carbono (C), Fósforo (P), Potássio (K), Saturação de Bases (Sat. Bases), Alumínio (Al), Cálcio (Ca) e Magnésio (Mg) em pré-implantação dos modelos de restauração ativa via sistemas agroflorestais (SAF), além da Restauração Passiva e Mata Nativa, um ano e dois anos pós implantação.

Estratégia de Restauração	pH (H₂O)	Mat. Org (%)	C (g/kg)	P (mg/md³)	K (mg/md³)	Sat. Bases (%)	Al (cmolc/dm³)	Ca (cmolc/dm³)	Mg (cmolc/dm³)
Pré-implantação de SAF (2021)									
Geral	5,25		30,45	6,47	132,43	80,11	0,35	9,17	2,75
Ano 1 - 2022									
SAF Adensado	5,68 _a	5,03 ^{ns}	29,26 ^{ns}	17,30 ^{ns}	114,94 ^{ns}	75,05 _a	0,03 _a	9,22 ^{ns}	3,48 ^{ns}
SAF Sombreado	5,38 _a	4,71	27,37	18,45	83,06	57,17 _a	0,70 _a	6,57	2,99
SAF Diversificado	5,58 _a	4,77	27,73	19,20	100,45	65,99 _a	0,25 _a	6,87	3,33
Restauração Passiva	5,58 _a	4,74	25,61	18,02	99,27	62,39 _a	0,25 _a	6,51	3,01
Mata Nativa	5,08 _b	4,41	27,53	12,59	70,41	41,67 _b	2,94 _b	3,96	3,32
CV	4,68	11,01	11,01	47,67	31,18	20,49	15,67	25,63	36,03
Ano 2 - 2023									
SAF Adensado	5,60 _a	4,31 ^{ns}	25,05 ^{ns}	7,23 ^{ns}	67,34 ^{ns}	62,46 _a	0,03 ^{ns}	6,98 ^{ns}	2,53 _a
SAF Sombreado	5,25 _a	4,51	26,24	9,61	59,05	52,26 _a	0,60	5,45	2,10 _a
SAF Diversificado	5,83 _a	4,67	27,18	8,95	86,99	67,34 _a	0,23	7,16	2,89 _a
Restauração Passiva	5,43 _a	4,38	25,46	10,76	110,80	54,62 _a	0,51	5,53	2,44 _a
Mata Nativa	4,90 _b	4,44	25,83	9,11	100,34	28,71 _b	1,30	3,41	1,29 _b
CV	7,69	8,06	8,06	45,17	65,85	33,01	11,72	30,54	29,49

Médias seguidas de letras iguais nas colunas não diferem na coluna segundo Tukey a 5% de probabilidade, para cada tempo de amostragem.

ns: Não significativo na coluna segundo Tukey a 5% de probabilidade, para cada tempo de amostragem.

Fonte: Elaboração do próprio autor.

Tabela 4. Densidade do solo, Teores de Argila, Porosidade Total, Macro Porosidade e Micro Porosidade nas profundidades de 0 a 5 cm, 5 a 10cm e 10 a 20cm nos modelos de restauração ativa via sistemas agroflorestais (SAF), além da Restauração Passiva e Mata Nativa, um ano e dois anos após implantação.

Estratégia de Restauração	Densidade	Argila	Porosidade Total			Macro Porosidade			Micro Porosidade		
	(Mg/m ³)	(%)	(m ³ /m ³)			(m ³ /m ³)			(m ³ /m ³)		
-	-	-	0 a 5 cm	5 a 10 cm	10 a 20 cm	0 a 5 cm	5 a 10 cm	10 a 20 cm	0 a 5 cm	5 a 10 cm	10 a 20 cm
Ano 1 - 2022											
SAF Adensado	1,015 _a	48,75 ^{ns}	0,67 _a	0,60 ^{ns}	0,56 ^{ns}	0,13 ^{ns}	0,05 ^{ns}	0,04 ^{ns}	0,53 ^{ns}	0,55 ^{ns}	0,53 ^{ns}
SAF Sombreado	1,045 _a	50,25	0,63 _a	0,59	0,57	0,09	0,07	0,06	0,55	0,51	0,51
SAF Diversificado	1,016 _a	44,25	0,64 _a	0,62	0,57	0,10	0,09	0,04	0,53	0,53	0,53
Restauração Passiva	1,051 _a	46,50	0,63 _a	0,58	0,58	0,06	0,05	0,03	0,57	0,53	0,54
Mata Nativa	0,873 _b	57,75	0,76 _b	0,62	0,60	0,15	0,10	0,06	0,61	0,53	0,54
CV	10,14	17,49	4,92	6,41	5,09	6,51	6,16	5,28	37,05	29,07	38,66
Ano 2 - 2023											
SAF Adensado	1,009 _a	50,50 ^{ns}	0,54 ^{ns}	0,46 ^{ns}	0,39 ^{ns}	0,04 ^{ns}	0,05 ^{ns}	0,03 ^{ns}	0,50 ^{ns}	0,42 ^{ns}	0,37 ^{ns}
SAF Sombreado	1,077 _a	48,25	0,63	0,52	0,51	0,06	0,06	0,06	0,57	0,45	0,45
SAF Diversificado	1,071 _a	54,00	0,49	0,45	0,44	0,04	0,02	0,02	0,45	0,43	0,42
Restauração Passiva	1,004 _a	51,25	0,55	0,49	0,47	0,05	0,05	0,08	0,50	0,45	0,39
Mata Nativa	0,820 _b	49,75	0,57	0,45	0,49	0,05	0,03	0,06	0,53	0,42	0,43
CV	15,86	19,14	12,08	11,92	14,84	12,47	10,15	13,20	48,73	69,28	84,12

Médias seguidas de letras iguais nas colunas não diferem na coluna segundo Tukey a 5% de probabilidade, para cada tempo de amostragem.

ns: Não significativo na coluna segundo Tukey a 5% de probabilidade, para cada tempo de amostragem.

Fonte: Elaboração do próprio autor

4.2 METODOLOGIAS DE AMOSTRAGEM DA COMUNIDADE EDÁFICA

4.2.1 Estrutura da comunidade edáfica via armadilhas de queda (*pitfall*)

Na Tabela 5 estão expostos os dados referentes à coleta dos organismos via armadilhas de queda nas quatro estações do ano. Os organismos coletados foram distribuídos em 25 grupos. Os grupos mais abundantes foram Collembola, seguido de Formicidae e Diptera. Quando comparados os tratamentos entre si, dentro de cada estação do ano, os valores dos índices ecológicos e da abundância total não apresentaram diferenças significativas (Tabela 4). Apesar disso, vale salientar que os valores do índice ecológico de Diversidade de Shannon (H') foram estatisticamente diferentes entre outono ($1,19 \pm 0,29$) e inverno ($1,60 \pm 0,18$). Os valores de Equitabilidade de Pielou (J') e Dominância de Simpson (c) não apresentaram diferenças significativas entre as estações (Tabela 6).

Considerando todas as estações, os grupos mais raros foram Dermaptera (2), seguido de Chilopoda (3), Symphyla (4), Hirudinea (6) e Lepidoptera (7). Considerando os tratamentos isolados, os grupos mais abundantes foram Collembola, seguido de Formicidae e Diptera, com exceção do SAF Sombreado e SAF Diversificado onde houve predominância dos grupos Collembola, seguido de Diptera e Aranae.

Tabela 5. Abundância, Riqueza, Índice de Diversidade de Shannon (H'), Índice de Equitabilidade de Pielou (J') e Índice de Dominância de Simpson (c) dos grupos de fauna amostrados via armadilhas de queda (*Pitfall*) nos diferentes modelos de restauração ativa via sistemas agroflorestais (SAF), sendo SAF Adensado (SA), SAF Sombreado (SS), SAF Diversificado (SD), além da Restauração Passiva (RP) e Mata Nativa (MN) em função das diferentes estações do ano na Estação Experimental da Epagri de Canoinhas, SC, Brasil.

Grupos	Primavera ¹					Verão ²					Outono ²					Inverno ²					Média Anual
	SA	SS	SD	RP	MN	SA	SS	SD	RP	MN	SA	SS	SD	RP	MN	SA	SS	SD	RP	MN	
Acari	30 ^{ns}	39	34	15	12	16	25	32	21	16	49	32	29	38	9	19	23	31	86	12	28,4
Annelida	1 ^{ns}	0	0	1	0	2	2	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0,5
Araneae	63 ^{ns}	82	49	52	43	73ab	268ab	375b	69ab	21a	26	25	18	12	7	50	69	73	37	35	72,4
Blatodea	0 ^{ns}	0	0	0	0	0	2	1	0	1	2	1	0	2	1	2	0	0	0	3	0,8
Chilopoda	1 ^{ns}	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2
Coleoptera	8 ^{ns}	14	9	10	20	114	168	114	64	220	18	18	16	20	18	23	41	27	28	82	51,6
Coleoptera Larva	2 ^{ns}	1	1	1	0	46	8	8	26	32	2	1	2	5	0	10	20	3	2	5	8,8
Collembola	409 ^{ns}	432	228	225	71	3405	2372	2485	2911	443	3885	2037	5241	1716	31	688	494	489	228	197	1399,4
Dermaptera	0 ^{ns}	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1
Diplopoda	1 ^{ns}	2	3	2	2	1	0	0	0	1	0	1	0	1	1	0	0	1	1	11	1,4
Diptera	30 ^{ns}	35	28	21	79	252	231	208	306	369	68	49	50	50	37	83	91	82	35	135	112,0
Diptera Larva	1 ^{ns}	2	1	0	0	0	0	0	0	5	4	0	0	0	52	0	0	0	0	0	3,3
Formicidae	90 ^{ns}	107	90	58	136	443	361	496	616	253	178	83	95	115	75	134	160	128	69	121	190,4
Hemiptera	8 ^{ns}	23	10	11	3	13	17	26	9	15	15	11	10	15	8	29	26	4	5	6	13,2
Hirudinea	0 ^{ns}	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0,3
Homoptera	21 ^{ns}	53	22	23	8	34	35	62	22	36	36	25	27	34	20	43	65	71	5	6	32,4
Hymenoptera	10 ^{ns}	14	15	12	76	19	15	8	16	14	8	14	4	2	4	2	5	2	1	5	12,3
Isopoda	0 ^{ns}	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	9	0	1	1	0,8
Isoptera	0 ^{ns}	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	9	4	4	0	2	1,1
Lepidoptera	1 ^{ns}	0	0	0	0	0	1	0	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,4
Lepidoptera Larva	3 ^{ns}	6	3	1	1	10	1	4	1	1	0	0	0	0	2	1	1	3	0	0	1,9
Opiliones	0 ^{ns}	0	0	0	0	1	2	2	0	8	1	0	1	1	6	0	0	1	0	13	1,8
Orthoptera	7 ^{ns}	10	9	9	4	144	124	123	131	21	4	11	10	3	5	4	6	4	5	3	31,9
Symphyla	1 ^{ns}	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2
Thysanoptera	7 ^{ns}	8	11	3	1	53	32	49	50	3	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	11,1

Continua

Grupos	Primavera ¹					Verão ²					Outono ²					Inverno ²					Média Anual
	SA	SS	SD	RP	MN	AS	SS	SD	RP	MN	SA	SS	SD	RP	MN	SA	SS	SD	RP	MN	
NI	0	0	0	0	0	11	2	3	3	0	0	1	3	0	1	0	6	2	1	0	1,7
Abundância total	694 ^{ns}	828	517	446	456	4637	3667	3997	4247	1465	4299	2311	5513	2015	278	1097	1020	925	505	638	
Riqueza	19	15	17	17	13	16	18	16	14	20	16	15	14	15	16	14	14	15	14	17	
Ind.arm ⁻¹	57,8 ^{ns}	69,0	43,1	37,2	38,0	386,4	305,6	333,1	353,9	122,1	358,3	192,6	459,4	167,9	23,2	91,4	85,0	77,1	42,1	53,2	
Shannon (H')	1,31 ^{ns}	1,34	1,62	1,54	1,72	1,30	1,43	1,29	1,19	1,69	1,24	0,79	1,07	1,26	1,59	1,33	1,61	1,58	1,63	1,84	
Equitabilidade (J')	0,53 ^{ns}	0,55	0,63	0,64	0,77	0,50	0,56	0,52	0,47	0,65	0,51	0,34	0,45	0,55	0,69	0,56	0,65	0,66	0,73	0,72	
Dominância (c)	0,37 ^{ns}	0,35	0,27	0,27	0,20	0,38	0,36	0,42	0,43	0,22	0,40	0,67	0,57	0,43	0,23	0,38	0,31	0,33	0,27	0,21	

ns: Não significativo na linha entre os tratamentos dentro de cada estação segundo Tukey ou Dunn a 5% de probabilidade.

¹ Referente ao ano de 2022, ²Referente ao ano de 2023

Fonte: Elaborado pelo próprio autor.

Tabela 6. Índice de Diversidade de Shannon (H'), Índice de Equitabilidade de Pielou (J') e Índice de Dominância de Simpson (c) dos grupos de fauna edáfica, amostrados pelas armadilhas de queda (*Pitfall*), nas diferentes estações do ano na Estação Experimental da Epagri de Canoinhas, SC, Brasil.

Estação	H'	J'	c
Primavera	1,51ab	0,62a	0,29a
Verão	1,38ab	0,54a	0,36a
Outono	1,19b	0,51a	0,46a
Inverno	1,60a	0,66a	0,30a
Desvio Padrão	0,17	0,07	0,07

Letras diferem na linha segundo Tukey a 5% de probabilidade

Fonte: Elaborado pelo próprio autor.

4.2.2 Mesofauna edáfica coletada via anéis de berlese

Na Tabela 7 estão expostos os dados referentes à coleta dos organismos via anéis de mesofauna (Funil de Berlese) nas quatro estações do ano. Os organismos amostrados distribuíram-se em 19 grupos. O grupo mais abundante foi Formicidae, seguido de Collembola e Acari. Quando comparados entre si, os tratamentos não apresentaram diferenças para os valores dos índices ecológicos (Tabela 7). Apesar disso, vale salientar que os valores do índice de Diversidade de Shannon (H') foram significativamente diferentes entre primavera e inverno ($1,16 \pm 0,15$; $1,16 \pm 0,16$) quando comparados com outono ($0,80 \pm 0,25$). Os valores de Dominância de Simpson (c) foram estatisticamente diferentes entre primavera ($0,38 \pm 0,07$) e outono ($0,56 \pm 0,12$), enquanto que a Equitabilidade de Pielou (J') não demonstrou diferença significativa entre as estações (Tabela 8).

Considerando todas as estações, os grupos mais raros foram Lepidoptera (1), seguido de Blatodea (2) e Thysanoptera (2), Annelida (3) e Larva de Diptera (4). Considerando os tratamentos isolados, o grupo mais abundante foi Formicidae, seguido de Collembola e Acari em todos os tratamentos, com exceção da Mata Nativa onde houve predominância de Formicidae, seguido de Acari e larva de Coleoptera.

Tabela 7. Abundância, Riqueza, Índice de Diversidade de Shannon (H'), Índice de Equitabilidade de Pielou (J') e Índice de Dominância de Simpson (c) dos grupos de fauna amostrados via anéis de mesofauna (Berlese) nos diferentes modelos de restauração ativa via sistemas agroflorestais (SAF), sendo SAF Adensado (SA), SAF Sombreado (SS), SAF Diversificado (SD), além da Restauração Passiva (RP) e Mata Nativa (MN) em função das diferentes estações do ano na Estação Experimental da Epagri de Canoinhas, SC, Brasil

Grupos	Primavera ¹					Verão ²					Outono ²					Inverno ²					Média Anual
	SA	SS	SD	RP	MN	SA	SS	SD	RP	MN	SA	SS	SD	RP	MN	SA	SS	SD	RP	MN	
Acari	19 ^{ns}	18	11	48	6	20	9	13	3	13	3b	6ab	7ab	5ab	36a	81	28	19	59	23	21,4
Annelida	0 ^{ns}	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2
Araneae	1 ^{ns}	2	0	2	2	0	1	1	0	2	1	0	0	4	4	0	2	1	1	1	1,3
Blatodea	0 ^{ns}	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1
Chilopoda	0 ^{ns}	0	0	1	0	2	0	5	2	2	0	0	1	0	0	1	0	1	0	1	0,8
Coleoptera	1 ^{ns}	2	1	4	1	1	2	2	5	0	1	1	1	2	7	11	4	6	1	7	3,0
Coleoptera Larva	0 ^{ns}	4	1	2	1	3	2	5	4	8	1	2	1	0	7	2	4	0	2	5	2,7
Collembola	14ab	58b	12ab	29b	1a	49	18	3	2	7	140	7	157	19	1	16	20	31	21	3	30,4
Diplopoda	0 ^{ns}	0	0	0	3	1	0	0	0	0	0	1	1	1	4	0	0	0	0	0	0,6
Diptera	0 ^{ns}	3	2	5	8	3	6	1	8	5	2	0	1	2	1	3	6	2	1	3	3,1
Diptera Larva	1 ^{ns}	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2
Formicidae	16ab	3b	18ab	94a	33ab	45	104	27	88	41	9	57	76	205	34	19	65	82	130	71	60,9
Hemiptera	2 ^{ns}	3	0	2	5	1	0	1	1	1	4	1	3	5	1	2	1	3	3	0	2,0
Hymenoptera	1 ^{ns}	2	4	1	2	0	0	2	2	1	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0,9
Isoptera	0 ^{ns}	0	0	0	6	0	2	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0,5
Lepidoptera	1 ^{ns}	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1
Ortoptera	0 ^{ns}	0	0	0	0	1	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2
Symphyla	0 ^{ns}	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	2	2	3	1	0	0	1	0	0,7
Thysanoptera	0 ^{ns}	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0,1
NI	0 ^{ns}	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0,1
Abundância total	56 ^{ns}	97	50	193	71	126	145	60	118	80	163	76	252	245	99	136	130	146	220	114	
Riqueza	9	11	8	14	13	10	9	10	11	9	10	8	11	9	11	9	8	9	9	8	
Shannon (H')	0,93 ^{ns}	1,21	1,10	1,32	1,23	0,93 ^{ns}	0,87	1,14	0,86	0,99	0,74 ^{ns}	0,82	0,68	0,53	1,21	1,10 ^{ns}	1,38	1,27	1,00	1,04	
Equitabilidade (J')	0,59 ^{ns}	0,69	0,69	0,66	0,67	0,58 ^{ns}	0,58	0,83	0,49	0,65	0,58 ^{ns}	0,66	0,51	0,37	0,71	0,69 ^{ns}	0,79	0,74	0,64	0,60	
Dominância (c)	0,49 ^{ns}	0,40	0,37	0,33	0,31	0,53 ^{ns}	0,55	0,39	0,54	0,50	0,57 ^{ns}	0,52	0,61	0,72	0,38	0,45 ^{ns}	0,32	0,38	0,48	0,49	

ns: Não significativo na linha entre os tratamentos dentro de cada estação segundo Tukey ou Dunn a 5% de probabilidade.

¹ Referente ao ano de 2022, ²Referente ao ano de 2023; Fonte: Elaborado pelo próprio autor.

Tabela 8. Índice de Diversidade de Shannon (H'), Índice de Equitabilidade de Pielou (J') e Índice de Dominância de Simpson (c) dos grupos de fauna amostrados pelos anéis de mesofauna (Berlese) nas diferentes estações do ano na Estação Experimental da Epagri de Canoinhas, SC, Brasil.

Estação	H'	J'	c
Primavera	1,16a	0,66a	0,38a
Verão	0,96ab	0,63a	0,50ab
Outono	0,80b	0,57a	0,56b
Inverno	1,16a	0,69a	0,43ab
Desvio Padrão	0,34	0,20	0,16

Letras diferem na linha segundo Tukey a 5% de probabilidade; ns: Não significativo
 Fonte: Elaborado pelo próprio autor.

4.2.3 Estrutura da comunidade edáfica via escavação de monólitos de solo (TSBF)

Na Tabela 9 estão apresentados os resultados referentes à coleta dos organismos via escavação de monólitos de solo (TSBF) nas quatro estações do ano. Os organismos coletados distribuíram-se em 25 grupos. Os grupos mais abundantes foram Annelida, seguido de Larvas de Coleoptera e Formicidae. Com relação aos tratamentos, os índices ecológicos não tiveram diferença significativa. Em relação ao grupo Annelida, em todas as estações o número de organismos por metro quadrado (Ind.m^{-2}) na Mata Nativa foi menor em comparação aos demais tratamentos (Tabela 8). Além disso, vale salientar que os índices ecológicos de Diversidade de Shannon (H'), Equitabilidade de Pielou (J') e Dominância de Simpson (c) foram diferentes na primavera ($1,08 \pm 0,19$; $0,51 \pm 0,11$ e $0,42 \pm 0,08$ respectivamente) em comparação às outras estações (Tabela 10).

Considerando todas as estações, os grupos mais raros foram Collembola, Lepidoptera, Plateomyntes e Thysanoptera (1), seguidos de Mollusca (2), Acari (4) e Hirudinea (8). Considerando os tratamentos isolados, os grupos mais abundantes foram Annelida, seguido de Larva de Coleoptera e Formicidae, com exceção da Mata Nativa onde houve predominância dos grupos Larva de Coleoptera, seguido de Isoptera e Diplopoda.

Tabela 9. Abundância, Riqueza, Índice de Diversidade de Shannon (H'), Índice de Equitabilidade de Pielou (J') e Índice de Dominância de Simpson (c) dos grupos de fauna amostrados via monólitos de solo (TSBF) nos diferentes modelos de restauração ativa via sistemas agroflorestais (SAF), sendo SAF Adensado (SA), SAF Sombreado (SS), SAF Diversificado (SD), além da Restauração Passiva (RP) e Mata Nativa (MN) em função das diferentes estações do ano na Estação Experimental da Epagri de Canoinhas, SC, Brasil.

Grupos	Primavera ¹					Verão ²					Outono ²					Inverno ²					Média Anual	
	SA	SS	SD	RP	MN	SA	SS	SD	RP	MN	SA	SS	SD	RP	MN	SA	SS	SD	RP	MN		
Acari	0 ^{ns}	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2
Annelida	239 ^{ns}	188	172	123	6	54	67	69	25	7	27	29	48	14	3	86	40	56	26	4	4	64,2
Araneae	8 ^{ns}	7	6	6	6	8	5	5	4	2	7	8	8	6	3	1	4	3	6	0	0	5,2
Blatodea	0 ^{ns}	0	0	0	0	1	0	1	1	1	14	13	12	26	0	3	8	1	4	2	2	4,4
Chilopoda	10 ^{ns}	2	3	4	7	3	0	2	3	6	4	4	2	1	5	2	4	1	2	2	2	2,1
Coleoptera	19 ^{ns}	19	14	19	10	20	9	8	25	2	24	7	22	25	8	5	10	13	24	5	5	14,4
Coleoptera Larva	13 ^{ns}	16	11	30	44	23	7	17	36	13	43	38	34	35	23	63	32	34	42	51	51	30,3
Collembola	0 ^{ns}	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1
Diplopoda	31 ^{ns}	47	21	22	45	3	4	3	11	8	5	5	17	0	12	19	6	5	9	14	14	14,4
Diptera	4 ^{ns}	0	4	0	0	1	5	0	1	10	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1,4
Diptera Larva	1 ^{ns}	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0	0	0	0	0	0	0	0,8
Formicidae	7 ^{ns}	33	2	19	15	32	15	32	24	9	39	25	24	42	17	2	1	5	15	6	6	18,2
Hemiptera	2 ^{ns}	1	2	5	1	2	0	2	0	1	14	2	21	6	3	1	0	0	0	0	0	3,2
Hirudinea	0 ^{ns}	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	2	0	0	1	2	0	0	0	0,4
Hymenoptera	0 ^{ns}	3	0	0	1	4	2	3	3	7	1	0	0	1	1	1	1	0	3	3	3	1,7
Isopoda	1 ^{ns}	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	13	0	0	0	0	0	1	0,9
Isoptera	0b	6ab	0b	0b	81a	9	3	8	3	5	6	1	0	13	21	0	0	0	2	4	4	8,1
Lepidoptera Pupa	3 ^{ns}	4	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0,6
Lepidoptera	0 ^{ns}	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1
Lepidoptera Larva	2 ^{ns}	6	3	3	8	0	1	2	0	3	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1,5
Molusco	0 ^{ns}	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0,1
Ortoptera	1 ^{ns}	2	0	4	1	22	21	13	5	0	7	16	20	13	4	2	2	1	1	0	0	6,8
Plateominto	0 ^{ns}	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0,1
symphila	0 ^{ns}	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1,4
Thysanoptera	0 ^{ns}	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1

Continua

Grupos	Primavera ¹					Verão ²					Outono ²					Inverno ²					Média Anual
	SA	SS	SD	RP	MN	SA	SS	SD	RP	MN	SA	SS	SD	RP	MN	SA	SS	SD	RP	MN	
NI	0	0	0	0	0	2	3	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0,5
Abundância Total	341 ^{ns}	336	242	239	225	185	142	168	141	76	192	151	212	195	115	187	109	122	137	94	
Riqueza	14	15	13	12	12	14	11	14	12	14	13	13	14	13	13	13	11	10	13	11	
Ind. m ⁻²	454,7 ^{ns}	448,0	322,7	318,7	300,0	246,7	189,3	224,0	188,0	101,3	256,0	201,3	282,7	260,0	153,3	249,3	145,3	162,7	182,7	125,3	
Shannon (H')	0,97 ^{ns}	0,92	0,98	1,35	1,16	1,59	1,33	1,40	1,55	1,47	1,68	1,45	1,55	1,29	1,45	1,25	1,49	1,36	1,70	1,40	
Equitabilidade (J')	0,46 ^{ns}	0,42	0,48	0,62	0,58	0,76	0,67	0,68	0,81	0,77	0,78	0,70	0,71	0,62	0,70	0,67	0,84	0,77	0,87	0,75	
Dominância (c)	0,50 ^{ns}	0,46	0,48	0,32	0,34	0,22	0,30	0,27	0,21	0,22	0,21	0,23	0,18	0,29	0,23	0,38	0,27	0,35	0,22	0,35	

ns: Não significativo na linha entre os tratamentos dentro de cada estação segundo Tukey ou Dunn a 5% de probabilidade.

¹ Referente ao ano de 2022, ²Referente ao ano de 2023

Fonte: Elaborado pelo próprio autor.

Tabela 10. Índice de Diversidade de Shannon (H'), Índice de Equitabilidade de Pielou (J') e Índice de Dominância de Simpson (c) dos grupos de fauna amostrados por monólitos de solo (TSBF) nas diferentes estações do ano na Estação Experimental da Epagri de Canoinhas, SC, Brasil.

Estação	H'	J'	c
Primavera	1,08a	0,51a	0,42a
Verão	1,47b	0,74b	0,24b
Outono	1,48b	0,70b	0,23b
Inverno	1,44b	0,78b	0,32b
Desvio Padrão	0,19	0,11	0,08

Letras diferem na linha segundo Tukey a 5% de probabilidade

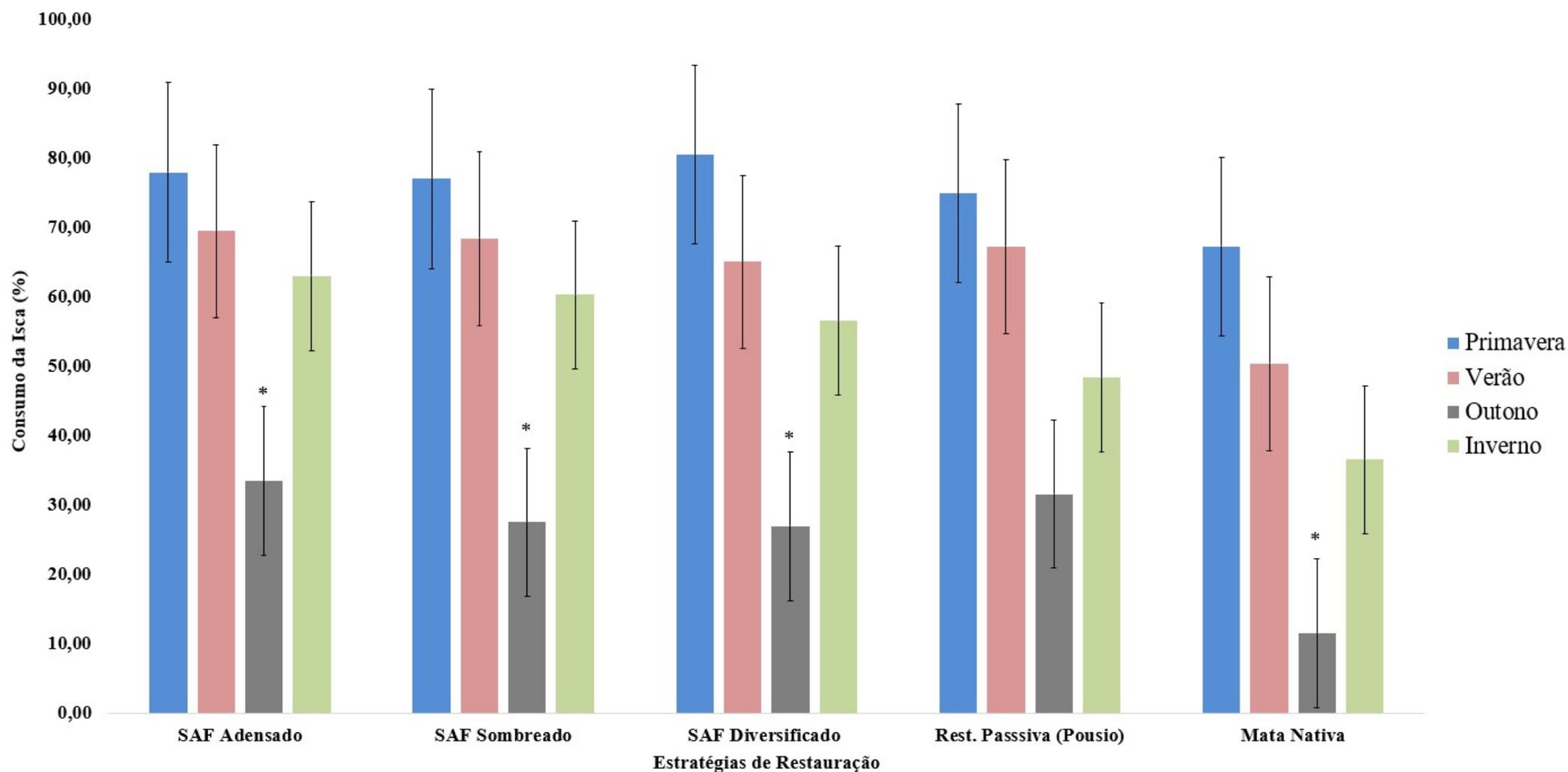
Fonte: Elaborado pelo próprio autor.

4.3 ATIVIDADE ALIMENTAR DA FAUNA EDÁFICA

Após compilação de 1920 lâminas-isca, os dados foram contabilizados e estabelecidas respectivas médias aritméticas. A Fig. 12 exhibe as médias de consumo de isca em função da estação do ano a que foi submetida e respectiva estratégia de restauração. O consumo geral das iscas atendeu aos parâmetros estabelecidos na ISO 18311, onde o consumo deve ser maior que 30% ao final do período de exposição. O consumo da isca, independente da estação, no SAF Adensado foi de $60,90\% \pm 19,32$, no SAF Sombreado foi de $58,25\% \pm 21,62$, no SAF diversificado foi de $57,19\% \pm 22,49$ Restauração Passiva $55,47\% \pm 19,48$ e Mata Nativa $41,36 \pm 23,56\%$, sendo este último significativamente menor com relação aos demais tratamentos. A respeito do consumo da isca dentro das estações, independente de tratamento, verifica-se que há diferença de consumo da isca entre as estações do ano. A porcentagem de consumo da isca no Outono ($26,14\% \pm 8,65$) foi a menor dentre as estações avaliadas, seguido de Inverno ($52,89\% \pm 10,71$), Verão ($64,04\% \pm 7,85$) e Primavera com o maior consumo ($75,45\% \pm 5,03$).

No que se refere ao consumo da isca dentro de cada estação (Fig. 12), a atividade alimentar da fauna edáfica possui indícios de equivalência entre os tratamentos, com exceção do inverno. Nesta estação, o consumo da isca foi estatisticamente menor na Mata Nativa ($36,46\% \pm 3,32$) quando comparado ao SAF Adensado ($62,96\% \pm 7,83$) e SAF Sombreado ($60,22\% \pm 8,55$).

Figura 10. Porcentagem média (\pm IC) de consumo de lâminas-isca (*bait-lamina*) em função das estações do ano e diferentes modelos de sistema agroflorestal como estratégia de restauração na estação experimental da Epagri de Canoinhas, Papanduva, SC, Brasil.



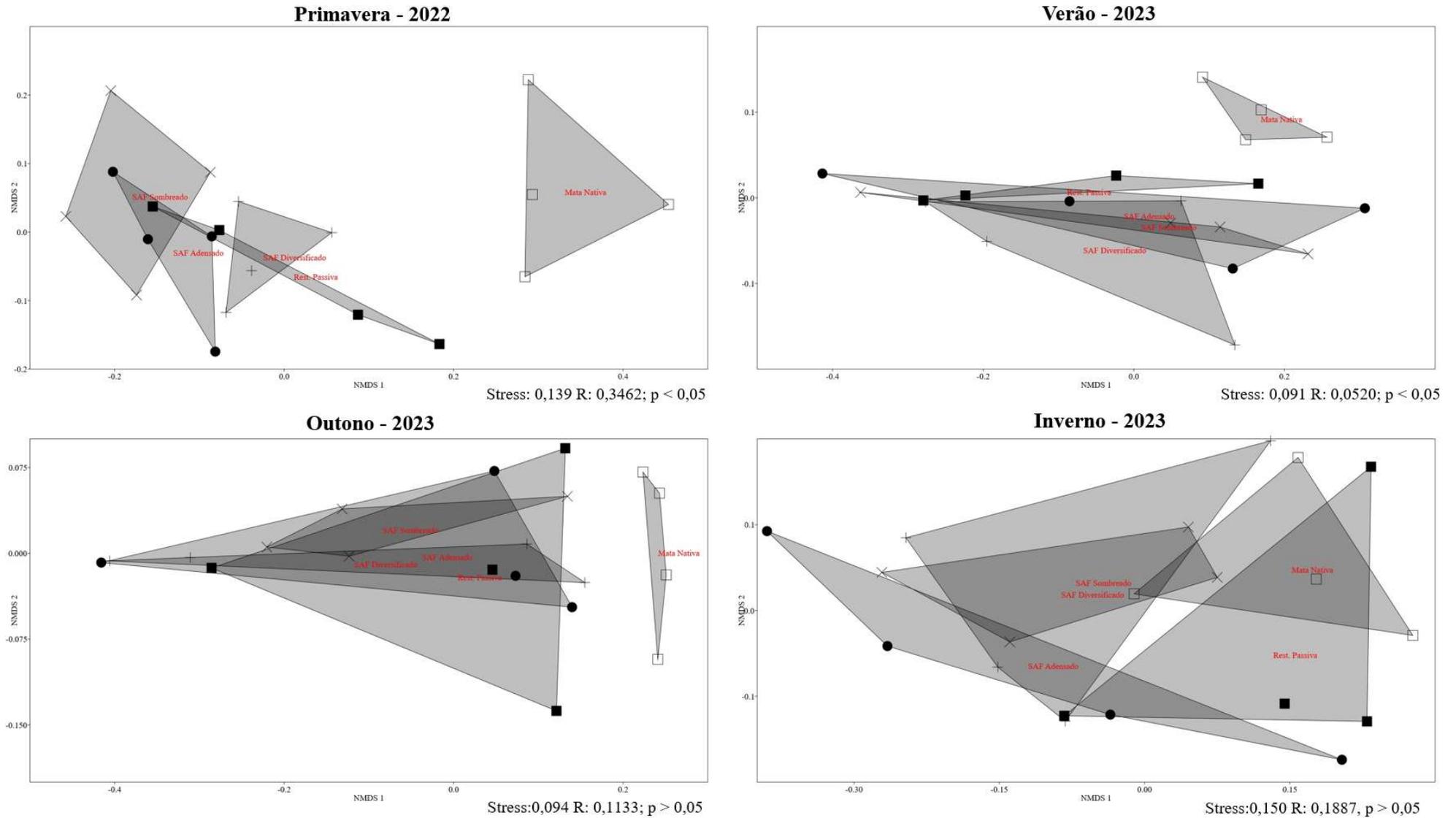
IC: limite superior e inferior do intervalo de confiança a 5% de probabilidade
 Fonte: Elaborado pelo próprio autor.

4.4 ESTRUTURA GERAL DA COMUNIDADE EDÁFICA

Como abordado nos tópicos anteriores, durante o período de amostragem, o grupo mais abundante foi Collembola seguido de Formicidae e Diptera, sendo exceção na Primavera, onde Collembola foi seguido de Annelida e Formicidae. A riqueza foi constituída de 22 grupos na Primavera, 23 no Verão e 24 no Outono e Inverno. A análise NMDS foi realizada para investigar padrões de dissimilaridade na estrutura geral da comunidade edáfica em resposta a diferentes tratamentos, ao longo de todo o experimento. O gráfico NMDS mostra a posição das amostras no espaço de menor dimensão, com base na dissimilaridade entre elas, relacionadas as coletas de todas as estações em conjunto. A proximidade entre os pontos reflete sua dissimilaridade em relação às outras amostras.

O gráfico NMDS (Fig. 11) mostra o gráfico com base na dissimilaridade nas diferentes estações do ano. Observa-se na Primavera uma clara diferenciação espacial no gráfico entre a Mata Nativa e os demais tratamentos. Esses agrupamentos sugerem variações na composição da comunidade edáfica, refletindo possíveis diferenças nas condições ambientais ou históricas. Essa diferenciação foi confirmada pela ANOSIM ($R = 0,3462$; $p < 0,05$). No Verão, observa-se uma clara diferenciação espacial no gráfico entre a Mata Nativa e os demais tratamentos. Nesse sentido, esses agrupamentos sugerem variações na composição da comunidade edáfica, refletindo possíveis diferenças nas condições ambientais ou históricas. Essa diferenciação foi confirmada pela ANOSIM ($R = 0,0520$; $p < 0,05$). No Outono, também se observa uma clara diferenciação espacial no gráfico entre a Mata Nativa e os demais tratamentos. Apesar da diferenciação entre a Mata Nativa, a análise estatística ANOSIM não demonstrou diferenças significativas na composição da comunidade edáfica entre as áreas de amostragem ($R = 0,1133$; $p > 0,05$). E no Inverno, observa-se uma sobreposição entre todos os tratamentos no gráfico NMDS, essa sobreposição indica uma similaridade substancial na composição da comunidade edáfica entre os diferentes tratamentos, sugerindo que os tratamentos exerceram um impacto semelhante na comunidade nessa estação. A análise estatística ANOSIM, não revelou diferenças significativas na composição da comunidade ($R = 0,1887$, $p > 0,05$), o que reforça a observação visual do gráfico.

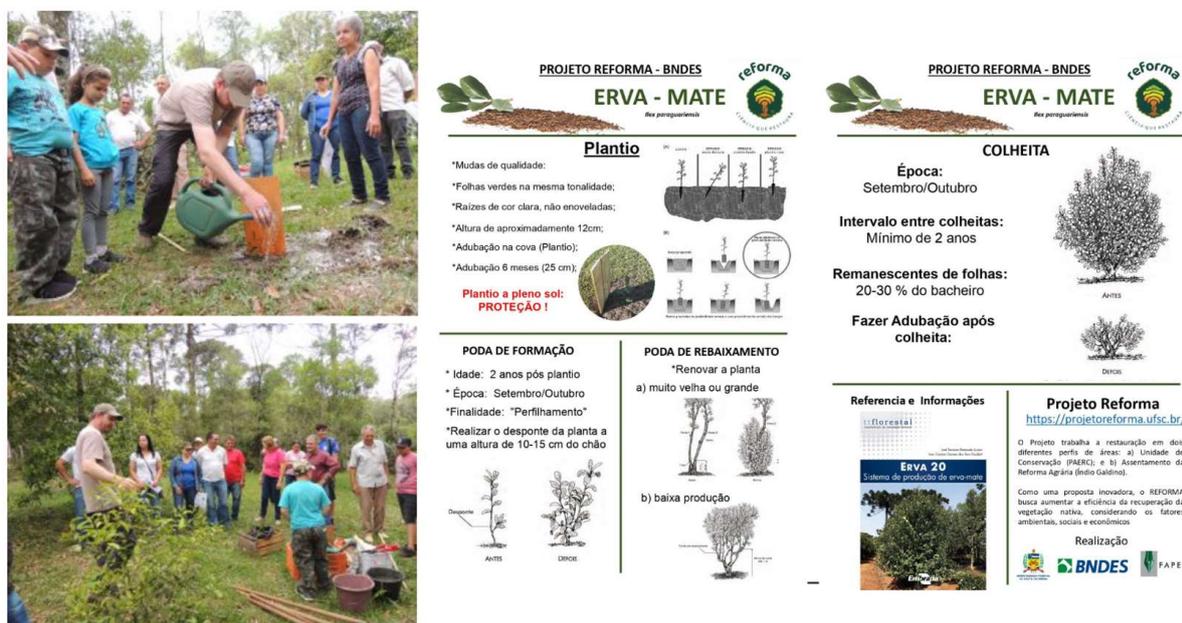
Figura 11. Análise NMDS (Non-metric dimensional scaling) dos modelos de restauração ativa via sistemas agroflorestais (SAF), além da restauração passiva e Mata Nativa sem distinção de método de amostragem.



4.5 DIFUSÃO DE TECNOLOGIA SOCIAL

A confecção de materiais didáticos foi realizada para eventos que integraram os SAFs instalados na Estação Experimental da Epagri de Canoinhas/SC e também SAFs instalados no campus da UFSC de Curitibanos. Os temas abordados foram principalmente relacionados a tecnologia social dos sistemas agroflorestais, principalmente com foco na cultura da erva-mate, araucária além de outras espécies nativas, sendo que o público-alvo desses materiais principalmente agricultores, técnicos e entusiastas das práticas de restauração. Na Fig. 12 observa-se a cartilha com foco na implantação, manejo de podas e condução da cultura da erva-mate. Esse material foi base para a discussão em uma oficina promovida pelo projeto Reforma, que contou com a participação de acadêmicos dos cursos de Engenharia Florestal e Agronomia além de 68 agricultores do assentamento Indo Galdino realizado no ano de 2021 no SAF Biodiverso do campus da UFSC Curitibanos, que teve como objetivo estimular o uso da erva-mate em estratégias de restauração dentro do assentamento.

Figura 12. Fotos da oficina de erva-mate realizada no SAF da UFSC/Curitibanos e material didático base da oficina organizada pelo projeto Reforma.



Fonte: Acervo Projeto Reforma (<https://projutoreforma.ufsc.br/>).

Além da oficina, os agricultores também participaram de um dia de campo realizado na Estação Experimental da Epagri de Canoinhas em 2023, organizado em conjunto pela Epagri e

Projeto Reforma, aberto ao público (Fig.13). O dia de campo tinha como principal objetivo demonstrar a tecnologia dos modelos de SAF implantados na Epagri com foco na cultura da erva-mate, sendo que para esse evento também foi confeccionada uma cartilha (Apêndice A) que balizou as discussões do dia de campo. Essa cartilha teve foco na etapa de implantação do SAF e apresentação de resultados parciais deste trabalho.

Figura 13. Fotos do dia de campo realizado em setembro de 2023 na Estação Experimental da Epagri de Canoinhas/SC



Fonte: Acervo Projeto Reforma (<https://projutoreforma.ufsc.br/>).

A parceria entre UFSC/Curitibanos e Epagri/Canoinhas deu origem a um boletim didático (Apêndice A), publicado em novembro de 2023, com foco na implantação de sistemas agroflorestais para região de clima frio. Sendo que um segundo boletim didático (Apêndice B) está em preparação, com foco nas práticas de manejo de sistemas agroflorestais para região de clima frio.

5 DISCUSSÃO

5.1 PARÂMETROS FÍSICOS E QUÍMICOS DO SOLO

Considerando os teores de matéria orgânica no estudo, foram classificados como médio ou alto, e a CTC classificada também como média ou alta, conforme a classificação do Manual de Adubação e Calagem para o estado do RS e SC, em função das espécies de interesse que compõem o SAF (CQFS-RS/SC, 2016). Os macronutrientes primários, fósforo e potássio, foram classificados como alto ou muito alto; médio e alto respectivamente. Os teores de macronutrientes secundários, Cálcio e Magnésio, foram classificados ambos como alto no solo.

Considerando os teores de nutrientes nos tratamentos, estes não oferecem nenhum tipo de restrição de crescimento para nenhuma das espécies de interesse dos modelos de SAF (Erva-mate, Araucária, Bracatinga e Nogueira-Pecan) segundo o manual de adubação e calagem para o estado do Rio Grande do Sul e Santa Catarina (CQFS-RS/SC, 2016). Ademais, esses níveis médios a alto também não oferecem restrição para as possíveis espécies espontâneas das áreas de Restauração Passiva e Mata Nativa (CQFS-RS/SC, 2016).

Abordando aspectos referentes ao pH, tendo em vista o histórico da área experimental (que incluem adubação e calagem) e também as condições naturais, era esperado o pH significativamente mais baixo na área da Mata Nativa. Áreas com menores valores de pH estão associadas a maiores concentrações de alumínio, reforçando os resultados encontrados no presente trabalho, que incluem pH baixo e altas concentrações de alumínio na mata (KAMINSKI, 2007). Tendo em vista que a espécie de interesse dos modelos de SAF é a erva-mate, as condições de pH (média 5,5) não oferecem restrição no desenvolvimento da espécie, onde segundo Goulart; Penteado, (2018) os teores se enquadram nos parâmetros estabelecidos para a cultura da erva-mate.

A densidade do solo pode também ser um parâmetro para avaliar a restrição de crescimento das plantas. Essa afirmação tem respaldo em Reinert et al. (2008), que expõe a relação entre a compactação e a densidade do solo, e além disso também discorre sobre a estreita ligação entre a compactação, densidade e crescimento radicular. Nesse sentido, avaliar a densidade do solo no decorrer de um processo de restauração pode auxiliar na avaliação de uma possível restrição do crescimento das plantas de interesse, no caso do presente trabalho.

A partir disso, avaliando o limite crítico de densidade para o desenvolvimento de plantas de cobertura em Argissolo, Reinert et al. (2008) encontrou que o crescimento normal das plantas anuais ocorreu quando a densidade foi menor que $1,75 \text{ mg/m}^3$. Klein et al. (2006) avaliou a densidade em latossolo e encontrou que o limite para o crescimento de plantas anuais seria em torno de $1,33 \text{ mg/m}^3$. A média de densidade para esse trabalho foi de $1,000 \text{ Mg/m}^3$ a $1,004 \text{ Mg/m}^3$. Portanto, pode-se considerar que não há restrição para o crescimento das espécies dos modelos de SAF, Restauração Passiva e Mata Nativa nessas condições de densidade. Ademais, as espécies arbóreas inseridas nos SAF têm um sistema radicular mais agressivo do que as espécies anuais avaliadas por Reinert et al. (2008), o que reforça a não restrição do crescimento das plantas. Apesar disso, a densidade avaliada em área de Mata Nativa foi menor do que no restante dos tratamentos, como também relatado por Araujo; Tormera; Silva (2004) em latossolo. Este era um resultado esperado tendo em vista que em áreas de mata há maior deposição de serapilheira nas camadas superficiais (SUSUKI et al., 2007), e consequente maior atividade dos organismos da fauna edáfica, bem como a ação de raízes finas, o que aumenta a porosidade (FROUZ, 2018).

Outro ponto a ser destacado é em relação ao carbono no solo. Esse parâmetro, quando em níveis adequados, minimiza o impacto no ambiente, contribui para redução de processos erosivos, e promove a biodiversidade no solo (SIX et al. 2002; NIELSEN, 2019; DEMETRIO et al., 2024). Além disso, há práticas conservacionistas tanto em ecossistemas naturais quanto agroecossistemas que promovem o sequestro do carbono, evitando a degradação do solo e da sua biodiversidade (HUSSAIN et al., 2021). O sistema de plantio direto no Brasil é um exemplo dessas práticas que associam a produção com a conservação do solo e da água através do aporte de carbono (DEMETRIO et al. 2021; POSSAMAI et al., 2022). Outro exemplo nesse sentido são os SAFs, que além de contribuir para a produção de alimentos, auxiliam no processo de restauração, também através do aporte de carbono (ZARO et al., 2020; CELENTATO et al., 2020).

O teor de carbono médio no solo do presente estudo variou entre 51 a 58 mg/ha, incluindo a Mata Nativa. O estoque de carbono no solo está diretamente relacionado com a quantidade de matéria orgânica no solo e consequentemente sua fertilidade, além disso os solos possuem capacidade de armazenamento de carbono, auxiliando na mitigação dos níveis desse elemento na atmosfera, desempenhando um papel importante na regulação do clima (GRESCHUK et al., 2023). Práticas produtivas ou conservacionistas que aumentem o acúmulo de carbono no solo, podem torna-lo mais férteis, contribuindo no sentido de protocolos de

restauração, por exemplo (GRESCHUK et al., 2023). Rocha et al. (2014), avaliando estoque de carbono em SAFs e vegetação nativa em latossolo, encontrou valores de carbono médio que variaram de 33,26 a 58,61 mg/ha. Além disso, Santos et al. (2019) avaliando os teores de carbono em solos de floresta nativa, encontraram valores próximos aos no presente trabalho reforçando que as diferentes estratégias de restauração abordadas neste trabalho têm mostrado uma tendência positiva quanto a eficiência no acúmulo de carbono no solo. Ainda quanto ao carbono no solo, Gusli et al. (2020) ressaltam a importância das árvores em sistemas produtivos, que não só beneficiam as concentrações de carbono no solo, mas auxiliam na estrutura e agregação, demonstrando também um acúmulo de carbono mais estável no solo. Nesse sentido, integrar as demandas relacionadas à produção aliando as práticas de restauração em um SAF constitui-se em uma boa alternativa tendo em vista o viés econômico-ambiental.

5.2 ESTRUTURA DA COMUNIDADE EDÁFICA

A fauna do solo é sensível a modificações ocorridas no ambiente, mudanças essas que podem incluir os aspectos físicos, químicos e biológicos, modificados diretamente através das práticas de manejo do solo e de cultivo empregadas (ALVES et al., 2020). Dependendo do tipo e intensidade do manejo promovido no ambiente, tais práticas podem ter ou não efeitos sobre determinadas populações, ou seja, podem aumentar, diminuir ou não influir na diversidade de organismos edáficos (VIANA et al., 2022).

Durante o período de avaliação, alguns grupos levaram destaque em função de sua contribuição em termos de abundância, como é o caso do grupo Collembola, estes organismos pertencem à mesofauna, e são amplamente utilizado como indicador em testes laboratoriais ecotoxicológicos em função de sua sensibilidade (ISO, 2014), além de ser um potencial indicador de saúde em ambientes naturais (BARETTA et al., 2018). Destacam-se como um dos microartrópodes mais abundantes no solo, podendo ser encontrados em uma ampla faixa geográfica, desde o Ártico até a Antártida. Apesar de muitas espécies serem tipicamente associadas ao solo, elas podem habitar uma grande diversidade de ambientes (POTAPOV et al., 2020), o que pode explicar parcialmente a adaptabilidade do grupo sendo este o mais abundante encontrado nas estações de verão, outono e inverno do presente trabalho.

Com relação aos tratamentos do experimento, houve uma maior abundância de colêmbolos nas áreas do experimento com SAFs e restauração passiva em comparação com a Mata Nativa. A maior abundância do grupo pode estar associada ao local de implantação da

área experimental, que historicamente, era utilizada com a produção de espécies anuais em monocultivo. Inicialmente, a simplificação do habitat (monocultivo), pode promover a diminuição drástica de predadores dos colêmbolos, favorecendo a alta abundância desse grupo. Outro fator que pode ter contribuído para o aumento da abundância é o recurso alimentar do grupo. A dieta dos colêmbolos é fundamentada em fungos, bactérias, algas e folhas, geralmente localizadas na interface entre a serapilheira e o solo, o que indiretamente promove um papel crucial na decomposição da matéria orgânica (HASSALL et al., 2006). A simplificação do habitat promove também um maior revolvimento do solo e a consequente perda de carbono no sistema proporciona um ambiente mais favorável em relação à disponibilidade imediata de recurso alimentar para o grupo, pela proliferação de microrganismos. Adicionalmente no estudo de Baretta et al. (2006), concluíram que a reprodução de colêmbolos foi favorecida em função da simplificação do habitat comparando diferentes sistemas de manejo em monocultivo, em função da maior disponibilidade de alimento.

O ambiente proporcionado a partir do início do protocolo de restauração, pode ter também influenciado o aumento populacional dos colêmbolos no ecossistema. Os diferentes tratamentos baseados em protocolos de restauração via SAF, favorecem o acúmulo de material orgânico na superfície do solo, por meio do acúmulo de serapilheira e palhada proveniente das plantas de cobertura. O material orgânico presente no solo pode favorecer o aumento da abundância do grupo, justamente, por estar relacionada com fungos, bactérias e outros materiais que são base da dieta dos colêmbolos (SPILLER; SPILLER; GARLET, 2018). Além disso, a maioria das espécies apresenta preferência por habitats úmidos, sendo frequentemente encontradas em solos que apresentam o horizonte orgânico, associado a solos com alta deposição de material orgânico (HENGL et al., 2017). Na primavera, os colêmbolos foram mais abundantes no SAF Sombreado em comparação com a Mata Nativa. O SAF Sombreado tem uma maior população da espécie *Mimosa scabrella* (Tabela 1), uma espécie leguminosa que apresenta associação com bactérias fixadoras de nitrogênio, fato que contribui na explicação da alta abundância dos colêmbolos tendo em vista que parte da dieta do grupo é baseada no consumo de bactérias como supracitado.

Com o incremento do aporte de material orgânico, a presença dos colêmbolos também favorece a decomposição desse material por aumentar a taxa de decomposição, o que foi comprovado em experimentos que utilizam bolsas de decomposição (KAMPICHLER; BRUCKNER, 2009; WALL et al., 2008). Em ambientes em restauração, a presença desse grupo pode ser benéfica, pois contribui para a liberação de nutrientes no ambiente, favorecendo a

nutrição e o metabolismo primário das plantas (GRAF et al., 2019), com efeitos diretos no crescimento e desenvolvimento das espécies de interesse nos diferentes modelos do SAF. Adicionalmente, nas diferentes estratégias de SAF, o material resultante das podas e da queda das folhas da *Mimosa scabrella* também contribuiu para o aporte de material orgânico e consequentemente a abundância deste grupo.

Embora a contribuição direta dos colêmbolos para a decomposição e ciclagem de nutrientes seja menos expressiva do que a dos grupos de microrganismos (THAKUR; GEISEN, 2019), acredita-se que esse grupo desempenhe um papel importante como regulador da comunidade microbiana (CROWTHER et al., 2011). Ao se alimentarem de fungos e bactérias, os colêmbolos contribuem para manter a biomassa da comunidade microbiana em estado ativo, além de controlarem a dominância, em certa medida, ao se alimentarem das cepas que se proliferam mais rapidamente (NEWELL, 1984; KANEDA; KANEKO, 2008). Ademais, Coulibaly et al. (2019) concluiu que a composição e diversidade da comunidade de colêmbolos exercem influência direta sobre a comunidade e diversidade de microrganismos, sendo que a alta presença desses organismos como apontado no presente trabalho pode estar contribuindo no sentido do aumento da biodiversidade do solo que vai de encontro com as premissas de processos de restauração de ecossistemas.

Outro grupo com abundância em destaque, no verão, outono e inverno, foi o Formicidae. As formigas desempenham um papel fundamental nos ecossistemas e possuem características que as tornam indicadores importantes das condições de preservação, degradação ou recuperação do ambiente (FRANÇA et al., 2014), nesse sentido podem ser um grupo chave para ser utilizado como indicador de restauração (SILVA, 2016). Tais características incluem dominância, ampla distribuição, alta abundância e riqueza de espécies, facilidade de amostragem e sensibilidade a alterações ambientais, o que as torna excelentes indicadores de qualidade biológica (FRANÇA et al., 2014; CORASSA et al., 2015). Uma outra vantagem da utilização desse grupo como bioindicador é a característica não sazonal. Isso significa que os organismos podem ser encontrados independentemente das estações ou épocas específicas do ano, ao contrário, por exemplo, dos pássaros migratórios (DUNN, 2004).

Um fator que pode estar relacionado com a alta da população das formigas nas áreas do experimento está atrelado a biologia do grupo. Por fazer parte de um grupo altamente oportunista e resistente a mudanças no ambiente, as formigas são um dos primeiros grupos a colonizar áreas que sofreram perturbação (ANDERSEN; MAJER, 2004). Devido histórico

experimental da área, com a aplicação de defensivos em função do cultivo de grãos, possivelmente as populações estavam sendo constantemente renovadas após a aplicação de inseticidas, em função da característica altamente oportunista do grupo. Provavelmente, a partir da instalação do protocolo de restauração, houve manutenção das populações do grupo no local do experimento em função de oferta de alimento e início das práticas conservacionistas. As formigas colonizam um ambiente inicialmente estabelecendo uma diversidade de grupos funcionais de forma mais acelerada do que a diversidade de espécies propriamente dita (CASIMIRO et al., 2019). Esse fenômeno resulta em uma maior diversidade de formigas no ambiente restaurado ou recém-colonizado em comparação com as áreas de referência (DEL TORO, 2012), o que pode também ter contribuído na alta abundância.

Após o protocolo de restauração, uma diversidade de fatores pode contribuir na composição da comunidade de formigas, alguns deles tais como a riqueza e abundância de recursos como luminosidade (ANDERSEN, 2019) e a quantidade de serapilheira (SILVA et al., 2011). Em ações de restauração, muitos desses fatores podem ser direcionados em função da escolha das espécies de plantas a serem utilizadas (DE ALMEIDA, 2023). No caso do SAF proposto pela EPAGRI, as espécies de interesse são essencialmente florestais, o que pode ser um atrativo para espécies de formigas cortadeiras, que tem um histórico de serem pragas de plantios florestais (DELLA LUCIA et al., 2014). Esses organismos estão geralmente associados com áreas de maior cobertura vegetal, que atuam como abrigo, proteção e alimentação (FARIA et al., 2021). Ademais, o manejo de podas das espécies florestais e também de roçadas das espécies de cobertura influenciam diretamente nas características de luminosidade e serapilheira, que tem efeitos diretos na composição do grupo. Por outro lado, Ortiz; Benayas; Delgado (2023) também avaliando SAFs com inclusão de erva-mate, evidenciaram uma redução na abundância de formigas cortadeiras além de um aumento da abundância de espécies benéficas. Nesse sentido, cabe avaliação deste grupo no decorrer do tempo de estabelecimento do protocolo de restauração, afim de que sejam evitados ruídos quanto as conclusões.

Apesar das vantagens, as estreitas interações entre as formigas e a vegetação evidenciam que o tipo e a intensidade da degradação ou alteração do ambiente podem induzir ruídos nas respostas. Algumas espécies podem ser beneficiadas, enquanto outras podem ser prejudicadas diante dessas modificações ambientais (FONTANA et al., 2010). De toda a forma, a presença desse grupo nas áreas avaliadas sugere pontos positivos, principalmente devido a manutenção das populações. As formigas possuem a característica social de serem organismos formadores

de colônias (VILELA et al., 2008), sendo o grupo de insetos sociais com maior diversidade de espécies. Estima-se que existem 21.000 espécies de formigas no planeta, sendo que aproximadamente 12.500 já foram descritas, 3.000 no Brasil (FONTANA et al., 2010). A manutenção dessa diversidade nas áreas sob protocolos de restauração é de grande importância, pois além da conservação da biodiversidade do solo, a literatura também sugere que as formigas desempenham papéis de interesse em áreas que estão sob restauração, atuando na dispersão de sementes, estrutura do solo, ciclagem de nutrientes, decomposição entre outras funções (DEL TORO, 2012). atuam diretamente em diversos processos benéficos para áreas em restauração.

Em relação à fertilidade do solo, as formigas ao estabelecerem seus ninhos, contribuem significativamente para a criação de um ambiente rico devido à ativa adição de material orgânico (LAVELLE et al., 2006). Essa atividade provoca mudanças expressivas na concentração e ciclagem de nutrientes, influenciando, inclusive, o pH do solo (FROUZ; JILKOVA, 2008). A taxa de material orgânico na área pode influenciar diretamente no desenvolvimento das espécies do SAF, podendo estar relacionada com o aumento da fertilidade em locais com presença dos ninhos. Além da química do solo, as características físicas também são impactadas pela presença das formigas. O aumento da matéria orgânica associado à formação de galerias influencia positivamente a porosidade e a estrutura de agregados (LAVELLE et al., 2006), resultando na diminuição da compactação do solo e no aumento da retenção de água. Esses influenciam no crescimento das plantas que compõem o protocolo de restauração (DEL TORO, 2012), como no caso dos SAFs, em função de auxiliarem na resistência a penetração pelas raízes das espécies florestais e de cobertura.

O grupo Diptera também contribui para a composição de grupos mais abundantes na estrutura geral da comunidade. É um grupo muito conhecido, sendo que seus representantes incluem moscas domésticas, mosca-das-frutas, mosquitos entre outros (PAPE; BLAGODEROV; MOSTOVSKI, 2011). É um grupo diverso em termos de estrutura de comunidade, exploração de habitats, hábitos de vida e interação com humanos (PAPE; BLAGODEROV; MOSTOVSKI, 2011). Estima-se que o grupo ultrapasse as 160.000 espécies (COURTNEY et al., 2017). Por ocupar praticamente todos os *habitats* e nichos alimentares, a alta abundância encontrada no presente trabalho provavelmente está associada à disponibilidade de alimentos que pode incluir frutas, flores e substâncias açucaradas (CAMARGO et al., 2015). Espécies saprofíticas e fungívoras tem associação com florestas nativas, auxiliando na decomposição e ciclagem de nutrientes além de indicadores de manejo e composição de espécies (ØKLAND et al., 2008), além de outras famílias estão associadas

também a habitats não florestais (POLLET, 2001). Ademais, ambientes florestais com maior complexidade estrutural com diversidade de plantas, conseqüentemente de nichos, proporcionam que as comunidades de díptera sejam também mais diversas, tanto em abundância quanto riqueza (BROSE, 2003).

O grupo Annelida também foi predominante em termos de abundância durante o período de amostragem, sendo presente em todas as estações com predominância na primavera. As minhocas podem ser amplamente conhecidos através do papel importante e popular como indicadores da saúde do solo (BROWN et al., 2015), são sensíveis a muitas moléculas presentes em agrotóxicos e perturbações no ecossistema, e por isso são amplamente utilizadas em ensaios ecotoxicológicos (ISO, 1993; ISO, 1998; ISO, 2002; VICENTE et al., 2019).

A abundância de Anelidas variou durante a amostragem média 4 ind.m⁻² até 318,67 ind.m⁻². Bartz et al. (2013a), com base em características de sistemas de plantio direto, ou seja, sistemas de produção conservacionistas propuseram uma classificação que qualifica ecossistemas com base na abundância de minhocas por metro quadrado. Nesse caso, o sistema produtivo é qualificado desde os níveis com menor abundância de minhocas, classificado como pobre (<25 ind. m⁻²), passando por moderado (≥25-<100 ind. m⁻²) e bom (≥100-<200 ind. m⁻²), sendo a melhor qualificação excelente (≥200 ind. m⁻²). O quantitativo de minhocas foi classificado com base nos tratamentos nas diferentes estações, onde o SAF Sombreado e Adensado, no verão, outono e inverno foram classificados como moderado e primavera como excelente. E os tratamentos SAF Diversificado e Restauração passiva, no verão, outono e inverno foram classificados como moderado e na primavera como bom. A Mata Nativa em todas as estações foi classificada como pobre. Observa-se que na primavera houve maiores abundâncias do grupo, podendo estar associada a ao período de reprodução dos organismos na estação da primavera (ZERBINO, 2012).

A maior densidade populacional de minhocas nas áreas de SAF e Restauração Passiva, podem ser parcialmente explicadas, em função de que, a partir do início do protocolo de restauração via SAF, o acúmulo de serapilheira provavelmente aumentou, sendo que esse tem influência direta na população de minhocas no sistema, uma vez que se alimentam principalmente de matéria orgânica em decomposição, como restos vegetais, folhas além de micro-organismos do solo (FROUZ, 2018). Sabe-se que a estratégia de restauração via SAF promovem uma maior deposição de serapilheira (PIMENTEL et al., 2021) em função de diversos fatores, dentre eles o maior fechamento do dossel de plantas. Além disso, o material

vegetal proveniente da cobertura vegetal que também contribui para acúmulo de serapilheira (SALDANHA, 2018).

Com relação a menor densidade populacional de minhocas nos tratamentos de Mata Nativa, Bartz et al. (2013b) explicam que a menor abundância pode estar associada as características químicas do solo. Observando os dados expostos na Tabela 2, pode-se notar que a acidez é significativamente mais baixa na Mata Nativa, aliado a isso, os níveis de alumínio tóxico tendem a ser mais altos. Essa característica tem ligação direta com a abundância dos Anelídeos, sendo que essas características químicas a desfavorecem a presença desse grupo no solo (SANTOS et al., 2016). Ademais, o contrário pode também ser verdadeiro, ou seja, a alta abundância das minhocas nos demais tratamentos, pode estar associada às melhores condições de fertilidade e manejo do solo, como práticas de adubação e calagem nas áreas historicamente utilizadas para a produção de grãos e também práticas pós estabelecimento do protocolo de restauração (BROWN; DOMINGUEZ, 2010; STEFFEN et al., 2013).

Apesar da baixa abundância em áreas de mata nativa, segundo Bartz et al. (2013b) as áreas de mata têm um grande potencial de preservar espécies nativas de minhocas, fator que deve ser avaliado em conjunto com a abundância para que não haja ruído nas conclusões. Dados apresentados por Bartz et al. (2014) corroboram essa afirmativa, sendo que discutem que apesar da menor riqueza e abundância de minhocas em áreas de Mata Nativa em comparação com monocultivo, as minhocas encontradas em monocultivo podem ser na grande maioria exóticas. Nesse sentido, vale destacar que há uma relação entre o número de espécies de minhocas nativas em comparação com número de espécies exóticas, em função do nível de distúrbio causado em determinado ecossistema (HUERTA et al., 2005). Sendo assim, se ressalta a importância de avaliação não apenas de quantificação via abundância, mas também classificação taxonômica a nível de espécie dos indivíduos do presente trabalho. Deste modo, as amostras foram encaminhadas para a taxonomista Dra. Marie Bartz, parceira na realização deste trabalho, que vem trabalhando na identificação das amostras.

De modo geral, a recolonização por minhocas em áreas recém restauradas pode indicar a melhoria das condições do solo em função do papel fundamental do grupo na estrutura do solo, através das atividades de escavação, aumentando a penetração de água e oxigênio, facilitando a circulação de nutrientes e desenvolvimento de raízes das plantas, sendo conhecidas como engenheiras do ecossistema (FROUZ, 2018; MARÍN; RUBIO; GODOY, 2022). Além da influência na ciclagem de nutrientes, promovendo a mineralização da matéria orgânica,

tornando os nutrientes disponíveis para as plantas (LAVELLE et al., 2006). Além disso, hábitos alimentares incluem a ingestão de bactérias, fungos e protozoários, contribuindo no equilíbrio das populações dos microrganismos do solo promovendo uma manutenção da biodiversidade (BLOUIN et al., 2013). Portanto, as minhocas encontradas no experimento podem estar desempenhando um papel ecologicamente significativo na manutenção da saúde do solo, onde sua presença e atividade no solo, podem refletir indicativos em áreas sob protocolo de restauração (DECAËNS et al., 2006).

Alguns grupos tiveram destaque durante o período de amostragem. Foi o caso do grupo Aranae que nos tratamentos SAF Sombreado e SAF Diversificado, dentre os grupos mais abundantes. As aranhas representam um excelente grupo modelo como bioindicador, por estarem entre os grupos mais abundantes e diversos entre os predadores generalistas tanto em agroecossistemas quanto em ecossistemas naturais (NYFFELER; BIRKHOFER, 2017). As aranhas ainda têm a característica de acumular poluentes e agrotóxicos oriundos de suas presas, podendo ser utilizado como mais um indicativo em áreas sob protocolos de restauração (PEKAR, 2012).

O aparecimento das aranhas está relacionado com áreas de vegetação natural e pouca intervenção antrópica (BARETTA et al., 2007). Nesse sentido, a manutenção das populações nas áreas sob protocolo de restauração pode ser um bom indicativo. Por outro lado, Baretta et al. (2007) relata também que algumas famílias de aranhas podem indicar perturbações antrópicas na floresta de araucárias. Sendo os predadores mais abundantes e diversos em ecossistemas de vegetação rasteira (MALUMBRES-OLARTE et al., 2013), a comunidade de aranhas é afetada por diversos fatores, entre eles, a resposta ao manejo (JANSEN et al., 2013). Durante a condução do experimento, algumas práticas podem ter influenciado diretamente a população de aranhas no sistema, sendo uma das práticas manejo de roçadas no SAF (OYARZABAL; GUIMARÃES, 2021). Solos sem cobertura vegetal são menos preferidos por aranhas em comparação com solos sempre cobertos (SCHMIDT; TSCHARNTKE, 2005). Apesar disso, o manejo de roçada também pode ter estimulado populações de algumas espécies que são oportunistas e podem colonizar rapidamente um local após um evento de perturbação (OYARZABAL; GUIMARÃES, 2021). Nesse sentido, no momento de tomada de decisões quanto a práticas de manejo, deve-se considerar a população deste importante grupo que atua diretamente nas populações da cadeia trófica do solo.

Além de destaque em alguns tratamentos, a abundância das aranhas foi maior no verão em comparação às outras estações. A literatura científica aponta que há diferença na riqueza e abundância de famílias de aranhas ao longo das estações do ano, principalmente em função das modificações pontuais de vegetação (p.ex., em ROSA et al., 2019). Essa afirmação tem respaldo no apresentado por Marín et al. (2015), que também encontrou flutuação na comunidade em função de diferentes períodos do ano. Ou seja, além da população de aranhas ser influenciada por práticas de manejo, a alta abundância no verão pode estar relacionada a vegetação de cobertura do SAF. Além das aranhas, formigas e ortópteros também tem resposta direta do manejo de cobertura, sendo os ambientes mais complexos fundamentais para manter a abundância e diversidade desses grupos (SCHMIDT et al., 2005).

Nesse sentido, por menor que seja a modificação no habitat, essa pode provocar um efeito direto na população, que pode ser potencializada com a intensidade do uso de solo (BARETTA et al., 2007b). Essas mudanças podem afetar a eficácia do controle por aranhas em função do ciclo das plantas (TYLIANAKIS; ROMO, 2010). No caso de ambientes com espécies perenes, há uma maior possibilidade de os predadores permanecerem no ambiente (TYLIANAKIS; ROMO, 2010), enquanto que com espécies anuais (menor ciclo), o ecossistema depende da recolonização contínua por predadores móveis (ENTLING; STÄMPFLI; OVASKAINEN, 2011). Esse é um ponto que vale destaque, no que se refere na opção de implantação ou não de plantas de cobertura e até mesmo no que se refere a diversidade de espécies de cobertura nas áreas sob protocolo de restauração que podem influenciar diretamente na cadeia trófica do solo e também nas respostas de efeito cascata.

Com relação aos tratamentos, houve maior abundância no SAF Diversificado. Esse tratamento foi estruturado com uma espécie a mais do que os demais tratamentos, a noqueira pecan (Tabela 1). Uma espécie a mais no sistema pode sustentar o aumento de nichos disponíveis, aumentar as interações e pode estar favorecendo a maior abundância de aranhas nesse tratamento em comparação com os demais. Esse efeito pode estar associado ao aumento da população de pragas da noqueira pecan, que incluem pulgões e lagartas (BOSCARDIN; COSTA, 2018), que fazem parte da dieta das aranhas. Nesse sentido, as avaliações futuras que contam com a presença da noqueira devem considerar a presença desse nicho diferenciado com relação a população tanto de predadores como de insetos herbívoros que podem ser diferenciados em função da alta população de grupos específicos, como o caso do grupo Araneae do presente trabalho.

Os ácaros tiveram contribuição expressiva também na comunidade de organismos da mesofauna, os ácaros podem corresponder a aproximadamente 78% em ecossistemas florestais (DIRILGEN et al., 2016), o que pode explicar parcialmente a alta abundância do grupo. Os ácaros sofrem influência direta de fatores microclimáticos, manchas de fertilidade no solo, ou até mesmo influência de plantas de cobertura afetam a dinâmica da comunidade, em função do seu tamanho corporal e locomoção limitada a pequenas áreas (CAO et al., 2011). No outono a abundância dos ácaros foi maior na Mata Nativa quando comparada com o tratamento de SAF Adensado. Kraft et al. (2020), observou o aumento na comunidade de ácaros em função da maior quantidade de fósforo, o que também foi encontrado no presente trabalho e pode ter corroborado com a alta abundância do grupo na comunidade. Nos tratamentos do SAF, em função da adubação das espécies de interesse, os níveis de fósforo estão classificados como altos, como abordado no item 4.1 Parâmetros Químicos e Físicos do Solo, o que provavelmente favoreceu a alta abundância deste grupo. Por outro lado, King; Hutchinson (1980) o efeito do aumento da população de ácaros não a quantidade de fosforo no solo, mas ao melhor desenvolvimento das plantas e comunidade microbiana, que são base da dieta dos ácaros e nesse sentido com maior oferta e disponibilidade de alimento a população de ácaros também se torna maior.

Outro fator que pode ter influenciado diretamente a população de ácaros, foi que o período de amostragem do outono foi o que acumulou o menor volume de precipitação dentre as estações avaliadas (Fig. 2). Em virtude de baixa mobilidade do grupo, são fortemente influenciados pela umidade do solo (ARAÚJO et al., 2009), onde condições limitantes afetam a capacidade de forrageamento e disponibilidade de recursos pelo grupo (POMPEO et al., 2016). Tendo em vista que o ambiente de mata proporciona maior retenção da umidade em função da complexidade estrutural das espécies componentes do ecossistema pode um dos motivos da maior abundância na mata. Além disso, em ambientes com vegetação nativa estruturalmente complexa, a densidade e diversidade de ácaros são garantidas pela maior variedade de espécies vegetais e, conseqüentemente, pela presença de serapilheira de maior valor nutritivo (RIEFF et al., 2010).

Estes organismos podem ter influência direta na ciclagem de nutrientes, atuando na decomposição da matéria orgânica por exemplo. Além disso, alguns grupos atuam como predadores de ácaros fitófagos que podem ser prejudiciais as plantas, auxiliando no controle biológico dentro do sistema produtivo (DIRILGEN et al., 2016). Nesse sentido, os ácaros, no presente trabalho estiveram associados ao ecossistema de referência, ou seja, a mata nativa.

Esse pode ser um indicativo de que as áreas sob protocolo de restauração sejam frágeis no que se refere a manutenção da comunidade de ácaros. Apesar disso, deve-se levar em consideração que o tempo desde a implantação do SAF possa ser um limitante em relação ao grupo e avaliações futuras são necessárias para uma conclusão mais robusta. Ademais, em áreas sob protocolo de restauração podem prestar papel positivo na manutenção do equilíbrio ecológico de populações auxiliando também as cadeias tróficas no ecossistema solo.

Dentre os grupos destaque na Mata Nativa, houve a presença das larvas de coleópteros, sendo que certos grupos de coleópteros em áreas mais conservadas podem ser importantes bioindicadores das áreas que sofreram algum processo de perturbação, fornecendo ainda resultados sobre o estado de conservação da área monitorada, podendo incluir nesse sentido áreas em processo de restauração (MENDES; DUARTE; RODRIGUES, 2020).

Algumas famílias são indicadoras de atributos físicos e químicos do solo, como no caso da família Chrysomelida, a qual é utilizada como bioindicadora de solos saturados por alumínio (PORTILHO et al., 2011), que é o caso dos solos de Mata Nativa do presente trabalho (Tab. 3). Além disso, a análise de solo evidenciou que os teores de magnésio diferiram nas parcelas de Mata em comparação aos demais tratamentos. Portilho et al. (2011) ressalta que as famílias Staphylinidae, Chironomidae e Blattidae apresentaram-se sensíveis aos teores de matéria orgânica, magnésio e cálcio no solo. Em ambientes naturais, a ocorrência desse grupo é diferentemente afetada pelo tipo de cobertura vegetal, quantidade de serapilheira e luminosidade, onde a família Staphylinidae tem preferência por áreas mais conservadas, amenas e com elevado grau de serapilheira, condições encontradas no ecossistema de referência. Nesse sentido, todas essas características podem ter contribuído para o aumento da abundância das larvas de coleóptera na área de mata, contudo para não haver ruídos, seria necessária uma classificação taxonômica a nível de família. Os coleópteros podem assumir diferentes papéis alimentares, incluindo herbívoros, carnívoros, detritívoros, decompositores, fungívoros e parasitas, também incluindo funções como pragas, polinizadores, dispersores de sementes e predadores (TRIPLEHORN; JOHNSON, 2011). Em função da diversidade encontrada na ordem, ambientes mais diversos como é o caso da Mata Nativa no presente estudo, podem acomodar maiores diversidades de nicho o que pode gerar uma melhor ocupação pelos coleópteros quando comparado aos tratamentos de SAF. Nesse sentido, tanto as áreas de SAF quanto as áreas de restauração passiva podem ainda não ter atingido um estágio para que se tenham populações robustas (considerando abundância) como as encontradas no ecossistema

de referência. Apesar disso, em todos os tratamentos do experimento foram encontrados representantes de coleópteros indicando que apesar de ainda não ter uma população semelhante a mata nativa em termos de abundância, os ambientes proporcionados pelas diferentes estratégias de restauração não estão inibindo a presença dos coleópteros.

O grupo Diplopoda foi destaque em termos de abundância na área de Mata Nativa. Os diplópodes têm como principais representantes os piolhos de cobra e centopeias, alimentam-se de restos de matéria orgânica vegetal e madeira em decomposição, ou seja, detritívoros, além de considerados também fungívoros (COSTA NETO, 2007). Esses organismos são encontrados geralmente em locais contendo muita serapilheira para se alimentar, permanecendo maior parte do tempo em habitats úmidos (ALAGESAN, 2016). Essas condições explicam parcialmente a presença de maior abundância dos diplópodes em áreas de Mata Nativa em comparação com os demais tratamentos, tendo em vista a complexidade do ecossistema de mata, temperaturas mais amenas e maior umidade em relação aos tratamentos de SAF. Dados semelhantes foram registrados por Rodrigues et al. (2017), que encontrou maior riqueza e abundância de diplópodes em áreas de mata nativa primária e secundária.

Além das relações com a umidade, características de substrato diferenciado também são encontradas nas áreas de mata como visto nas características químicas e físicas do solo debatidas no item 5.1 Parâmetros químicos e físicos do solo. Os diplópodes apresentam preferências por determinadas espécies de plantas e, além disso, estas precisam estar em um determinado estado de decomposição para que sejam palatáveis (GAO; TAYLOR; CALLAHAM, 2021). Além disso, algumas espécies de diplópodes apresentam características de fugir da luz (GALLO; BICHUETTE, 2019). Outras características que podem ter aumentado a população dos organismos nas áreas de mata nativa, são a alta disponibilidade de cálcio no solo (ZAPPAROLI, 2016). Os solos da mata nativa apresentaram altos teores de cálcio como apresentado na Tabela 3, o que pode ter influenciado diretamente a população desses organismos no solo. A possível explicação sugerida por David (2015), é que os organismos tem preferência por esses habitats pois acumulam quantidades consideráveis de cálcio no organismo para formação dos segmentos dorsais. Apesar disso, muitas espécies de diplópodes mostram preferência por habitats com solos menos ácidos, diferentemente do que foi encontrado no presente trabalho, onde tiveram maior abundância em áreas de Mata Nativa que foram os solos com menores valores de pH (ZAPPAROLI, 2016).

A literatura sugere, como supracitado, que os diplópodes têm preferência por ambientes mais bem estruturados, com substrato já em estado avançado de decomposição, mais úmidos entre outras características. Nesse sentido, se supõem que esses são organismos mais adaptados a ambientes mais avançados em relação a tempo pós início de protocolo de restauração. Nesse caso, esses organismos estiveram associados as áreas de mata nativa, ou o ecossistema de referência. Apesar disso, foram também encontrados diplopodas nas áreas de restauração via SAF e via restauração passiva o que indica que o ambiente apesar de não estar ideal para abrigar uma grande comunidade de diplopodas como as áreas de mata, não estão sendo restritos a ponto de não haver populações de diplopodas. De maneira geral, presença dos diplópodes é considerada positiva, pois em ecossistemas florestais, como é o caso do presente estudo, atuam como “escavadeiras”, auxiliando no processo de infiltração de água no solo fazendo o carreamento da matéria orgânica de superfície para as camadas mais profundas (ALAGESAN, 2016), influenciando diretamente a evolução do processo de restauração.

O grupo Isoptera também foi destaque na Mata Nativa, sendo os cupins os representantes desse grupo. Os cupins desempenham um papel vital para a dinâmica do ecossistema, em função da associação com protozoários, fungos e bactérias (aproximadamente com 200 espécies) são capazes de digerir a celulose contribuindo na decomposição da matéria orgânica e conseqüentemente na ciclagem de nutrientes (FERREIRA et al., 2011). Além da associação intra-intestinal, os térmitas são conhecidas por serem cultivadores de fungos em seus ninhos, onde os fungos fazem uma pré decomposição do alimento tornando mais fácil a digestão pelos cupins (AHMAD et al., 2018).

Nesse contexto, a alta abundância dos cupins no ambiente da Mata Nativa pode estar associada principalmente à sua afinidade com materiais lenhosos, uma vez que um número considerável de espécies consome madeira em algum estágio de decomposição (BARCA; LUCENA; VASCONCELLOS, 2018). Por outro lado, uma relação entre a diminuição da abundância e diversidade de térmitas e a aplicação de fertilizantes químicos em agroecossistemas é discutida na literatura (JOUQUET, et al., 2011). Nesse contexto, a baixa abundância de cupins nas áreas do experimento com SAFs pode estar associada a fertilidade. Historicamente, a área experimental era utilizada com a produção de espécies anuais em monocultivo (item 3.1 Localização e Histórico da Área Experimental), o que incluía a aplicação de fertilizantes e inseticidas químicos. Com a transição para o protocolo de restauração baseado em manejo do SAF, que inclui a adubação de espécies florestais, a dinâmica do solo pode ter

sido alterada, influenciando a maior abundância de cupins nas áreas de Mata Nativa em comparação aos demais tratamentos.

Esse grupo é conhecido pela intensa modificação na estrutura física e química do solo, sendo chamados de engenheiros do ecossistema (HOLT; LEPAGE, 2000), com um papel importante na bioturbação (ACKERMAN et al., 2007; FERREIRA et al., 2011). Grandes quantidades de solo são “translocadas” das profundidades para a superfície do solo, e consigo nutrientes muitas vezes não acessíveis pelas plantas com raízes superficiais (ACKERMAN et al., 2007), gerando uma distribuição de nutrientes no perfil do solo. Alguns efeitos na estrutura também são observados no presente trabalho, onde a alta abundância desse grupo pode ter influenciado a menor densidade aparente e porosidade total na camada de 0-5 cm (Tabela 3) do solo no tratamento Mata Nativa em comparação com os demais. Dados semelhantes aos encontrados nesse trabalho foram registrados por Oliveira et al. (2012), que concluiu maior infiltração de água e porosidade do solo em áreas com a presença de térmitas.

5.3 ATIVIDADE ALIMENTAR DA FAUNA EDÁFICA

Para que a determinação da atividade alimentar pelo método *bait lamina* seja válida, pelo menos 30% da isca alimentar deve ter sido consumida (ISO, 2016), onde no presente estudo o consumo médio da isca foi de 54,64% com 20 dias de exposição. Apesar disso, sabe-se que o consumo da isca alimentar pode variar significativamente de acordo com as condições climáticas a que estão expostas. Como por exemplo, uma atividade média de 8,5% foi observada após 34 dias de exposição da isca a campo em Oxfordshire, Reino Unido (SIMPSON et al., 2012). Da mesma forma, uma taxa de 6 a 25% da atividade alimentar foi observada após 14 dias de exposição da isca em pastagens na Alemanha (BIRKHOFER et al., 2011), e uma taxa de 5 a 40% da atividade alimentar após 22 dias de exposição em solos de vinhedos sul-africanos (REINECKE et al., 2002).

Nesse sentido, uma avaliação de consumo por dia pode ser uma estratégia igualmente viável para avaliação da atividade alimentar para comparação entre sistemas. De acordo com Klimek et al. (2015), uma atividade média da fauna em solos, avaliando sete tipos de florestas temperadas durante 12 dias de exposição, varia de 1,5 a 2,8% de consumo de isca por dia de experimento. Os resultados do presente trabalho foram ligeiramente superiores ao exposto pelos autores, tendo em vista que houve um consumo de 2,77% a 3,04% por dia nos diferentes tratamentos, contudo o tempo de exposição avaliado foi de 20 dias. Römcke et al. (2006) avaliaram a atividade da fauna edáfica na Amazônia e encontraram um valor de taxa de

consumo de 6,8% a 17,5% por dia, o que sugere que, com o aumento da temperatura e umidade, haja também um aumento do consumo da isca. Essa foi uma tendência observada nesse estudo, onde nota-se um maior consumo da isca nas estações do ano mais quentes (Primavera e Verão). Sendo o contrário também verdadeiro, um menor consumo nas estações do ano mais frias (Outono e Inverno), o que reforça a importância da avaliação da atividade nas diferentes estações do ano.

Em relação aos tratamentos, no inverno, houve redução significativa do consumo da isca em Mata Nativa em relação ao SAF Adensado e SAF Sombreado (Fig.12). Alguns autores como no caso de Thakur et al. (2017), apontam que os principais impulsionadores do consumo das iscas são majoritariamente pertencentes ao grupo de organismos da macro e mesofauna, como é o caso das minhocas por exemplo. Nesse sentido, a menor abundância do grupo Annelida na Mata Nativa, pode ter contribuído também para o menor consumo das *bait-laminas*. Por outro lado, Gongalsky et al., 2008 encontraram consumo de iscas mesmo em solos desfaunados. Considerando essa afirmação, e que a atividade dos invertebrados de solo podem ser um indicativo das taxas de decomposição da matéria orgânica (PODGASISKI; SILVEIRA; MENDONÇA, 2011), o menor consumo das iscas pode também estar relacionado a ação de microrganismos no sistema. Além disso, como exposto nos itens anteriores, a estrutura da comunidade edáfica na estação de inverno se mostrou similar, em termos de abundância. Em função disso o consumo da isca deveria ser similar nos diferentes tratamentos, o que não ocorreu. Nesse sentido, as fontes de nitrogênio podem estar influenciando como motor da decomposição do material orgânico, através dos microrganismos. As maiores taxas de nitrogênio no SAF Adensado, se devem a maior população de *Ilex paraguariensis* (Tabela 1), sendo que quanto mais plantas de erva-mate, maior taxa de adubação nitrogenada nesse tratamento. No SAF Sombreado a população de *Mimosa scabrella* é maior (Tabela 1), essa é uma espécie que possui associação com bactérias fixadoras de nitrogênio, logo quanto maior a população dessa espécie a tendência é que haja maiores taxas de nitrogênio no sistema (LAURENT; CARPANEZZI, 1988).

5.4 FAUNA EDÁFICA E SUA RELAÇÃO COM O PROCESSO DE RESTAURAÇÃO

Muitos autores discutem na literatura a fauna edáfica e seus processos e também o arcabouço relacionado a restauração de áreas (AQUINO et al., 2008; BARETTA et al., 2011; BRANCALION et al., 2013; BROWN et al., 2015; SIMINSKI et al., 2016). Usualmente os protocolos de restauração focam em práticas que contribuem para recuperação das espécies que

estão acima do solo, sendo a vegetação o principal componente (NIELSEN, 2019), incluindo também a melhoria das características do solo, como pH, carbono, concentração de nutrientes, entre outros, ou seja, aspectos esses relacionados com o desenvolvimento da vegetação (FROUZ et al. 2013). Apesar disso, o efeito, proporcionado pelas estratégias de restauração, pode afetar diretamente o ambiente onde a comunidade edáfica se encontra, porém ainda não está claro se a comunidade edáfica se desenvolve ou se recupera na mesma taxa que a vegetação se recupera. Ademais, também há ruídos no que se refere a composição da comunidade edáfica das áreas recém restauradas em comparação com o ecossistema referência.

O estudo de McCary et al. (2015), avaliou locais degradados, locais passando por restauração (3-21 anos) e locais de referência (11-21 anos), onde os autores encontraram um claro gradiente de estruturação da comunidade edáfica com o passar do tempo. Nesse caso, alguns grupos de organismos eram mais frequentes em áreas onde o protocolo de restauração eram ainda incipientes. Sob esse aspecto, vale ressaltar que alguns grupos de organismos do solo colonizam mais rapidamente uma determinada área que esteve sob eventos de perturbação, antes mesmo do local ter a presença de espécies vegetais (MATTHEWS; VATER, 2015; NIELSEN, 2019). É o caso dos colêmbolos, formigas, aranhas e ácaros, que possuem a característica oportunista de maior adaptação através do melhor uso de recursos (KAUFMANN 2001; KAUFMANN et al., 2002). Da mesma forma, alguns organismos são mais frequentes ou exclusivos das áreas de referência, por serem melhor adaptados a substrato em estados mais avançados de decomposição, ou mesmo com maiores teores de umidade como é o caso por exemplo de coleópteros, diplópodes e algumas famílias de Isoptera (TEIXEIRA et al., 2009).

Nesse sentido, vale ressaltar que esse padrão foi observado no presente trabalho. Em áreas sob protocolos de restauração quando ainda recém implantados a abundância mais representativa foi de organismos colonizadores, caso de colêmbolos, aranhas, ácaros formigas entre outros, provavelmente por possuírem características funcionais que lhes permitem colonizar rapidamente após distúrbios, criar um novo habitat e/ou existir em condições ambientais mais severas (NIELSEN, 2019). Apesar disso, nas parcelas de mata nativa, a comunidade teve como maior parte dos representantes organismos mais sensíveis a características encontradas nas áreas de referência. Nos demais períodos de amostragem (avanço do tempo e praticas conservacionistas, entre as estações) houve uma transição da comunidade nos tratamentos de SAF e restauração passiva, onde organismos mais adaptados as condições das áreas de referência, como é o caso de representantes de coleóptera e diplopoda por exemplo, foram amostrados também nas áreas sob protocolo de restauração. Segundo

McCary et al. (2015) essa transição da comunidade em áreas sob restauração pode ser um indicativo de que as práticas conservacionistas podem estar promovendo ambiente mais adaptado as comunidades mais exigentes em determinadas condições ambientais, como serapilheira mais densa, oferta de dieta, entre outros. Autores como Bokhorst et al. (2017), atribuem esse fenômeno diretamente com a influência do ambiente na dieta dos organismos, considerando que durante o início de um processo de restauração ou sucessão, as bactérias dominam o ambiente, conseqüentemente os organismos que se alimentam de bactérias, posteriormente predadores, fungos e outros grupos dão suporte para estruturação da cadeia trófica. Ou seja, conforme o tempo, após o início dos protocolos de restauração e/ou praticas conservacionistas, avança a rede de interações ecológicas (seja no solo ou no ecossistema como um todo) também avança o que torna as teias alimentares menos perturbadas. Sob esse aspecto, sugere-se que as práticas de restauração estão tornando a comunidade menos perturbada e provavelmente beneficiando a resiliência do ecossistema como um todo.

Felizmente, há evidências de que o manejo adequado não apenas beneficia as espécies da comunidade vegetal, mas também favorece a fauna do solo, auxilia na restauração de funções ecossistêmicas, promove a biodiversidade, facilita a ciclagem de nutrientes e acelera o processo de recuperação dos ecossistemas, tornando o ecossistema restaurado funcionalmente semelhante ao ecossistema alvo (GOTSCH, 1992; CLEWELL; ARONSON, 2005; BASTIN et al., 2019). Os resultados encontrados até aqui sugerem que as comunidades encontradas nas diferentes estratégias de restauração, mostraram uma dissimilaridade com a área de referência. Apesar disso, a estrutura e composição das comunidades de fauna do solo mudam à medida que o tempo avança após instalação de um protocolo de restauração ou à medida que um processo de sucessão avança. A maioria dos grupos quando analisados de forma individual não demonstraram diferença estatística entre os tratamentos, salvo alguns grupos que demonstraram diferenças pontuais entre as estratégias de SAF e Restauração Passiva em comparação com a Mata Nativa. Nesse aspecto, vale ressaltar que os protocolos de manejo foram recentemente estabelecidos (dois anos), indicando a necessidade da manutenção das práticas conservacionistas e cuidado no que se refere as estratégias de manejo, pois estas através de efeitos cascata podem influenciar diretamente a comunidade edáfica e seus processos.

6 CONCLUSÃO

No contexto geral das estratégias de restauração, há indícios de que as práticas implementadas estão contribuindo para tornar a comunidade edáfica menos perturbada e beneficiando também as características químicas e físicas do solo, assim como a resiliência do ecossistema. Esta afirmação apoia a hipótese inicial de que as duas estratégias de restauração, via SAF e Restauração Passiva, promoveriam a biodiversidade no solo de maneira similar. Levando em consideração esse contexto, os resultados encontrados no presente trabalho sugerem que ambas estratégias, via SAF e Restauração Passiva, poderiam ser usadas com viés de restauração das características do solo, considerando os dois primeiros anos de avaliação.

Os indicadores químicos, físicos e biológicos do solo, de maneira conjunta, revelaram-se eficazes na avaliação das estratégias de restauração nos primeiros anos após a implantação dos protocolos correspondentes. No que se refere às características químicas e físicas, a análise dos dois primeiros anos pode refletir uma evolução limitada devido à mudança não tão expressiva dessas características dentro desse curto período, sugerindo que as avaliações sejam realizadas ao longo do tempo, contudo com janelas maiores entre os períodos de avaliação. Por outro lado, no que diz respeito à fauna edáfica, essa demonstrou ser um indicador de saúde do solo confiável em áreas recentemente restauradas. No entanto, a classificação taxonômica, seja em nível de espécie ou família, de certos grupos poderia fornecer uma percepção mais sensível sobre a dinâmica da fauna nos tratamentos avaliados. Foram observadas algumas diferenças pontuais em relação às estações do ano, o que valida a metodologia de avaliação da fauna edáfica em diferentes momentos sazonais, minimizando possíveis interferências, especialmente nas flutuações populacionais dos grupos da fauna. Além disso, foi constatado que alguns modelos de SAF apresentaram variações específicas na composição da fauna edáfica em determinadas épocas do ano.

Com base nas informações e discussões apresentadas, é essencial dar prosseguimento das avaliações realizadas na área de estudo durante o decorrer dos anos e ainda fomentar estudos com vistas a estratégias de manejo em áreas sob restauração que tenham o propósito de retorno econômico ao longo do tempo, afim de que estas não influenciem negativamente os protocolos. Essas análises permitirão uma compreensão abrangente e integrada do processo de transformação da área de estudo ao longo do tempo. Além da estruturação dos protocolos de restauração, bem como das espécies de interesse, é crucial considerar nos próximas avaliações outras variáveis, como essas práticas de manejo realizado nos sistemas. Vale ressaltar que esses

protocolos além de promover a restauração dos ecossistemas, podem também ser fonte de renda para os produtores que optarem por implementá-las.

REFERENCIAL BIBLIOGRÁFICO

ACKERMAN, Ilse L. et al. The impact of mound-building termites on surface soil properties in a secondary forest of Central Amazonia. **Applied soil ecology**, v. 37, n. 3, p. 267-276, 2007.

AGUAR-MENEZES, E. de L.; AQUINO, A. M. de; CORREIA, M. E. F.; MENEZES, E. B. Ácaros: taxonomia, bioecologia e sua importância agrícola. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2007. 24 p. (Documentos, 240).

AHMAD, Syed Kamran; DAWAH, Hassan Ali; KHAN, Md Aslam. Ecology of termites. **Termites and Sustainable Management: Volume 1-Biology, Social Behaviour and Economic Importance**, p. 47-68, 2018.

ALAGESAN, Periasamy. Millipedes: Diversity, distribution and ecology. **Arthropod Diversity and Conservation in the Tropics and Sub-tropics**, p. 119-137, 2016.

ALMEIDA, Danilo Sette. Recuperação ambiental da mata atlântica. **Editus**, 2016.

ALMEIDA, Jaime Antônio et al. Mineralogia da argila e propriedades químicas de solos do Planalto Norte Catarinense. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v. 17, n. 2, p. 267-277, 2018.

ALMEIDA, Lúcia Massutti de; RIBEIRO-COSTA, Cibele S.; MARINONI, Luciane. Manual de coleta, conservação, montagem e identificação de insetos. In: **Manual de coleta, conservação, montagem e identificação de insetos**. 2003. p. 78-78.

ALVES, Mauricio Vicente et al. Fauna edáfica em diferentes usos do solo. **Acta Biológica Catarinense**, v. 7, n. 1, p. 37-45, 2020.

ANDERSEN, Alan N. Responses of ant communities to disturbance: Five principles for understanding the disturbance dynamics of a globally dominant faunal group. **Journal of Animal Ecology**, v. 88, n. 3, p. 350-362, 2019.

ANDERSEN, Alan N.; MAJER, Jonathan D. Ants show the way down under: invertebrates as bioindicators in land management. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 2, n. 6, p. 291-298, 2004.

ANDERSON, J. M. et al. Faunal biomass: a key component of a general model of nitrogen mineralization. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 17, n. 5, p. 735-737, 1985.

ANDERSON, Jonathan Michael et al. (Ed.). Tropical soil biology and fertility. Wallingford: **CAB international**, 1993.

ANJOS, Diego V. et al. Ants as diaspore removers of non-myrmecochorous plants: a meta-analysis. **Oikos**, v. 129, n. 6, p. 775-786, 2020.

AQUINO, A. M. et al. Invertebrate soil macrofauna under different ground cover plants in the no-till system in the Cerrado. **European Journal of Soil Biology**, Paris, v. 44, p. 91-97, 2008.

ARAÚJO, Edson Alves et al. Qualidade do solo: conceitos, indicadores e avaliação. **Applied Research & Agrotechnology**, v. 5, n. 1, p. 187-206, 2012.

ARAÚJO, Kallianna Dantas et al. Influência da precipitação pluvial sobre a mesofauna Invertebrada do solo em área de caatinga no Semiárido da Paraíba. **Geoambiente On-line**, n. 12, p. 01-12 pág., 2009.

ARAÚJO, M. A.; TORMENA, C. A.; SILVA, AP da. Propriedades físicas de um Latossolo Vermelho distrófico cultivado e sob mata nativa. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, v. 28, p. 337-345, 2004.

AUMOND, Juarês José; LOCH, Carlos; COMIN, Jucinei José. Systemic approach and use of models for rehabilitation of degraded areas. **Revista Árvore**, v. 36, p. 1099-1118, 2012.

AVERILL, Colin; TURNER, Benjamin L.; FINZI, Adrien C. Mycorrhiza-mediated competition between plants and decomposers drives soil carbon storage. **Nature**, v. 505, n. 7484, p. 543-545, 2014.

BAARS, M. A. Catches in pitfall traps in relation to mean densities of carabid beetles. **Oecologia**, v. 41, p. 25-46, 1979.

BALIN, N. M.; BIANCHINI, c.; ZIECH, A. G. R.; LUCHESE, A. V.; ALVES, M. V.; CONCEIÇÃO, P. C. Fauna edáfica sob diferentes sistemas de manejo do solo para produção de cucurbitáceas. **Revista Scientia Agrária**, Curitiba, v. 1, n. 3, p. 74-84, 2017.

BALIN, Nilson Marcos et al. Fauna edáfica sob diferentes sistemas de manejo do solo para produção de cucurbitáceas. **Scientia Agraria**, v. 18, n. 3, p. 74-84, 2017.

BARETTA, D.; BRESCOVIT, A.D.; KNYSAK, I.; CARDOSO, E.J.B.N. Trap and soil monolith sampled edaphic spiders (arachnida: araneae) in Araucaria angustifolia forest. **Sci. Agric.**, 64:375-383, 2007a.

BARETTA, D.; BROWN, G.G.; JAMES, S.W.; CARDOSO, E.J.B.N. Earthworm populations sampled using collection methods in Atlantic Forests with Araucaria angustifolia. **Sci. Agric.**, 64:384-392, 2007b.

BARETTA, D.; SANTOS, J. C. P.; BERTOL, I.; ALVES, M. V.; MANFOI, A. F.; BARETTA, C. R. D. M. Efeito do cultivo do solo sobre a diversidade da fauna edáfica no planalto sul catarinense. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, Lages, v. 5, n. 2, p. 108-117, 2006.

BARETTA, Dilmar et al. Fauna edáfica e qualidade do solo. **Tópicos em Ciência do Solo**, v. 7, p. 119-170, 2011.

BARTZ, Marie Luise Carolina et al. Earthworm richness in land-use systems in Santa Catarina, Brazil. **Applied Soil Ecology**, v. 83, p. 59-70, 2014.

BARTZ, Marie Luise Carolina et al. Riqueza de Espécies de Minhocas em Áreas sob Plantio Direto em Santa Catarina. In: XXXIV Congresso Brasileiro de Ciência do Solo. 2013, Florianópolis, Brasil. **Ciência do solo: para quê e para quem: anais**. Florianópolis: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2013., 2013.

BARTZ, Marie Luise Carolina; PASINI, Amarildo; BROWN, George Gardner. Earthworms as soil quality indicators in Brazilian no-tillage systems. **Applied Soil Ecology**, v. 69, p. 39-48, 2013b.

BASTIN, J. F. et al. The global tree restoration potential. **Science**, v. 365, n. 6448, p. 76-79, 2019.

BENE, J.G.; BEALL, H.W.; CÔTÉ, A. Trees, food, and people: land management in the tropics. **International Development Research Centre**. 52 p., 1977.

BIRKHOFFER, Klaus et al. Soil fauna feeding activity in temperate grassland soils increases with legume and grass species richness. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 43, n. 10, p. 2200-2207, 2011.

BLOCK, W. M.; FRANKLIN, A. B.; WARD Jr., J. P.; GANEY, J. L.; WHITE, G. C. Design and implementation of monitoring studies to evaluate the success of ecological restoration on wildlife. **Restoration Ecology**, v. 9, n. 3, p. 293-303, 2001.

BLOUIN, Manuel 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.

BOKHORST, Stef et al. Responses of communities of soil organisms and plants to soil aging at two contrasting long-term chronosequences. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 106, p. 69-79, 2017.

BOSCARDIN, Jardel; COSTA, Ervandil Corrêa. A noqueira-pecã no Brasil: uma revisão entomológica. **Ciência Florestal**, v. 28, p. 456-468, 2018.

BRANCALION, Pedro Henrique Santin et al. Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração. **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**, v. 2, p. 262-293, 2012.

BRANCALION, Pedro HS et al. Análise crítica da Lei de Proteção da Vegetação Nativa (2012), que substituiu o antigo Código Florestal: atualizações e ações em curso. **Natureza & Conservação**, v. 14, p. 1-16, 2016.

BRASIL. Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006. **Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências**. Diário oficial da União, Brasília, DF, 22 de dezembro de 2006. 8p.

BRASIL. Lei no 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 28 mai 2012. Seção 1, p. 1.

BRASIL. Ministério da Agricultura. Conselho Florestal Federal. Código Florestal. Florianópolis: **Imprensa Oficial do Estado**, 1949.

BRITO, M. F.; TSUJIGUSHI, B. P.; OTSUBO, A. A.; SILVA, R. F.; MERCANTE, F. M. Diversidade da fauna edáfica e epigeica de invertebrados em consórcio demandioca com adubos verdes. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, p. 253-260, 2016.

BROSE, Ulrich. Bottom-up control of carabid beetle communities in early successional wetlands: mediated by vegetation structure or plant diversity?. **Oecologia**, v. 135, n. 3, p. 407-413, 2003.

BROWN, G. G. et al. **Biodiversidade da fauna do solo e sua contribuição para os serviços ambientais**. Embrapa Florestas - Capítulo em livro científico (ALICE), 2015.

BROWN, George G. et al. How earthworms affect plant growth: burrowing into the mechanisms. **Earthworm ecology**, v. 2, p. 13-49, 2004.

BROWN, George G. et al. Soil macrofauna communities in Brazilian land-use systems. **Biodiversity Data Journal**, v. 12, 2024.

BROWN, George G.; DOMÍNGUEZ, Jorge. Uso das minhocas como bioindicadoras ambientais: princípios e práticas-o 3º Encontro Latino Americano de Ecologia e Taxonomia de Oligoquetas (ELAETAO3). **Acta zoológica mexicana**, v. 26, n. SPE2, p. 1-18, 2010.

- BUCHHOLZ, Sascha. Ground spider assemblages as indicators for habitat structure in inland sand ecosystems. **Biodiversity and conservation**, v. 19, p. 2565-2595, 2010.
- BUSE, Thomas; RUESS, Liliane; FILSER, Juliane. Collembola gut passage shapes microbial communities in faecal pellets but not viability of dietary algal cells. **Chemoecology**, v. 24, p. 79-84, 2014.
- CAMARGO, G. M. et al. Sistemas agroflorestais biodiversos: uma alternativa para pequenas propriedades rurais. **Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional**, v. 15, p. 34-46, 2019.
- CAMILO-COTRIM, Carlos Filipe et al. QUALIDADE DO SOLO: RELEVÂNCIA E USO DE INDICADORES PARA O MONITORAMENTO. **Revista Agrotecnologia-Agrotec**, v. 13, n. 2, p. 46-65, 2022.
- CAMPBELL, J. M. Coleoptera. **The Memoirs of the Entomological Society of Canada**, v. 111, n. S108, p. 357-387, 1979.
- CAO, Zhiping et al. Changes in the abundance and structure of a soil mite (Acari) community under long-term organic and chemical fertilizer treatments. **Applied Soil Ecology**, v. 49, p. 131-138, 2011.
- CASIMIRO, Mariana S.; SANSEVERO, Jerônimo BB; QUEIROZ, Jarbas M. What can ants tell us about ecological restoration? A global meta-analysis. **Ecological Indicators**, v. 102, p. 593-598, 2019.
- CELENTANO, Danielle et al. Carbon sequestration and nutrient cycling in agroforestry systems on degraded soils of Eastern Amazon, Brazil. **Agroforestry Systems**, v. 94, p. 1781-1792, 2020.
- CHAZDON, Robin L. et al. Experiências de governança da restauração de ecossistemas e paisagens no Brasil. **Estudos Avançados**, v. 36, p. 221-237, 2022.
- CHERUBIN, M. R et al. Assessing soil structural quality under Brazilian sugarcane expansion areas using. Visual Evaluation of Soil Structure (VESS). **Soil and Tillage Research**. v. 173, p. 64-74. 2017.
- CHERUBIN, M. R; EITELWEIN, M. T; FABBRIS, C; WEIRICH, S. W; SILVA, R. F; SILVA, V. R; BASSO, C. J. Qualidade física, química e biológica de um Latossolo com diferentes manejos e fertilizantes. **Rev. Bras. de Ciên. do Solo**, v. 39, p. 615-625, 2015.
- CLEWELL, Andre F.; ARONSON, James. Society for Ecological Restoration International. **Ecological Restoration Principles, Values, and Structure of an Emerging Profession**, 2005.
- COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO DO RS/SC (CQFS RS/SC). **Manual de adubação e de calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina** 11.ed. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo/Núcleo Regional Sul, 2016. 376p.
- CORASSA, Janaina De Nadai et al. Biodiversidade da mirmecofauna em diferentes usos do solo no Norte Mato-Grossense. **Comunicata Scientiae**, v. 6, n. 2, p. 154-163, 2015.
- CORREIA, M. E. F.; DE OLIVEIRA, L. C. M. **Fauna de solo**: aspectos gerais e metodológicos. Embrapa Agrobiologia-Documentos (INFOTECA-E), 2000.

COSTA NETO, Eraldo M. The perception of diplopoda (arthropoda, myriapoda) by the inhabitants of the county of pedra branca, santa teresinha, bahia, brazil. **Acta Biológica Colombiana**, v. 12, n. 2, p. 123-134, 2007.

COSTA, Haylla Souza et al. Indicadores químicos de qualidade de solos em diferentes coberturas vegetais e sistemas de manejo. **Revista Fitos**, Rio de Janeiro, v. 13, suplemento, p. 42-48, jul. 2019.

COSTA NETO, Eraldo M. The perception of diplopoda (arthropoda, myriapoda) by the inhabitants of the county of pedra branca, santa teresinha, bahia, brazil. **Acta Biológica Colombiana**, v. 12, n. 2, p. 123-134, 2007.

COULIBALY, Sékou FM et al. Functional assemblages of Collembola determine soil microbial communities and associated functions. **Frontiers in Environmental Science**, v. 7, p. 52, 2019.

COURTNEY, Gregory W. et al. Biodiversity of diptera. **Insect biodiversity: science and society**, p. 229-278, 2017.

CROWTHER, Thomas W.; BODDY, Lynne; JONES, T. Hefin. Outcomes of fungal interactions are determined by soil invertebrate grazers. **Ecology Letters**, v. 14, n. 11, p. 1134-1142, 2011.

CULIK, Mark P.; FILHO, Douglas Zeppelini. Diversity and distribution of collembola (arthropoda: hexapoda) of Brazil. **Biodiversity & Conservation**, v. 12, p. 1119-1143, 2003.

DAHLSJÖ, Cecilia AL et al. First comparison of quantitative estimates of termite biomass and abundance reveals strong intercontinental differences. **Journal of Tropical Ecology**, v. 30, n. 2, p. 143-152, 2014.

DANGERFIELD, J. M.; MILNER, Alice E. Ingestion and assimilation of leaf litter in some tropical millipedes. **Journal of Zoology**, v. 229, n. 4, p. 683-693, 1993.

DAVID, Jean-François. Diplopoda—ecology. In: **Treatise on Zoology-Anatomy, Taxonomy, Biology. The Myriapoda, Volume 2**. Brill, 2015. p. 303-327.

DAVID, Jean-François. Ecology of millipedes (Diplopoda) in the context of global change Jean-François. **Soil Organisms**, v. 81, n. 3, p. 719-719, 2009.

DE ALMEIDA, Tania et al. Ants in restoration ecology: Why, what's and the way forward. **Land Degradation & Development**, 2023.

DECAËNS, Thibaud et al. The values of soil animals for conservation biology. **European Journal of Soil Biology**, v. 42, p. S23-S38, 2006.

DEL TORO, Israel; RIBBONS, Relena R.; PELINI, Shannon L. The little things that run the world revisited: a review of ant-mediated ecosystem services and disservices (Hymenoptera: Formicidae). **Myrmecological News**, v. 17, n. 0, p. 133-46, 2012.

DELGADO-BAQUERIZO, Manuel et al. Decoupling of soil nutrient cycles as a function of aridity in global drylands. **Nature**, v. 502, n. 7473, p. 672-676, 2013.

DELLA LUCIA, Terezinha MC; GANDRA, Lailla C.; GUEDES, Raul NC. Managing leaf-cutting ants: peculiarities, trends and challenges. **Pest management science**, v. 70, n. 1, p. 14-23, 2014.

DEMETRIO, Wilian C. et al. Earthworms in Brazilian no-tillage agriculture: Current status and future challenges. **European Journal of Soil Science**, v. 71, n. 6, p. 988-1005, 2020.

DEMETRIO, Wilian C. et al. Earthworms in Brazilian no-tillage agriculture: Current status and future challenges. **European Journal of Soil Science**, v. 71, n. 6, p. 988-1005, 2020.

DEMETRIO, Wilian C. et al. Soil macrofauna and water-related functions in patches of regenerating Atlantic Forest in Brazil. **Pedobiologia**, p. 150944, 2024.

DIRILGEN, T. et al. Mite community composition across a European transect and its relationships to variation in other components of soil biodiversity. **Applied Soil Ecology**, v. 97, p. 86-97, 2016.

DOS REIS BOCALETI, Luiz Henrique et al. Sustentabilidade agrícola e saúde do solo. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 12, n. 5, p. 1-13, 2021.

DOS SANTOS, Kristiana Fiorentin et al. Teores e estoques de carbono orgânico do solo em diferentes usos da terra no Planalto Sul de Santa Catarina. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v. 18, n. 2, p. 222-229, 2019.

DUNN, Robert R. Managing the tropical landscape: a comparison of the effects of logging and forest conversion to agriculture on ants, birds, and lepidoptera. **Forest Ecology and Management**, v. 191, n. 1-3, p. 215-224, 2004.

EGGLETON, P. Termites and trees: a review of recent advances in termite phylogenetics. **Insectes sociaux**, v. 48, p. 187-193, 2001.

ENTLING, Martin H.; STÄMPFLI, Karin; OVASKAINEN, Otso. Increased propensity for aerial dispersal in disturbed habitats due to intraspecific variation and species turnover. **Oikos**, v. 120, n. 7, p. 1099-1109, 2011.

EPAGRI - Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina. Banco de dados de variáveis ambientais de Santa Catarina. Florianópolis: Epagri, 2023. 20p. (Epagri, Documentos, 310) - ISSN 2674-9521 (On-line)

FARIA, A. **Diversidade da fauna edáfica em sistemas integrados com milho e braquiária**. Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano (Dissertação), Rio Verde. 50 p. 2021.

FERREIRA, Eric Victor de Oliveira et al. Ação dos térmitas no solo. **Ciência Rural**, v. 41, p. 804-811, 2011.

FISCHER, Joern et al. Making the UN decade on ecosystem restoration a social-ecological endeavour. **Trends in ecology & evolution**, v. 36, n. 1, p. 20-28, 2021.

FONTANA, Renato et al. Disseminação de bactérias patogênicas por formigas (Hymenoptera: Formicidae) em dois hospitais do nordeste do Brasil. **Neotropical entomology**, v. 39, p. 655-663, 2010.

FRANZLUEBBERS, A. J. Should soil testing services measure soil biological activity? **Agric. & Environ. Lett.**, Madison, v. 1, n. 1, 2016.

FROUZ, Jan et al. Is the effect of trees on soil properties mediated by soil fauna? A case study from post-mining sites. **Forest Ecology and Management**, v. 309, p. 87-95, 2013.

FROUZ, Jan. Effects of soil macro-and mesofauna on litter decomposition and soil organic matter stabilization. **Geoderma**, v. 332, p. 161-172, 2018.

FROUZ, Jan; JILKOVÁ, Veronika. The effect of ants on soil properties and processes (Hymenoptera: Formicidae). **Myrmecological News**, v. 11, n. 11, p. 191-199, 2008.

GALLEGOS, Silvia C.; HENSEN, Isabell; SCHLEUNING, Matthias. Secondary dispersal by ants promotes forest regeneration after deforestation. **Journal of Ecology**, v. 102, n. 3, p. 659-666, 2014.

GALLO, J.S.; BICHUETTE, M.E. Fotofobia em piolhos-de-cobra (Diplopoda, Spirostreptida) de cavernas brasileiras – um caráter que se mantém ao longo do tempo. In: ZAMPAULO, R. A. (org.) CONGRESSO BRASILEIRO DE ESPELEOLOGIA, 35, 2019. Bonito. **Anais**. Campinas: SBE, 2019. p.720-726.

GAO, Meixiang; TAYLOR, Melanie K.; CALLAHAM JR, Mac A. Trophic dynamics in a simple experimental ecosystem: Interactions among centipedes, Collembola and introduced earthworms. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 115, p. 66-72, 2017.

GARCIA L.C. et al. Políticas públicas e governança. In CROUZEILLES R., RODRIGUES R.R., STRASSBURG B.B.N (eds.). BPBES/IIIS: **Relatório Temático sobre Restauração de Paisagens e Ecossistemas**. São Carlos: Editora Cubo, 2019. Cap. 3. p.77.

GOLLAN, John R. et al. Using spider web types as a substitute for assessing web-building spider biodiversity and the success of habitat restoration. **Biodiversity and Conservation**, v. 19, p. 3141-3155, 2010.

GONGALSKY, Konstantin B.; PERSSON, Tryggve; POKARZHEVSKII, Andrei D. Effects of soil temperature and moisture on the feeding activity of soil animals as determined by the *bait-lamina* test. **Applied Soil Ecology**, v. 39, n. 1, p. 84-90, 2008.

GOULART, Ives Clayton Gomes Reis; PENTEADO Joel Junior Ferreira. **Poda em erva-mate plantada**. Colombo: Embrapa Florestas, 2018. 28 p.

GOMES, L. C. et al. Agroforestry systems can mitigate the impacts of climate change on coffee production: A spatially explicit assessment in Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 294, p. 106858, 2020.

GOMES, Marco Antonio Ferreira; FILIZOLA, Heloisa Ferreira. Indicadores físicos e químicos de qualidade de solo de interesse agrícola. Jaguariúna: **Embrapa Meio Ambiente**, p. 6, 2006.

GONÇALVES, F.L.A et al. **Ferramentas e indicadores de monitoramento da recuperação de áreas degradadas na Caatinga**. Embrapa Agrobiologia-Capítulo em livro científico (ALICE), 2021.

GORENSTEIN, Maurício Romero. **Métodos de amostragem no levantamento da comunidade arbórea em floresta estacional semidecidual**. Piracicaba: Esalq/USP (Dissertação em Ciências Florestais), v. 92, 2002.

GOTSCH, E. **Natural Succession of Species in Agroforestry and in Soil Recovery**. Pirai do Norte, Bahia, 1992

GRAF, Marcel et al. Collembola interact with mycorrhizal fungi in modifying oak morphology, C and N incorporation and transcriptomics. **Royal Society Open Science**, v. 6, n. 3, p. 181869, 2019.

GRANDCOLAS, Philippe; CONSTANTINO, Reginaldo; PELLENS, Roseli. Capítulo 23: Blattaria Burmeister, 1829. **Insetos do Brasil: Diversidade e Taxonomia. 2ª ed.**, 2024.

GRESCHUK, Lucas T. et al. A soil productivity system reveals most Brazilian agricultural lands are below their maximum potential. **Scientific Reports**, v. 13, n. 1, p. 14103, 2023.

GROFFMAN, P. M.; McDOWELL, W. H.; MYERS, J. C.; MERRIAM, J. L. Soil microbial biomass and activity in tropical riparian forests. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 33, n. 10, p. 1339-1348, 2001.

GUERRA, Antonio José Teixeira; JORGE, Maria do Carmo Oliveira. **Degradação dos solos no Brasil**. Editora Bertrand Brasil, 2018.

GUSLI, S. et al. Soil organic matter, mitigation of and adaptation to climate change in cocoa-based agroforestry systems. **Land**, v. 9, 2020.

GUSLI, Sikstus et al. Soil organic matter, mitigation of and adaptation to climate change in cocoa-based agroforestry systems. **Land**, v. 9, n. 9, p. 323, 2020.

HANISCH, Ana Lúcia; STIEBLER, Luiz Paulo Prestes de Medeiros. **Implantação de sistemas agroflorestais (SAFs) em regiões de clima frio**: desenvolvimento de estratégias produtivas para o desenvolvimento do programa de recuperação ambiental – PRA. Florianópolis, SC: Epagri, 2023, 24p. (Epagri. Boletim Didático, 175)

HANKE, D. et al. **Estabilidade de diferentes classes de agregados de solos desenvolvidos de Basalto**. In: Embrapa Florestas-Artigo em anais de congresso (ALICE). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 34., 2013, Florianópolis. Ciência do solo: para quem e para quem: anais. Florianópolis: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2013., 2013.

HARADA, Ana Yoshi et al. Assessment of ant communities in secondary forest in the eastern Amazon. **Comunicata scientiae**, v. 4, n. 2, p. 186-194, 2013.

HARBACH, Ralph E. The Culicidae (Diptera): a review of taxonomy, classification and phylogeny. **Zootaxa**, v. 1668, n. 1, p. 591–638-591–638, 2007.

HASSALL, M. et al. Soil fauna–microbe interactions: towards a conceptual framework for research. **European Journal of Soil Biology**, v. 42, p. S54-S60, 2006.

HENGL, Tomislav et al. SoilGrids250m: Global gridded soil information based on machine learning. **PLoS one**, v. 12, n. 2, p. e0169748, 2017.

HOFFMANN, M. R. M. **Sistemas Agroflorestais para Agricultura Familiar: Análise Econômica**. Brasília: Universidade de Brasília, UNB. (Dissertação de Mestrado). 133 p, 2013.

HOLT, John A.; LEPAGE, Michel. Termites and soil properties. **Termites: evolution, sociality, symbioses, ecology**, p. 389-407, 2000.

HUERTA, Eduardo et al. La diversidad de lombrices de tierra (Annelida, Oligochaeta) en el estado de Tabasco, México. **Universidad y Ciencia**, v. 21, n. 42, p. 75-85, 2005.

HUSSAIN, Sadam et al. Carbon sequestration to avoid soil degradation: A review on the role of conservation tillage. **Plants**, v. 10, n. 10, p. 2001, 2021.

INSFRÁN ORTIZ, Amado; REY BENAYAS, José María; CAYUELA DELGADO, Luís. Agroforestry improves soil fauna abundance and composition in the Atlantic Forest of Paraguay. **Agroforestry Systems**, p. 1-17, 2023.

ISO - INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **ISO 18311:2016**: Soil quality -- Method for testing effects of soil contaminants on the feeding activity of soil dwelling organisms -- *Bait-lamina* test. 1 ed. Geneva: ISO, 2016. 16 p.

ISO (INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION), 1993, ISO 11268-1. Soil quality – Effects of pollutants on earthworms (*Eisenia fetida*) – Part 1: determination of acute toxicity using artificial soil substrate. Geneva, ISSO, 1993

ISO (INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION), 1993, ISO 11268-1. **Soil quality – Effects of pollutants on earthworms (*Eisenia fetida*)** – Part 1: determination of acute toxicity using artificial soil substrate. Geneva, 1993.

ISO (INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION), 1998, ISO 11268-2. **Soil quality – Effects of pollutants on earthworms (*Eisenia fetida*)** – Part 2: determination of effects on reproduction. Geneva, ISSO, 1998.

ISO (INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION), Draft. **Avoidance test for testing the quality of soils and the toxicity of chemicals** – Part 1: test with earthworms (*Eisenia fetida*). Geneva, ISSO, 2002.

ISO (INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION). **Soil quality: Inhibition of reproduction of Collembola (*Folsomia candida*) by soil pollutants**. International Organization for Standardization, 2014.

JACOMINE, Paulo Klinger TiTo. A nova classificação brasileira de solos. **Anais da Academia Pernambucana de Ciência Agronômica**, v. 5, p. 161-179, 2008.

JANSEN, Raymond et al. Response of ground-dwelling spider assemblages (Arachnida, Araneae) to Montane Grassland management practices in South Africa. **Insect Conservation and Diversity**, v. 6, n. 5, p. 572-589, 2013.

JOUQUET, Pascal et al. Influence of termites on ecosystem functioning. Ecosystem services provided by termites. **European Journal of Soil Biology**, v. 47, n. 4, p. 215-222, 2011.

KAMINSKI, João et al. Acidez e calagem no sul do Brasil: Aspectos históricos e perspectivas futuras. **Tópicos em ciência do solo. Viçosa, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, v. 5, p. 307-332, 2007.

KAMPICHLER, Christian; BRUCKNER, Alexander. The role of microarthropods in terrestrial decomposition: a meta-analysis of 40 years of litterbag studies. **Biological Reviews**, v. 84, n. 3, p. 375-389, 2009.

KANEDA, Satoshi; KANEKO, Nobuhiro. Collembolans feeding on soil affect carbon and nitrogen mineralization by their influence on microbial and nematode activities. **Biology and Fertility of Soils**, v. 44, p. 435-442, 2008.

KANEKO N, Ito MT. **Biodiversity and ecosystem function of soil animals**. Japan J Ecol 54:201–207. 2004

KASCHUK, G. et al. Termite activity in relation to natural grassland soil attributes. **Scientia Agricola**, v.63, n. 6, p.583-588, 2006.

KAUFMANN, Rüdiger. Invertebrate succession on an alpine glacier foreland. **Ecology**, v. 82, n. 8, p. 2261-2278, 2001.

KAUFMANN, Rüdiger; FUCHS, Markus; GOSTERXEIER, Nina. The soil fauna of an alpine glacier foreland: colonization and succession. **Arctic, Antarctic, and Alpine Research**, v. 34, n. 3, p. 242-250, 2002.

KING, K. L.; HUTCHINSON, K. J. Effects of superphosphate and stocking intensity on grassland microarthropods. **British Ecological Society**, v. 17, n. 3, p. 581-591, 1980.

KLIMEK, B.; NIKLIŃSKA, M.; JAŻWA, M.; CHODAK, M.; TARASEK, A. Application of the *bait-lamina* method to measure the feeding activity of soil fauna in temperate forests. **Polish Journal of Ecology**, v. 63, n. 3, p. 414-423, 2015.

KOLLER, W. W.; CASTRO, L. C. S.; ALMEIDA, R. G. **Adaptações úteis em uma armadilha de queda**. Campo Grande-MS: Embrapa Gado de Corte, 2017. 8p. (Comunicado Técnico, 139)

KOVÁCS-HOSTYÁNSZKI, Anikó et al. Earthworms, spiders and bees as indicators of habitat quality and management in a low-input farming region—A whole farm approach. **Ecological indicators**, v. 33, p. 111-120, 2013.

KRAFT, Elston et al. Edaphic fauna affects soybean productivity under no-till system. **Scientia Agricola**, v. 78, 2020.

LALIBERTE, Etienne et al. Which plant traits determine abundance under long-term shifts in soil resource availability and grazing intensity?. **Journal of Ecology**, v. 100, n. 3, p. 662-677, 2012.

LALIBERTÉ, Etienne. Below-ground frontiers in trait-based plant ecology. **New Phytologist**, v. 213, n. 4, p. 1597-1603, 2017.

LAURENT, J.-ME; CARPANEZZI, A. A. **Manual técnico da bracatinga** (Mimosa scabrella Benth). 1988.

LAVELLE, Patrick et al. Soil function in a changing world: the role of invertebrate ecosystem engineers. **European Journal of soil biology**, v. 33, p. 159-193, 1997.

LAVELLE, Patrick et al. Soil invertebrates and ecosystem services. **European journal of soil biology**, v. 42, p. S3-S15, 2006.

LAWRENCE, J. F.; BRITTON, E. B. Coleoptera (beetles). In: C.S.I.R.O. Division of Entomology. **The insects of Australia: a textbook for students and research workers**. 2. ed. Carlton: Melbourn University Press, 1991. p. 543-683.

LAWRENCE, JOHN F.; POLLOCK, DARREN A. Relationships of the Australian Genus *Synercticus* Newman (Coleoptera: Boridae). **Australian Journal of Entomology**, v. 33, n. 1, p. 35-42, 1994.

LAZZARINI, Luís Gustavo Santos. A efetividade das reservas legais por meio do programa de regularização ambiental. **Revista de Direitos Difusos**, v. 67, n. 1, p. 116-135, 2017.

LEE, K.E.; WOOD, T.G. Physical and chemical effects on soils of some Australian termites, and their pedological significance. **Pedobiologia**, v.11, p.376-409, 1971.

LEMOIS, J. J. S. Níveis de degradação no nordeste brasileiro. **Revista Econômica do Nordeste**, Fortaleza: Banco do Noroeste, v.32, n.3, p.406-429, 2001

LEUZINGER, Márcia Dieguez; SOUZA, Lorene Raquel de; CIRNE, Mariana Barbosa. **10 anos do Código Florestal Brasileiro: Lei n. 12.651 de 12 de maio de 2012.** 2022.

LIMA, P. A. F.; BACHÊCO, B. S.; SOUSA, S. R.; GATTO, A.; AQUINO, F. G.; ALBUQUERQUE, L. B. Indicadores ecológicos: ferramentas para monitoramento do processo de restauração ecológica. **Planaltina: Embrapa Cerrado**, 2015. 44 p.

LIU, Shengjie et al. Spider foraging strategy affects trophic cascades under natural and drought conditions. **Scientific reports**, v. 5, n. 1, p. 12396, 2015.

LORANGER-MERCIRIS, Gladys et al. How earthworm activities affect banana plant response to nematodes parasitism. **Applied Soil Ecology**, v. 52, p. 1-8, 2012.

MAAB, Stefanie; CARUSO, Tancredi; RILLIG, Matthias C. Functional role of microarthropods in soil aggregation. **Pedobiologia**, v. 58, n. 2-3, p. 59-63, 2015.

MACHADO, Deivid Lopes et al. Fauna edáfica na dinâmica sucessional da mata atlântica em floresta estacional semidecidual na bacia do rio Paraíba do Sul-RJ. **Ciência Florestal**, v. 25, p. 91-106, 2015.

MALUMBRES-OLARTE, Jagoba et al. Habitat specificity, dispersal and burning season: recovery indicators in New Zealand native grassland communities. **Biological conservation**, v. 160, p. 140-149, 2013.

MARÍN, César; RUBIO, Javiera; GODOY, Roberto. Chilean blind spots in soil biodiversity and ecosystem function research. **Austral Ecology**, v. 47, n. 7, p. 1372-1381, 2022.

MARÍN, Linda; JACKSON, Doug; PERFECTO, Ivette. A positive association between ants and spiders and potential mechanisms driving the pattern. **Oikos**, v. 124, n. 8, p. 1078-1088, 2015.

MARTINS, E. M. et al. O uso de sistemas agroflorestais diversificados na restauração florestal na Mata Atlântica. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 29, n. 2, p. 632-648, abr./jun. 2019.

MARTINS, S. V. Avanços e Próximos Desafios da Semeadura Direta para Restauração Ecológica. In: **Restauração Ecológica de Ecossistemas Degradados**. Viçosa: UFV, 2015. Cap. 2 p. 376.

MATTHEWS, John A.; VATER, Amber E. Pioneer zone geo-ecological change: Observations from a chronosequence on the Storbreen glacier foreland, Jotunheimen, southern Norway. **Catena**, v. 135, p. 219-230, 2015.

MCCARY, Matthew A. et al. Effects of woodland restoration and management on the community of surface-active arthropods in the metropolitan Chicago region. **Biological Conservation**, v. 190, p. 154-166, 2015.

MELONI, Fernando; VARANDA, Elenice M. Litter and soil arthropod colonization in reforested semi-deciduous seasonal Atlantic forests. **Restoration Ecology**, v. 23, n. 5, p. 690-697, 2015.

MENDES, Matheus Prem; DUARTE, Marcelo Netto; RODRIGUES, William Costa. Levantamento de insetos com potencial bioindicador de qualidade ambiental em fragmento de floresta Atlântica no estado do Rio de Janeiro. **Entomology Beginners**, v. 1, p. e001-e001, 2020.

MENDES, Rejane Marques. MENDES, Rejane Marques. **Avaliação da regularidade ambiental das reservas legais dos imóveis rurais no Cerrado brasileiro**. 2020. 122 f., il. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) —Universidade de Brasília, Brasília, 2020.

MICCOLIS, A. et al. Restauração ecológica com sistemas agroflorestais: como conciliar conservação com produção. Brasília, DF: **Instituto Sociedade, População e Natureza**, 2016.

MICHALKO, Radek et al. Global patterns in the biocontrol efficacy of spiders: A meta-analysis. **Global Ecology and Biogeography**, v. 28, n. 9, p. 1366-1378, 2019.

MICHALKO, Radek et al. The effect of increased habitat complexity and density-dependent non-consumptive interference on pest suppression by winter-active spiders. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 242, p. 26-33, 2017.

MICHALKO, Radek; PEKÁR, Stano; ENTLING, Martin H. An updated perspective on spiders as generalist predators in biological control. **Oecologia**, v. 189, p. 21-36, 2019.

NAIR, P. K. R.; NAIR, V. D.; MOHAN KUMAR, B.; SHOWALTER, J. M. Carbon sequestration in agroforestry systems. In: **Advances in Agronomy**. Chapter 5, p. 237–307, 2010.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL et al. **Soil and water quality: An agenda for agriculture**. National Academies Press, 1993. Disponível em: <https://books.google.com.br/books?hl=pt-BR&lr=&id=SRWyYUXVgQsC&oi=fnd&pg=PT23&dq=NATURAL+RESEARCH+COUNCIL+-NRCC,+1993&ots=tiMrIqobCP&sig=wP91cZUtY8vr7JjYehDQ4LtVExA#v=onepage&q=NATURAL%20RESEARCH%20COUNCIL%20-NRCC%2C%201993&f=false>. Acesso em: 20 ago. 2023

NEWELL, Kathryn. Interaction between two decomposer basidiomycetes and a collembolan under Sitka spruce: distribution, abundance and selective grazing. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 16, n. 3, p. 227-233, 1984.

NIELSEN U.N. Soil Fauna Assemblage Succession and Restoration. In: **Soil Fauna Assemblages: Global to Local Scales**. Cambridge: Cambridge University Press; 2019. p. 246–67. (Ecology, Biodiversity and Conservation).

NYFFELER, Martin; BENZ, Georg. Spiders in natural pest control: a review 1. **Journal of Applied Entomology**, v. 103, n. 1-5, p. 321-339, 1987.

NYFFELER, Martin; BIRKHOFER, Klaus. An estimated 400–800 million tons of prey are annually killed by the global spider community. **The Science of nature**, v. 104, n. 3, p. 1-12, 2017.

ODUM, E. P.; BARRET, G. W. **Fundamentos de Ecologia**. 1. ed. Cengage Learning Editores, S.A., 2007. 612 p.

ØKLAND, Bjørn; GÖTMARK, Frank; NORDÉN, Björn. Oak woodland restoration: testing the effects on biodiversity of mycetophilids in southern Sweden. **Biodiversity and Conservation**, v. 17, p. 2599-2616, 2008.

OLIVEIRA SILVA, Michelangelo et al. Qualidade do solo: indicadores biológicos para um manejo sustentável. **Brazilian Journal of Development**, v. 7, n. 1, p. 6853-6875, 2021.

OLIVEIRA, Leonardo Bernardes Taverny et al. Alterações físicas e químicas do solo em virtude de construções termíticas no norte de Tocantins. **Revista Engenharia na Agricultura-REVENG**, v. 20, n. 2, p. 118-130, 2012.

OYARZABAL, Guilherme; GUIMARÃES, Murilo. Friend and foe? The effects of grassland management on global patterns of spider diversity. **Ecological Entomology**, v. 46, n. 5, p. 1195-1204, 2021.

PADOVAN, M. P. et al. Potencial de sistemas agroflorestais biodiversos em processos de restauração ambiental. In: RODRIGUES, T. A.; LEANDRO NETO, J. (org.). **Competência Técnica e Responsabilidade Social e Ambiental nas Ciências Agrárias**. Ponta Grossa: Atena Editora, 2019. Cap. 15. p. 127-136.

PANDOLFO, Cristina et al. **Atlas climatológico do estado de Santa Catarina**. Florianópolis: Epagri, v. 1, p. 13, 2002.

PAPE, Thomas; BLAGODEROV, Vladimir; MOSTOVSKI, Mikhail B. Order Diptera Linnaeus, 1758. In: Zhang, Z.-Q.(Ed.) Animal biodiversity: An outline of higher-level classification and survey of taxonomic richness. **Zootaxa**, v. 3148, n. 1, p. 222–229-222–229, 2011.

PAREDES JUNIOR, F. P. P; PORTILHO, I. I. R; MERCANTE, F. M. Microbiological attributes of the soil under cultivation of sugarcane with and without burning straw. Semina: **Ciê. Agrár.**, Londrina, v. 36, n. 1, p. 151-164, jan. 2015.

PARKER, V. T. The scale of successional models and restoration objectives. **Restoration Ecology**, San Francisco, v. 5, n. 4, p. 301-306, 1997.

PEKÁR, Stano. Spiders (Araneae) in the pesticide world: an ecotoxicological review. **Pest management science**, v. 68, n. 11, p. 1438-1446, 2012.

PERIOTTO, Fernando; MARTENSEN, Alexandre Camargo. Restauo de Áreas Degradadas: Impactos Geradores e Processos de Restauração Ecológica. **estudos sobre impactos ambientais**, p. 153, 2019.

PERON, Rafaela Alves Santos et al. Grassland management intensification affects the soil fauna in a subtropical highland. **Annals of Applied Biology**, 2023.

PEZARICO, Carmen Regina. **Indicadores de qualidade do solo em sistemas agroflorestais**. 2009. 54 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) –Universidade Federal da Grande Dourados, Dourados, MS, 2009.

PIELOU, E. C. **Ecological Diversity**. John Wiley & Sons Inc., New York, 165p. 1975.

PIELOU, Evelyn C. The measurement of diversity in different types of biological collections. **Journal of theoretical biology**, v. 13, p. 131-144, 1966.

PIMENTEL, Fabíola Aparecida et al. Phorid parasitoids of the leaf-cutting ant *Atta laevigata* in the Atlantic Forest: occurrence, parasitism rate, and host size. **Entomologia Experimentalis et Applicata**, v. 170, n. 6, p. 495-504, 2022.

PIMENTEL, Cleise Rebelo et al. Produção, acúmulo e decomposição de serapilheira em três sistemas agroflorestais no Oeste do Pará. **Advances in forestry science**, v. 8, n. 1, p. 1291-1300, 2021.

PIRES, Carlos Henrique Luiz; STEINKE, Valdir Adilson. O código florestal pode contribuir para a diminuição da degradação ambiental. **Caminhos de Geografia revista online**, disponível em: <http://www.seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/>. Uberlândia, v. 20, n. 72, p. 230-241, 2019.

PIRES-LUIZ, Carlos Henrique; STEINKE, Valdir Adilson. O código florestal pode contribuir para a diminuição da degradação ambiental. **Caminhos de Geografia revista online**. Uberlândia, v. 20, n. 72, p. 230-241, 2019.

PODGAISKI, Luciana Regina; SILVEIRA, Fernanda Schmidt; MENDONÇA JR, Milton. Avaliação da atividade alimentar dos invertebrados de solo em campos do sul do Brasil–*bait-lamina* test. **EntomoBrasilis**, v. 4, n. 3, p. 108-113, 2011.

POLLET, Marc. Dolichopodid biodiversity and site quality assessment of reed marshes and grasslands in Belgium (Diptera: Dolichopodidae). **Journal of Insect Conservation**, v. 5, p. 99-116, 2001.

POMPEO, Pâmela Niederauer et al. Diversidade de Coleoptera (Arthropoda: Insecta) e atributos edáficos em sistemas de uso do solo no Planalto Catarinense. **Scientia agraria**, v. 17, n. 1, p. 16-28, 2016.

PORTILHO, Irzo Isaac Rosa et al. Fauna invertebrada e atributos físicos e químicos do solo em sistemas de integração lavoura-pecuária. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 46, p. 1310-1320, 2011.

POSSAMAI, Edivan José et al. Adoption of the no-tillage system in Paraná State: A (re) view. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 46, p. e0210104, 2022.

POTAPOV, Anton et al. Towards a global synthesis of Collembola knowledge: challenges and potential solutions. **Soil Organisms**, v. 92, n. 3, p. 161-188, 2020.

PRADO, Fernando Henrique et al. O processo social de construção de indicação geográfica: desenvolvimento territorial sustentável no Planalto Norte Catarinense. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 59, 2022.

REETZ, Harold F. Fertilizantes e o seu uso eficiente. **São Paulo: ANDA**, v. 178, 2017.

REINECKE, Adriaan J. et al. The impact of different herbicides and cover crops on soil biological activity in vineyards in the Western Cape, South Africa. **Pedobiologia**, v. 46, n. 5, p. 475-484, 2002.

REINERT, Dalvan José 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, p. 1805-1816, 2008.

RIEFF, Gleidson Gimenes et al. Diversidade de famílias de ácaros e colêmbolos edáficos em cultivo de eucalipto e áreas nativas. **Current Agricultural Science and Technology**, v. 16, n. 1-4, 2010.

ROCHA, Germana Platão et al. Caracterização e estoques de carbono de sistemas agroflorestais no Cerrado de Minas Gerais. **Ciência Rural**, v. 44, p. 1197-1203, 2014.

ROCHA, Hulda et al. Sistemas agroflorestais como estratégia para a restauração do passivo ambiental de assentamentos rurais da amazônia maranhense. **REVISTA NERA**, n. 46, p. 245-251, 2019.

ROCHA, Julio Cesar; ROSA, André Henrique; CARDOSO, Arnaldo Alves. **Introdução à química ambiental**. Artmed Editora, 2009.

RODRIGUES KM, CORREIA MEF, ALVES LB, AQUINO AM. Funis de Berlese-Tülgren modificados utilizados para amostragem de macroartrópodes de solo. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2008. 6p. (Embrapa Agrobiologia. Circular Técnica, 22).

RODRIGUES R. R.; et al. Práticas de restauração nos diferentes biomas brasileiros. In CROUZEILLES R., RODRIGUES R.R., STRASSBURG B.B.N (eds.) (2019). **BPBES/IIS: Relatório Temático sobre Restauração de Paisagens e Ecossistemas**. São Carlos: Editora Cubo, 2019. Cap. 5. p.77.

RODRIGUES, A. R.; MATAVELLI, C. J. As principais alterações do Código Florestal Brasileiro. **Revista Brasileira de Criminalística**, v. 9, n. 1, p. 28-35, 2020.

RODRIGUES, Efraim. **Ecologia da restauração**. Londrina: Planta, 2013.

RODRIGUES, Khalil de Menezes et al. Fauna do solo ao longo do processo de sucessão ecológica em voçoroca revegetada no município de Pinheiral-RJ. **Ciência Florestal**, v. 26, p. 355-364, 2016.

RODRIGUES, Patrícia ES et al. Influence of forest structure upon the diversity and composition of edaphic diplopods. **Journal of Insect Conservation**, v. 21, n. 2, p. 297-306, 2017.

RODRIGUES, Ricardo Ribeiro; GANDOLFI, Sergius; BRANCALION, Pedro Henrique Santin. **Restauração florestal**. Oficina de Textos, 2015.

ROLO, Víctor et al. Agroforestry potential for adaptation to climate change: a soil-based perspective. **Soil Use and Management**, v. 39, n. 3, p. 1006-1032, 2023.

RÖMBKE, J.; HOFER, H.; GARCIA, M. V. B.; MARTIUS, C. Feeding activities of soil organisms at four different forest sites in central Amazonia using the *bait-lamina* method. **Journal of Tropical Ecology**, v. 22, n. 3, p. 313-320, 2006.

ROSA, Marcio Gonçalves da et al. Diversity of soil spiders in land use and management systems in Santa Catarina, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 19, p. e20180619, 2019.

ROSENSTIEL, Todd N. et al. Sex-specific volatile compounds influence microarthropod-mediated fertilization of moss. **Nature**, v. 489, n. 7416, p. 431-433, 2012.

RUSEK, J. A new classification of Collembola and Protura life forms. **Contributions to soil zoology in Central Europe II**, p. 109-115, 2007.

SALDANHA, Vinicius Negrão. **Aporte de serapilheira em sistemas agroflorestais com palma de óleo na Amazônia Oriental**. Orientador: Steel Silva Vasconcelos. 85 f. 2018. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal Rural da Amazônia, Belém, 2018.

SANTOS, E. dos; VARGAS, G.R. de; MELLO FILHO, N.R. de; GARDNER, G.B. Comparação entre diferentes métodos de coleta de minhocas em dois diferentes sistemas florestais. **Scientia Vitae**, v.3, p.34-40, 2016.

SANTOS, Thiago Stacowski dos et al. **Uso de indicadores qualitativos e quantitativos para avaliar sistemas de manejo de solo**. 2020. 75 f. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2020.

SCHMIDT, Martin H. et al. Differential effects of landscape and management on diversity and density of ground-dwelling farmland spiders. **Journal of Applied Ecology**, v. 42, n. 2, p. 281-287, 2005.

SCHMIDT, Martin H.; TSCHARNTKE, Teja. Landscape context of sheetweb spider (Araneae: Linyphiidae) abundance in cereal fields. **Journal of Biogeography**, v. 32, n. 3, p. 467-473, 2005.

SCHMITZ, Oswald J. Effects of predator functional diversity on grassland ecosystem function. **Ecology**, v. 90, n. 9, p. 2339-2345, 2009.

SCHROTH, Goetz; SINCLAIR, Fergus L. (Ed.). **Trees, crops, and soil fertility: concepts and research methods**. Cabi, 2003.

SEMENYUK, I. I.; TUINOV, A. V. Foraging behaviour as a mechanism for trophic niche separation in a millipede community of southern Vietnam. **European Journal of Soil Biology**, v. 90, p. 36-43, 2019.

SEYBOLD, C. A.; MAUSBACH, M. J.; KARLEN, D. L. & ROGERS, H. H. Quantification of soil quality. In: **The soil quality concept**. Washington, DC: USDA NRCS, p.387-404, 1996.

SHANNON, C. A Mathematical Theory of Communication. **Bell System Technical Journal**, v. 27, p. 379-423, 623-656, 1948.

SHANNON, C.E.; WIENER, W. The mathematical theory of communication. Urbana: University of Illinois Press, 1949.

SICAR. Sistema de Cadastro Ambiental Rural. Disponível em: <https://www.car.gov.br/#/>. Acesso em: 22 ago 2022

SILVA FRANÇA, Juceli Maria et al. Entomofauna bioindicadora da qualidade ambiental e suas respostas a sazonalidade e atratividade. **Revista da Universidade Vale do Rio Verde**, v. 12, n. 1, p. 3-16, 2014.

SILVA, Clécio Danilo Dias. Fauna do solo e classificações ecológicas utilizadas. **Naturae**, v. 3, n. 2, p. 1-5, 2021.

SILVA, Diego Armando et al. Bioindicadores de qualidade edáfica em diferentes usos do solo. **Enciclopedia biósfera**, v. 11, n. 22, 2015

SILVA, I.R; MENDONÇA, E.S. Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS, R.F. et al. (Eds.). **Fertilidade do solo** Viçosa: SBCS, 2007. p.275-374.

SILVA, Kmila Gomes; FERRARI, Jeferson Luiz; BELAN, Leônidas Leoni. Adequação ambiental de uma microbacia hidrográfica com base no código florestal brasileiro. **Revista de Ciências Agrárias Amazonian Journal of Agricultural and Environmental Sciences**, v. 59, n. 1, p. 87-92, 2016.

SILVA, M. R. O. **Análise financeira da semeadura e do plantio de mudas arbóreas na restauração ecológica no Cerrado**. 2019. [109] f., il. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais)-Universidade de Brasília, Brasília, 2019.

SILVA, Paulo SD et al. Do leaf-litter attributes affect the richness of leaf-litter ants?. **Neotropical Entomology**, v. 40, p. 542-547, 2011.

SILVA, Pedro Victor Castro et al. Utilização de indicadores participativos de qualidade do solo em sistemas de produção agrícola familiar. **Nativa**, v. 8, n. 5, p. 671-678, 2020.

SILVA, Sergio Aparecido Seixas et al. Indicadores de sustentabilidade da qualidade do solo em agroecossistemas sombreados na Amazônia. **Cadernos de Agroecologia**, v. 13, n. 1, 2018.

SIMINSKI, Alexandre; FANTINI, Alfredo Celso. A Mata Atlântica cede lugar a outros usos da terra em Santa Catarina, Brasil. **Biotemas**, v. 23, n. 2, p. 51-59, 2010.

SIMPSON, Edward H. Measurement of diversity. **Nature**, v. 163, n. 4148, p. 688-688, 1949.

SIMPSON, Jake E. et al. Factors affecting soil fauna feeding activity in a fragmented lowland temperate deciduous woodland. **PLoS One**, v. 7, n. 1, p. e29616, 2012.

SIX, J. et al. Soil carbon matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils - Effects of no tillage. **Agronomie**, v. 22, p. 755-775, 2002.

SOARES, E. F. Interação entre fontes nitrogenadas e plantas de cobertura de outono/inverno: impacto no desempenho agrônômico de trigo e na diversidade da fauna edáfica. Dissertação (Pós-Graduação em Agronomia). Agricultura e Ambiente, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS). 75 p, 2022.

SOARES-FILHO, Britaldo et al. Cracking Brazil's forest code. **Science**, v. 344, n. 6182, p. 363-364, 2014.

SOCARRÁS, Ana. Mesofauna edáfica: indicador biológico de la calidad del suelo. **Pastos y forrajes**, v. 36, n. 1, p. 5-13, 2013.

SOLASCASAS, Paula; AZCÁRATE, Francisco M.; HEVIA, Violeta. Edaphic arthropods as indicators of the ecological condition of temperate grassland ecosystems: A systematic review. **Ecological Indicators**, v. 142, p. 109277, 2022.

SPAROVEK, Gerd et al. A revisão do Código Florestal brasileiro. **Novos estudos CEBRAP**, p. 111-135, 2011.

SPILLER, Márcia Soares; SPILLER, Claiton; GARLET, Juliana. Arthropod bioindicators of environmental quality. **Revista Agro@ambiente On-line**, v. 12, n. 1, p. 41-57, 2018.

SSYMANK, Axel et al. Pollinating flies (Diptera): a major contribution to plant diversity and agricultural production. **Biodiversity**, v. 9, n. 1-2, p. 86-89, 2008.

STEFFEN, Gerusa Pauli Kist et al. Importância ecológica e ambiental das minhocas. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 36, n. 2, p. 137-147, 2013.

SUZUKI, Luis Eduardo Akiyoshi Sanches et al. Grau de compactação, propriedades físicas e rendimento de culturas em Latossolo e Argissolo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, p. 1159-1167, 2007.

TAUSAN, I.; DAUBER, J.; TRICA, M. R.; MARKO, B. Succession in ant communities (Hymenoptera: Formicidae) in deciduous forest clearcuts –an Eastern European case study. **European Journal of Entomology**, v. 114, p. 92-100, 2018.

TAVANTI, Renan Francisco Rimoldi et al. What is the impact of pasture reform on organic carbon compartments and CO₂ emissions in the Brazilian Cerrado?. **Catena**, v. 194, p. 104702, 2020.

TAVARES, C. F.; SILVA, M. G.; PEREIRA, E. M. R.; DA SILVA. Composição da comunidade da fauna do solo e estoque de serapilheira em sistemas agroflorestais e silvicultura secundária. **Biosci**, v. 36, p. 1377-1389, 2020.

TEDESCO, J. M.; VOLKWEISS, S. J. BOHNEN, H. **Análises do solo, plantas e outros materiais**. 1. ed. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 188 p. (Boletim técnico).

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BONHEN, H.; VOLKWEISS, S. J. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. 2. ed. Porto Alegre: UFRGS–Departamento de Solos, 1995. 174 p

TEIXEIRA, Cíntia Cristina Lima; HOFFMANN, Magali; SILVA-FILHO, Gilson. Comunidade de Coleoptera de solo em remanescente de Mata Atlântica no estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 9, p. 91-95, 2009.

Teixeira, P., Donagemma, G., Fontana, A., and Teixeira, W. **Manual de Métodos de Análise de Solo**. Brasília: Embrapa, 2017

THAKUR, Madhav P. et al. Reduced feeding activity of soil detritivores under warmer and drier conditions. **Nature climate change**, v. 8, n. 1, p. 75-78, 2018.

THAKUR, Madhav P.; GEISEN, Stefan. Trophic regulations of the soil microbiome. **Trends in microbiology**, v. 27, n. 9, p. 771-780, 2019.

TÖRNE, E. von et al. Assessing feeding activities of soil-living animals. I. *Bait-lamina*-tests. **Pedobiologia**, v. 34, n. 2, p. 89-101, 1990.

TRIPLEHORN, C.A.; JOHNSON, N.F. **Estudo dos Insetos**. 7^a ed. São Paulo, Cengage Learning. 816p. 2011.

TYLIANAKIS, Jason M.; ROMO, Cecilia M. Natural enemy diversity and biological control: making sense of the context-dependency. **Basic and Applied Ecology**, v. 11, n. 8, p. 657-668, 2010.

VEZZANI, Fabiane Machado. Solos e os serviços ecossistêmicos. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 8, p. 673-684, 2015.

VIANA, Enderli et al. Diversidade da fauna edáfica em solos com diferentes sistemas de manejos no norte do Rio Grande do Sul. **Research, Society and Development**, v. 11, n. 5, p. e42211528307-e42211528307, 2022.

VIANA, Ivan Reús; BORGES, Marília Schutz; DA SILVA CARDOSO, Paula. Estratégias de restauração química em ambientes alterados: uma revisão. **Revista de Iniciação Científica**, v. 10, n. 1, 2014.

WALL, Diana 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.

WALL, Richard L.; SHEARER, David. **Veterinary ectoparasites: biology, pathology and control**. John Wiley & Sons, 2008.

WOOD, S.A., KARP, D.S., DELERCK, F., KREMEN, C., NAEEM, S., et al. Functional traits in agriculture: agrobiodiversity and ecosystem services. Functional traits in agriculture: agrobiodiversity and ecosystem services. **Trends in Ecology & Evolution**, p. 1–9, 2015.

Wood, T.G. Food and feeding habits of termites. In: **Production Ecology of Ants and Termites**; Brian, M.V., Ed.; Cambridge University Press: Cambridge, UK, 1978; pp. 55–80

ZANINETTI, R; MOREIRA, A; MORAES, L. A. C. Physical, chemical, and biological attributes of a Xanthic Oxisol after forest conversion to rubber tree plantation in the Amazon. **Pesq. Agrop. Bras.**, Brasília, v. 51, n. 9, p. 1061-1068, set. 2016.

ZAPPAROLI, Marzio. Treatise on Zoology–Anatomy, Taxonomy, Biology. The Myriapoda. Vol. 2. **Fragmenta entomologica**, v. 48, n. 1, p. 87-88, 2016.

ZARO, Geovanna C. et al. Carbon sequestration in an agroforestry system of coffee with rubber trees compared to open-grown coffee in southern Brazil. **Agroforestry Systems**, v. 94, p. 799-809, 2020.

ZERBINO, M. Stella. Efecto de rotaciones cultivo-pasturas en siembra directa, con pastoreo, sobre comunidades de Oligochaeta. **Agrociencia (Uruguay)**, v. 16, n. 1, p. 15-23, 2012

ZHOU, Yongwei et al. Soil fauna community characteristics and driving factors of *Pinus tabuliformis* in the loess region of northern Shaanxi. **Catena**, v. 229, p. 107196, 2023.

APENDICE A – AÇÕES E “PUBLICAÇÕES” JUNTO AO PROJETO SAFS E REFORMA



O que são Sistemas Agroflorestais (SAFs) ?

Um modelo de uso da terra que busca ser:

- Semelhante a um ambiente natural;
- Aumentar produtividade por área, através do consórcio de diferentes espécies.



Potencial uso de SAFs em áreas de APP e RL

É permitida a exploração de SAFs em áreas de RL e APP nas propriedades rurais, desde que:

- Se mantenha ou promova fertilidade do solo;
- Sejam sistemas baseados na sucessão ecológica;
- Promovam funções ecossistêmicas;
- Com diversidade de espécies.



Modelo de SAF proposto pela Epagri



Erva-mate

Espécie nativa
Produção de folhas
Denominação de origem



Nogueira Pecan

Noz de alto valor agregado
Espécie Exótica



Bracatinga

Espécie nativa
Fixação de nitrogênio
Componente estrutural
Produção de lenha



Araucária

Espécie nativa
Ameaça de extinção
Produção de pinhão
Componente da paisagem

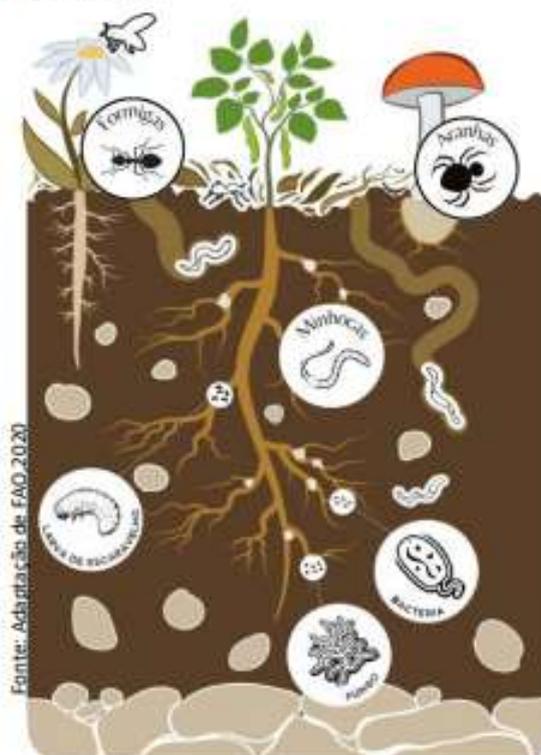
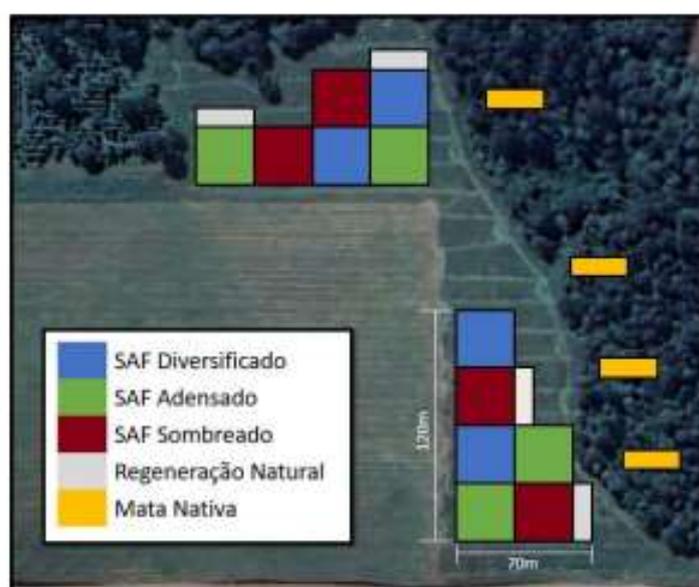
Erva-Mate: 1600 a 2000 plantas/ha
Bracatinga: 133 a 333 plantas/ha

Nogueira Pecan: 45 plantas/ha
Araucária: 100 plantas/ha

Avaliação de parâmetros do solo

- Físicos, Químicos e Biológicos (Saúde do Solo):

- Análises de Solo;
- Avaliação da Comunidade do Solo.



- Tendência de Similaridade entre os modelos avaliados.

Custos de implantação

Etapa	Valor Mão de Obra	Valor de Insumo	Contribuição Total de Etapa
Preparo	R\$ 600,00 (8%)	R\$ 360,00 (4%)	R\$ 960,00 (6%)
Implantação	R\$ 1.260,00 (10,5%)	R\$ 9.000,00 (80%)	R\$ 10.260,00 (54%)
Manutenção	R\$ 5.850,00 (46,5%)	R\$ 1.825,00 (16%)	R\$ 7.675,00 (40%)
Total Geral	R\$ 7.710,00	R\$ 11.185,00	R\$ 18.895,00/ha

Preparo: Dessecação, Controle de formigas [...]

Implantação: Plantio de mudas, capinas, Controle de formigas, Irrigação [...]

Manutenção: Coroamento de mudas, Roçadas Adubações, Semeadura de cobertura [...]



PROJETO REFORMA - BNDES

ERVA - MATE

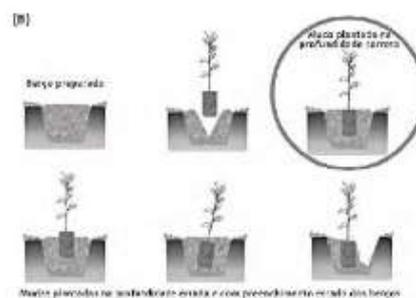
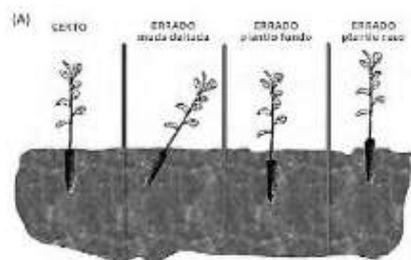
Ilex paraguariensis



Plantio

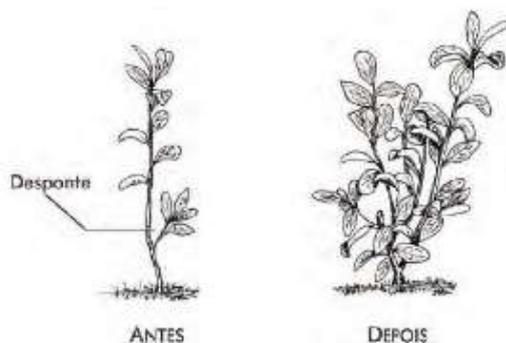
- *Mudas de qualidade:
- *Folhas verdes na mesma tonalidade;
- *Raízes de cor clara, não enoveladas;
- *Altura de aproximadamente 12cm;
- *Adubação na cova (Plantio);
- *Adubação 6 meses (25 cm);

**Plantio a pleno sol:
PROTEÇÃO !**



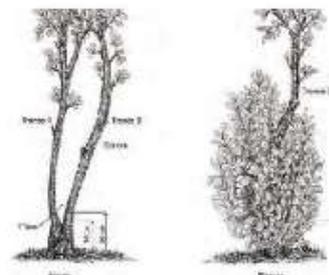
PODA DE FORMAÇÃO

- * Idade: 2 anos pós plantio
- * Época: Setembro/Outubro
- * Finalidade: "Perfilhamento"
- * Realizar o desponte da planta a uma altura de 10-15 cm do chão

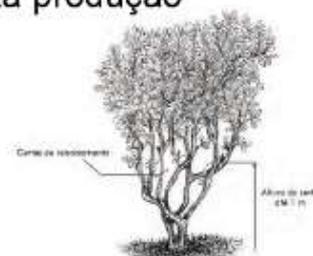


PODA DE REBAIXAMENTO

- *Renovar a planta
- a) muito velha ou grande



- b) baixa produção





PROJETO REFORMA - BNDES

ERVA - MATE

Ilex paraguariensis



COLHEITA

Época:

Setembro/Outubro

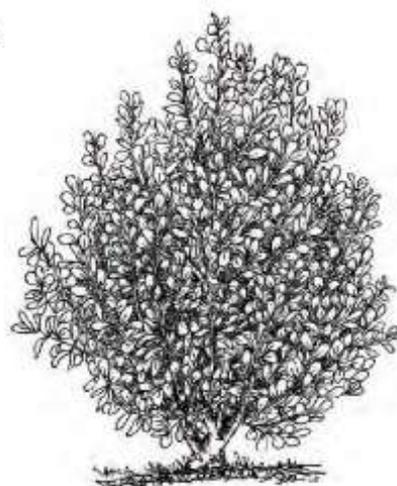
Intervalo entre colheitas:

Mínimo de 2 anos

Remanescentes de folhas:

20-30 % do bacheiro

Fazer Adubação após colheita:

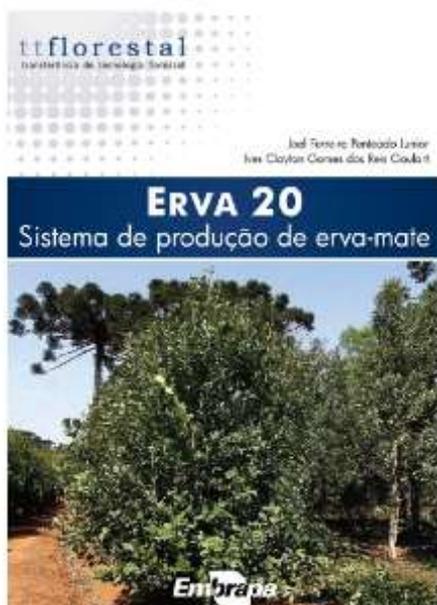


ANTES



DEPOIS

Referencia e Informações



Projeto Reforma

<https://projetoforma.ufsc.br/>

O Projeto trabalha a restauração em dois diferentes perfis de áreas: a) Unidade de Conservação (PAERC); e b) Assentamento da Reforma Agrária (Índio Galdino).

Como uma proposta inovadora, o REFORMA busca aumentar a eficiência da recuperação da vegetação nativa, considerando os fatores ambientais, sociais e econômicos

Realização



FAPEU

Implantação de sistemas agroflorestais (SAFs) em regiões de clima frio

Desenvolvimento de estratégias produtivas para o
Programa de Recuperação Ambiental - PRA





Governador do Estado
Jorginho dos Santos Mello

Secretário de Estado da Agricultura
Valdir Colatto

Presidente da Epagri
Dirceu Leite

Diretores

Célio Haverroth
Desenvolvimento Institucional

Fabírcia Hoffmann Maria
Administração e Finanças

Gustavo Gimi Santos Claudino
Extensão Rural e Pesqueira

Reney Dorow
Ciência, Tecnologia e Inovação



BOLETIM DIDÁTICO Nº 175

Implantação de sistemas agroflorestais (SAFs) em regiões de clima frio

Desenvolvimento de estratégias produtivas para o
Programa de Recuperação Ambiental - PRA



Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão
Rural de Santa Catarina Florianópolis
2023

Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (Epagri)
Rodovia Admar Gonzaga, 1347, Itacorubi, Caixa Postal 502
88034-901 Florianópolis, SC, Brasil
Fone: (48) 3665-5000
Site: www.epagri.sc.gov.br

Editado pelo Departamento Estadual de Marketing e Comunicação (DEMC).

Revisores ad hoc:

Andre Eduardo Biscaia de Lacerda (Embrapa)

Paulo Alfonso Floss (Epagri/Cepaf)

Editoração técnica: Lucia Morais Kinceler

Revisão textual e padronização: Laertes Rebelo

Diagramação e arte-final: Qi Impressão e Comunicação Visual

Capa: Qi Impressão e Comunicação Visual

Primeira edição: Novembro de 2023

Impressão: Gráfica CS

Tiragem: 415 exemplares

É permitida a reprodução parcial deste trabalho desde que citada a fonte.

Ficha catalográfica

HANISCH, A. L.; STIEBLER, L. P. P. M. **Implantação de Sistemas Agroflorestais para regiões de clima frio**: desenvolvimento de estratégias produtivas para o PRA - Programa de Recuperação Ambiental. Florianópolis, SC: Epagri, 2023. 24p.
(Epagri. Boletim Didático, 175)

*Programa de recuperação ambiental; Erva-mate; Araucária;
Bracatinga; Noz-pecã*

ISSN 1414-5219 (Impresso)

ISSN 2674-9505 (On-line)

AUTORES

Ana Lúcia Hanisch

Engenheira-agrônoma, Dra.

Pesquisadora da Estação Experimental de Canoinhas

BR 280, 1101, Bairro Industrial II, Canoinhas, SC, CEP 89466-500

Telefone: (47) 3627 4199 - E-mail:analucia@epagri.sc.gov.br

Luiz Paulo Prestes de Medeiros Stiebler

Engenheiro-agrônomo

Bolsista, Acadêmico de Mestrado - PPGEAN - UFSC - Campus Curitibanos

Rodovia Ulysses Gaboardi, 3000 - Curitibanos, SC, 89520-000

Telefone: (48) 3721 6273 - E-mail:luiz.stiebler@posgrad.ufsc.br

Apresentação

De acordo com a Lei Federal 12.651/2012, também conhecida como Novo Código Florestal, os imóveis rurais inscritos no Cadastro Ambiental Rural (CAR) que apresentarem passivo ambiental deverão aderir ao Programa de Regularização Ambiental, como estratégia para se adequarem à legislação brasileira. No entanto, ainda há muitas lacunas a serem esclarecidas em relação às melhores estratégias de restauração.

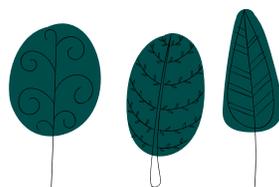
Entre as demandas levantadas pelo setor rural destaca-se a limitação de opções tecnológicas para a regularização, além da possibilidade das áreas irregulares serem cercadas e deixadas para recuperação da vegetação nativa. Em regiões de clima frio, as opções de sistemas produtivos florestais que possam ser adotados como estratégias de regularização ambiental são ainda mais limitadas que no restante do país.

Assim, a Epagri apresenta neste boletim os resultados iniciais de uma pesquisa sobre a implantação de diferentes sistemas agroflorestais com foco na produção de erva-mate. Além de, desenvolver sistemas que atendam às demandas de restauração florestal exigidas pela legislação, a publicação visa contribuir para a geração de renda e de serviços ecossistêmicos ao meio rural.

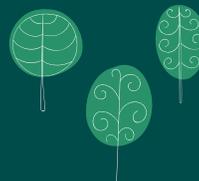
A Diretoria Executiva

Sumário

O que é o Programa de Regularização Ambiental (PRA).....	8
Etapas da regularização ambiental.....	9
Preservar ou Conservar: qual a diferença?.....	10
Sistemas Agroflorestais (SAFs).....	10
A importância dos SAFs na restauração ambiental.....	11
Modelo de SAF proposto pela Epagri.....	12
Desafios na implantação de um SAF com erva-mate.....	13
Plantio das mudas florestais.....	13
Erva-mate.....	13
Bracatinga.....	14
Pinheiro-araucária.....	14
Noz-pecã.....	15
Controle de formigas cortadeiras.....	15
Adubação.....	16
Manejo das plantas espontâneas.....	16
Coroamento e roçadas.....	16
Plantas de cobertura de inverno.....	17
Plantas de cobertura de verão.....	17
Desenvolvimento de SAF com erva-mate.....	19
Custos de implantação de SAF com erva-mate em clima Cfb.....	20
Agradecimentos.....	23
Para saber mais.....	24

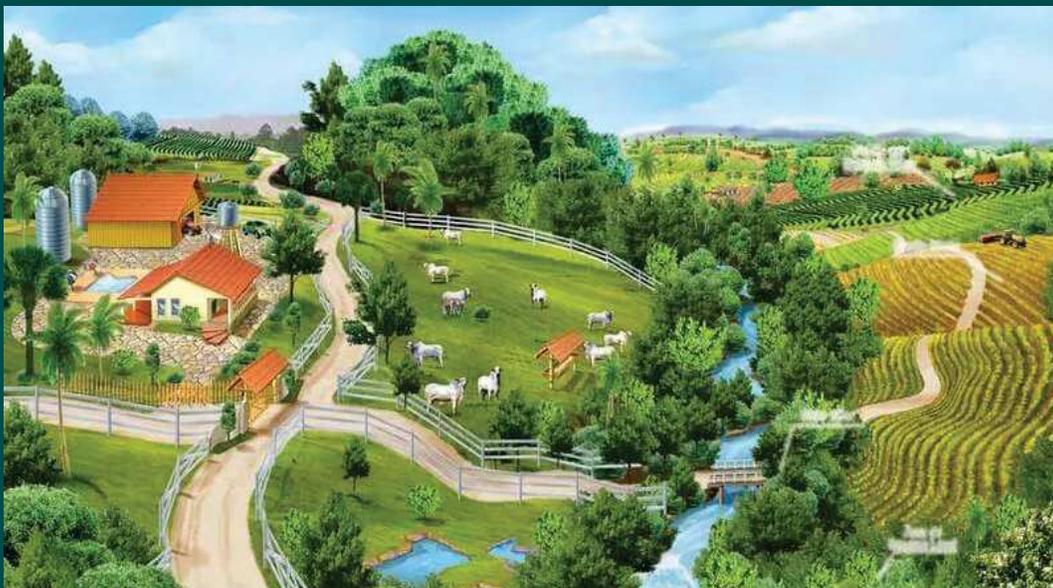


O que é o Programa de Regularização Ambiental (PRA)¹



O “novo” Código Florestal (Lei Federal 12.651/2012) suspendeu as sanções decorrentes de infrações cometidas antes de 22 de julho de 2008 relativas à supressão irregular de vegetação em Áreas de Preservação Permanente (APP), de Reserva Legal (RL) e de Uso Restrito, **desde que os produtores cumpram integralmente com as obrigações estabelecidas no Termo de Compromisso (TC) ambiental**, firmado no Programa de Regularização Ambiental de Imóveis Rurais (PRA), que é a etapa seguinte após a adesão ao Cadastro Ambiental Rural (CAR).

Ou seja, os imóveis previamente inscritos no CAR, que apresentarem passivo ambiental e quiserem regularizar sua situação a fim de evitar penalidades, **poderão aderir ao Programa de Regularização Ambiental**. O PRA é o conjunto de ações ou iniciativas a serem desenvolvidas por proprietários rurais com o objetivo de adequar e promover a regularização ambiental. Cumpridas as obrigações estabelecidas no PRA, nos prazos e condições determinados, as multas serão convertidas em serviços de preservação, melhoria e recuperação da qualidade do meio ambiente, regularizando assim o uso das áreas rurais consolidadas.



<https://irrigat.com.br/propriedade-rural-sustentavel/>

¹ Mais informações podem ser obtidas:

<https://www.gov.br/mma/pt-br/composicao/servico-florestal-brasileiro/regularizacao-ambiental/regularizagro>

Etapas da regularização ambiental

ETAPA A

Inscrição no CAR;

ETAPA B

Acompanhamento: após a inscrição no CAR, acompanhe o andamento e os resultados da análise de sua inscrição realizada pelo órgão ambiental, atendendo a todas as exigências que porventura sejam requeridas;

ETAPA C

Regularização ambiental: é formalizada por Termo de Compromisso. As alternativas são recomposição de remanescentes de vegetação em APP, áreas de Uso Restrito e Reserva Legal e compensação de Reserva Legal;

ETAPA D

Negociação: Os imóveis rurais que possuem excedentes de vegetação nativa caracterizados como Reserva Legal, Servidão Ambiental ou Cotas de Reserva Ambiental poderão negociar seus ativos com imóveis pendentes de regularização.

Na etapa C, de regularização ambiental, dois pontos importantes vêm sendo levantados:

- Como compensar a potencial redução de renda das propriedades rurais que deixarem de usar áreas atualmente utilizadas com fins agrícolas?
- Como aumentar as opções tecnológicas para a regularização ambiental que vão além do método de cercamento e recuperação passiva da vegetação nativa das áreas irregulares?

Para contribuir nessa discussão **é necessário avançar em pesquisas com diferentes modelos de restauração de paisagens e florestas com fins econômicos**, como os Sistemas Agroflorestais, a silvicultura de espécies nativas, a melhoria das estratégias de Regeneração Florestal e os sistemas integrados de produção agropecuária, cada qual desenvolvido para ser adaptado às diferentes condições de clima e solo do país.

PRESEVAR ou CONSERVAR?



Você sabe a diferença entre **preservação** e **conservação**? As palavras parecem ter o mesmo significado, mas o sentido delas é bem diferente.

Conservação implica o uso racional de um recurso natural, ou seja, adotar um manejo que garanta a autossustentação do recurso explorado para as futuras gerações.

Já a **preservação** tem um significado de proteção integral, com intocabilidade para evitar perda de biodiversidade, ou seja, **não utilizar, mesmo que racionalmente**.

Os preservacionistas defendem que as áreas naturais não devem sofrer interferência humana. Já os conservacionistas defendem a possibilidade de manejo sustentável dos recursos naturais. Os Sistemas Agroflorestais (SAFs) são um importante exemplo de manejo conservacionista, onde as florestas ou seus remanescentes são conservados por meio de seu uso econômico, e podem contribuir para a geração de renda e de serviços ecossistêmicos ao meio rural.



Sistemas Agroflorestais - SAFs

Sistema Agroflorestal ou Agrofloresta é um sistema que reúne culturas de importância agrônômica em consórcio com plantas que integram a floresta. Em outras palavras, é um sistema em que o produtor planta e cultiva árvores e produtos agrícolas em uma mesma área, garantindo a melhora de aspectos ambientais e a produção de alimentos e madeira. O objetivo é garantir que as espécies trabalhem juntas. Por exemplo, algumas espécies agrícolas já consolidadas, como cacau, café ou erva-mate, crescem bem na sombra de árvores. O produtor pode combinar esses plantios com árvores como

araucárias, seringueiras, açaizeiros, entre outras².

As vantagens ambientais dos SAFs são grandes, uma vez que as árvores têm importante papel na melhoria da qualidade do solo, do ar e da água da propriedade, ou seja, dos serviços ambientais. Além disso, nos SAFs com árvores nativas, em função do maior tempo de crescimento, as árvores acabam estocando carbono por um período mais longo. E, por fim, o cultivo de SAFs com árvores nativas ajuda a aliviar a pressão do desmatamento em áreas de florestas naturais.

² <https://www.wribrasil.org.br/noticias/sistemas-agroflorestais-safs-o-que-sao-e-como-alias-restauracao-e-producao-de-alimentos>

A importância dos SAFs na restauração ambiental: desafios e oportunidades

A adoção de sistemas agroflorestais com espécies arbóreas nativas é uma possibilidade que atenderia aos dois problemas levantados para a fase de restauração ambiental do PRA: a presença das árvores atende ao objetivo de restauração florestal e a exploração produtiva permite a geração de renda às famílias proprietárias.

No entanto, em regiões de clima frio, como nas regiões de planaltos de Santa Catarina, as tecnologias para implantação de SAFs são quase inexistentes. Além disso, as opções de espécies florestais com finalidade de mercado e adaptadas às condições de baixas temperaturas e geadas são raras e pouco estudadas, à exceção da erva-mate.

Outro desafio refere-se aos custos de implantação de SAFs, que são ainda pouco conhecidos, o que dificulta inclusive a obtenção de recursos por parte do produtor junto aos programas de financiamento. Mais pesquisas em SAFs são, portanto, necessárias para ajudar a identificar as condições que podem torná-los mais atraentes para os agricultores.

Pesquisas em SAFs para as regiões de clima Cfb que envolvam espécies com viés econômico como erva-mate, araucária e bracatinga, apresentam a vantagem de manter uma paisagem na qual se perpetuam os aspectos culturais e ambientais típicos da região, o restabelecimento de uma cobertura florestal permanente e a geração de renda através da diversificação da produção com múltiplas saídas do sistema (RADOMSKI et al., 2014).



Neste cenário, a Epagri está buscando contribuir para a geração de indicadores confiáveis em SAFs com espécies arbóreas nativas adaptadas a climas frios (Cfb), através de pesquisas a campo.

Espera-se com isso gerar informações que auxiliem os produtores rurais catarinenses, tanto os que necessitam realizar adequações ambientais nas propriedades, quanto os que desejam investir em sistemas mais sustentáveis, a tomar decisões com melhor embasamento técnico³.

Pesquisa executada pela Epagri - Estação Experimental de Canoinhas e demais parceiros, financiada via edital 14/2021 da Fundação de Amparo à Pesquisa de Santa Catarina - Fapescc, com o projeto "SISTEMAS AGROFLORESTAIS PARA RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS EM CLIMA Cfb".

Proposta da Epagri de pesquisa em SAFs com erva-mate

Modelo de SAF proposto pela Epagri



Figura 1. Plantas selecionadas para composição de um Sistema Agroflorestal de duplo-propósito: recuperação ambiental e produção comercial, proposto pela Epagri - Estação Experimental de Canoinhas, 2021

A escolha da erva-mate (*Ilex paraguariensis*) como espécie dominante nos arranjos dos SAFs propostos pela Epagri, deve-se a sua importância socioeconômica e cultural na região do Planalto Norte Catarinense, onde foi estabelecida uma certificação de Indicação Geográfica, o que garante à erva-mate produzida na região um diferencial na sua comercialização.

Como segunda espécie comercial e com grande importância para a readequação ambiental, por ser uma espécie pioneira, foi proposto o cultivo da bracatinga (*Mimosa scrabella*), que apresenta um estabelecimento acelerado de cobertura florestal devido ao seu rápido crescimento, visando ao sombreamento da área e das ervas e à produção de mel.

Finalmente, para completar as propostas de diversificação florestal com espécies com fim comercial foi proposto o cultivo de mudas enxertadas de pinheiro-araucária (*Araucaria angustifolia*) para produção precoce de pinhão e a introdução de uma espécie não nativa - a nogueira-pecã - para produção de nozes que apresentam grande valor agregado de produção.

Desafios na implantação de um SAF com erva-mate

O objetivo dessa publicação é descrever as etapas de implantação de um SAF com erva-mate que possa vir a ser utilizado como uma opção para o Programa de Regularização Ambiental de propriedades rurais. Dessa forma, serão apresentados os manejos necessários nos **primeiros 24 meses pós-implantação**, destacando-se alguns desafios comuns neste período, bem como maneiras eficazes de enfrentá-los e superá-los.

A fase de implantação de um Sistema Agroflorestal com erva-mate é de grande intensidade em custos e mão de obra. Plantio das mudas florestais, replantios, controle de formigas, irrigação, coroamento das mudas de erva-mate, roçadas para controle de plantas invasoras e adubação são atividades desenvolvidas, quase que ininterruptamente, nos primeiros meses.

PLANTIO DE MUDAS FLORESTAIS

Erva Mate

O plantio das mudas de erva-mate nas regiões de clima frio com ocorrência de geadas severas pode ocorrer a partir do final de agosto, quando o risco de temperaturas negativas é mais baixo e pode se estender até meados de novembro, a fim de evitar períodos de muito calor para as mudas recém-plantadas.

O plantio das mudas é realizado em covas que podem ser abertas manualmente ou com perfurador automático (Figura 2a). Nesta pesquisa foram usados espaçamentos 2x2m, para uma densidade máxima de 2.500 plantas de erva-mate por hectare. No entanto, alguns trabalhos têm recomendado plantios 3,0 x 1,5m, que permitem a possibilidade da mecanização das limpezas.

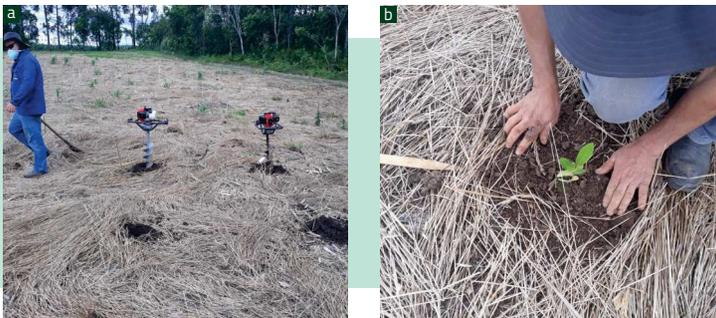


Figura 2 Abertura de covas com perfurador automático (a) e plantio das mudas florestais em área com cobertura morta de azevém como estratégia de proteção do solo e controle de plantas espontâneas (b)

Uma estratégia interessante é, quando possível, manter plantas de cobertura no inverno, como o azevém (*Lolium multiflorum*) ou aveia (*Avena sp.*), antes do plantio das mudas florestais. Essas plantas de cobertura, quando dessecadas, contribuem para evitar o preparo convencional do solo e para controle de plantas espontâneas na fase inicial (Figura 2b).

Bracatinga

Embora nesta pesquisa a bracatinga tenha sido plantada por mudas produzidas na região⁴ (Figura 3), alguns trabalhos têm sugerido o plantio por sementes em área total ou ainda, em áreas não agrícolas, o uso de roçadas que promovam a entrada de luz e a regeneração natural da bracatinga. Nestes dois casos, após o primeiro ano são realizadas roçadas na brotação da bracatinga, com linhas espaçadas a cada 2 a 3m entre si e realizado o plantio de outras espécies florestais⁵.



Figura 3 - Mudas de bracatinga 10 dias após o plantio

Pinheiro-araucária

O plantio dessa espécie com o objetivo de produção comercial de pinhões pode ser realizado de duas formas: a) com mudas já enxertadas com variedades promissoras para produção precoce de pinhão (Figura 4a); b) plantio de pinhões para posterior enxertia a campo (dois a três anos pós plantio) (Figura 4b).



Figura 4 - Muda enxertada de araucária, variedade Kaiová⁴, pronta para plantio (a) e muda de três anos, produzida a partir do plantio de pinhão, logo após o enxerto a campo (b).

⁴ Viveiro Duffatto em Monte Castelo, SC. <https://viveiroflorestalduffatto.com.br/>

⁵ LACERDA, A. Série erva-mate sombreada (2): Sistema de restauração produtivo agroflorestal. Embrapa Florestas, Colombo, 2019. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1115338/serie-erva-mate-sombreada-2-sistema-de-restauracao-produtivo-agroflorestal>

No primeiro caso, a muda de araucária já vem adaptada de 2 a 3 anos em viveiro e apresenta índices muito baixos de mortalidade. O plantio é facilitado e a produção tende a se iniciar mais precocemente, no entanto, há um custo significativamente mais alto com a aquisição das mudas e menor diversidade genética na área. Por outro lado, a opção de plantio de araucária via pinhões apresenta um baixo custo inicial e maior diversidade genética, mas exige maior controle de plantas espontâneas na área de plantio nos primeiros anos, há uma taxa maior de mortalidade e há a necessidade de mão de obra especializada para a realização da enxertia com variedades de araucária com potencial para produção de pinhões.

Noz-pecã

A introdução da noz-pecã em SAFs de clima frio pode ser uma opção interessante para diversificação produtiva. Seu plantio por mudas, no entanto, não tem apresentado um desenvolvimento homogêneo, sendo que algumas mudas se desenvolveram de forma vigorosa, enquanto quase 30% das mudas desaparecem ao longo do tempo de avaliação. Para essa espécie é necessário um rigoroso controle de formigas, tanto quanto a erva-mate, sendo observados sintomas de sensibilidade a baixas temperaturas (Figura 5).



Figura 5 - Plantas de noz-pecã no momento do plantio, em novembro de 2021 (a); durante o inverno (b); aos 18 meses de idade (c) e após ataque de formigas (d)

Controle de formigas cortadeiras

O controle de formigas deve ser iniciado antes do plantio das mudas florestais a fim de reduzir a ocorrência de formigueiros na área. A área deve ser monitorada semanalmente nos primeiros seis meses e, quando necessário, distribuir as iscas de acordo com a recomendação do fabricante. Em regiões de clima frio, a necessidade de controle das formigas cortadeiras tende a ser mais intensa nos meses de primavera/verão.

Adubação

Para o adequado estabelecimento de um Sistema Agroflorestal há necessidade de melhoria da qualidade do solo. Para um SAF de clima frio, a Epagri está propondo que seja adotada uma adubação que atenda a principal espécie comercial no caso, a erva-mate e que ela seja realizada de acordo com o Manual de Adubação e Calagem para RS/SC (CQFS, 2016). Devem ser utilizados corretivos e fertilizantes que podem ser aplicados na cova ou em área total de acordo com a disponibilidade de equipamentos e mão de obra. Os fertilizantes podem variar entre fontes orgânicas, como esterco líquido de suíno ou cama de aviário, bem como adubos solúveis.

Recomenda-se a adubação da erva-mate, da araucária e noz-pecã de acordo com a recomendação após a análise de solo, não sendo necessária a adubação da bracatinga após o primeiro ano. A ausência da adubação, em especial em solos de baixa fertilidade, tende a comprometer o desenvolvimento das espécies florestais implantadas, impedindo que seja alcançado um bom resultado comercial na venda dos produtos.



MANEJO DAS PLANTAS ESPONTÂNEAS

Coroamentos e roçadas

A prática do coroamento das mudas florestais é, assim como o controle de formigas, fundamental para a manutenção da cultura no campo. A mato-competição prejudica muito o desenvolvimento inicial das mudas, em especial da erva-mate, provocando seu desaparecimento da área de plantio. Um coroamento bem feito na primavera, com um diâmetro de 50cm no entorno da muda, tende a ser uma boa estratégia de controle (Figura 6).

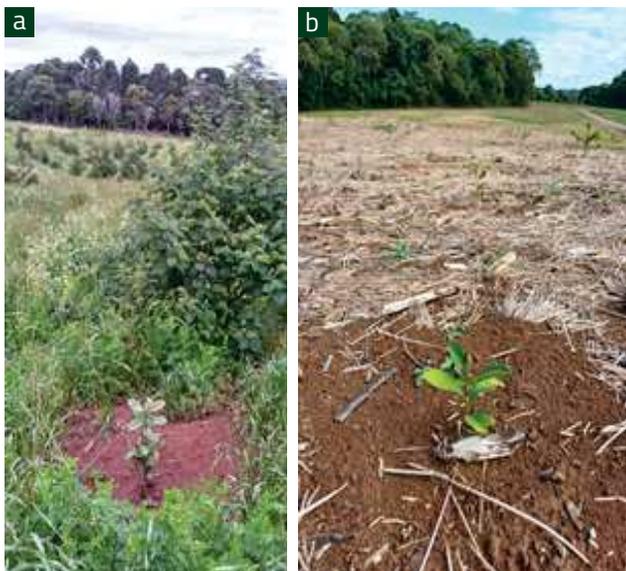
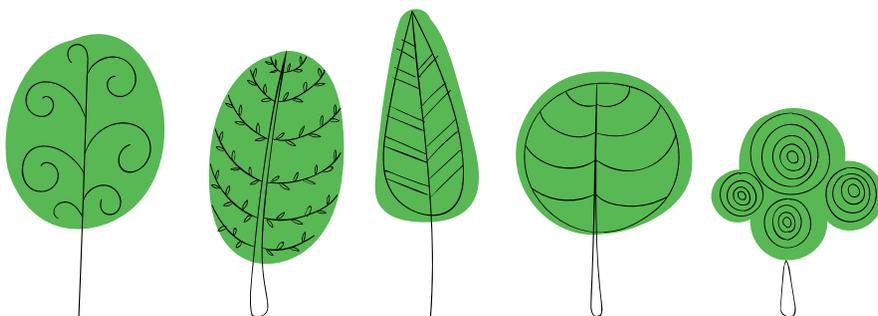


Figura 6- Coroamentos pós-plantio das mudas (a) e após a sobressemeadura de avevém + ervilhaca no inverno (b)

Com um coroamento adequado, é possível manejar as plantas espontâneas da área de plantio com roçadas, uma vez que o coroamento facilita a visão da muda florestal no meio das outras plantas, evitando que ela seja roçada acidentalmente. Além da roçada, a aplicação de herbicidas para controle de plantas de folha estreita, com jatos dirigidos, pode ser uma estratégia para reduzir as plantas não desejadas e permitir um melhor desenvolvimento das mudas florestais.



Plantas de cobertura no inverno

A fim de manter o solo coberto no inverno, reduzir as plantas espontâneas e melhorar a qualidade do solo, uma estratégia é a sobressemeadura a lanço, no outono ou no começo do inverno, de sementes de azevém, aveia e ervilhaca. O uso de 30kg/ha de azevém tem promovido uma excelente cobertura do solo e a proteção das mudas florestais. Um coroamento no entorno das mudas para evitar que o azevém “sufoque” as mesmas também é recomendado. Após o ciclo do azevém, nos meses de outubro ou novembro, deve-se realizar a roçada em área total, o que mantém uma cobertura morta protegendo o solo.

Plantas de cobertura no verão

Em geral, na primavera-verão, em regiões de clima Cfb, há um significativo aumento da presença de plantas herbáceas espontâneas em áreas de recuperação. Uma das mais frequentes e com desenvolvimento vigoroso é o papuã (*Brachiaria plantaginea*). Essa planta quando manejada pode, no entanto, ter uma valiosa contribuição para a cobertura do solo e a proteção das mudas florestais contra o calor intenso, bem como para o aumento da biodiversidade da área. Além disso, a manutenção das plantas espontâneas de primavera-verão promove um efeito positivo sobre a biodiversidade, com aumento da presença de abelhas, insetos e pássaros na área do SAF.



Figura 7. Manejo das plantas espontâneas no verão 2023: a) coroamento de 1m no entorno de todas as mudas em novembro; b) "proteção" promovida pelas plantas espontâneas na erva-mate; c) "abertura" do papuã nas linhas de erva-mate no final de fevereiro; d) roçada na área total em agosto de 2023

Neste período, a realização do coroamento no entorno das mudas florestais deve ter um diâmetro maior (1m). De acordo com as condições climáticas, uma "capina de abertura do papuã" nas linhas de plantio das mudas da erva-mate pode ser necessária. Uma roçada no final do ciclo do papuã, entre março e abril, tende a contribuir ainda mais para a construção de uma camada protetora do solo, com aumento da sua qualidade (Figura 7).

Embora a estratégia de manter a vegetação espontânea de verão na área seja importante para o aumento da biodiversidade e a "proteção" da erva-mate, deve ser feito um monitoramento frequente da presença de plantas trepadeiras como a corda-de-viola, que por se instalar rapidamente, leva a prejuízos como quebra de troncos das árvores que ainda estão em desenvolvimento (Figuras 8).



Figura 8 - Infestação de corda-de-viola nos troncos das bracatingas (a) levando à quebra do mesmo em algumas situações (b)

DESENVOLVIMENTO DE SAF COM ERVA-MATE em regiões de clima frio no período de implantação

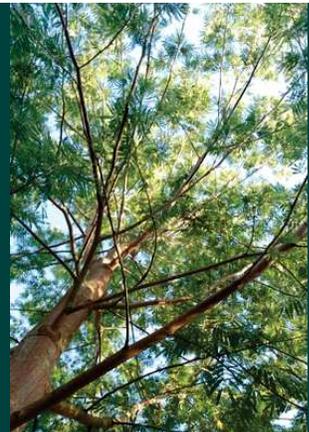
Em uma área experimental implantada no município de Papanduva, na região do Planalto Norte Catarinense, a estratégia de um SAF com erva-mate, para regiões de clima frio do sul do Brasil, apresentou um potencial positivo de mudança da paisagem agrícola para uma paisagem florestal ainda na fase inicial de implantação (Figura 9).



Figura 9 - Vista parcial da área experimental de SAFs com erva-mate: a) um mês após o plantio das mudas florestais; b) dez meses após o plantio (pós-inverno); c) com 16 meses pós-plantio; d) 22 meses pós-plantio - Papanduva, SC, 2021 a 2023

Sem dúvida, o elemento mais importante na mudança da paisagem foi a bracatinga, que apresentou um crescimento impressionante, alcançando uma média de altura acima de 4m aos 20 meses pós-plantio das mudas (Figura 10).

Figura 10 - Tronco de bracatinga, com 5m de altura, 22 meses após o plantio da muda



CUSTOS DE IMPLANTAÇÃO DE SAFs COM ERVA-MATE PARA REGIÕES DE CLIMA FRIO (Cfb)

De um modo geral as despesas da fase de implantação de um Sistema Agroflorestal, para fins didáticos, podem ser divididas em três grandes etapas: preparo da área, implantação propriamente dita e manutenção (Figura 11).



Etapas de implantação de um SAF

Preparo

- Dessecação
- Controle de formigas
- Delimitação de área
- Entre outros

Implantação

- Plantio de mudas
- Capinas
- Controle de formigas
- Irrigação
- Entre outros

Manutenção

- Coroamento de mudas
- Roçadas
- Adubações
- Semeadura de Cobertura
- Entre outros

Figura 11 - Descrição das principais atividades de cada fase da implantação de um SAF

É apresentado, a seguir, um quadro da mão de obra/ha necessária para a execução de todas as etapas ao longo dos primeiros dois anos da instalação de um SAF com erva-mate em região de clima frio (Tabela 1). Para este cálculo, foi utilizado um índice de replantio de mudas de 25% que, embora um pouco acima da média recomendada para plantio em ervais, foi o observado no campo e, não raro, tem sido observado em outros SAFs com adensamento de erva-mate.

Tabela 1 Estimativa aproximada da necessidade de mão de obra por hectare para execução das etapas iniciais de um SAF com erva-mate na região do Planalto Norte Catarinense, 2021-2023

Atividade	Mão de obra (dia/homem/ha)	Atividade	Mão de obra (dia/homem/ha)
Cercamento da área	4,0	Plantio de mudas	2,5
Controle de formigas	5,0	Replanteio de mudas	2,5
Abertura de covas	2,0	Coroamento e capinas	40,0
Roçada entre linhas com roçadeira costal	6,0	Aplicação de herbicida	1,0
Sobressemeadura de plantas de inverno	1,0	Adubação de cobertura	4,0
MÃO DE OBRA TOTAL	68 dias/homem		

Não são apresentados os custos relativos aos insumos utilizados ao longo desses dois anos, uma vez que eles apresentam custos muito variáveis em função das regiões e da sua



disponibilidade nas propriedades rurais.

No entanto, para efeito comparativo, são apresentados os custos totais/ha da fase de implantação de um SAF com erva-mate, araucária, bracatinga e noz-pecã, em relação a outras estratégias de restauração ambiental (Figura 12).



Figura 12 - Custo médio do período de implantação de SAFs para recuperação ambiental de propriedades rurais

O “modelo Epagri” foi dividido em dois modelos: o primeiro considera o plantio de 100 mudas enxertadas de variedades produtivas de araucária, com um alto custo inicial da muda; o segundo simula o plantio de mudas de araucária por pinhão para posterior enxertia a campo.

O sistema “erva-mate a pleno sol” adotou uma densidade média de 2.500 plantas/ha, enquanto no sistema “adensamento de erva-mate” foi simulado o enriquecimento de um remanescente florestal com uma média de 1.300 plantas de erva-mate/ha. Já o “Sistema Agroflorestal Biodiverso” é um SAF bastante intenso que tem foco em espécies frutíferas e madeireiras, de médio e longo prazo, com possibilidade de mecanização; finalmente, a “restauração passiva” propõe o cercamento da área a ser restaurada e compreende a ausência de manejo antrópico (abandono).



Agradecimentos

Nossos sinceros agradecimentos a todos os colegas da Epagri e membros da equipe do projeto de pesquisa “SISTEMAS AGROFLORESTAIS PARA RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS EM CLIMA Cfb”: Bernadete Grein, Juliane G. K. Justen, Gilcimar A. Vogt, Paulo A. Floss e, em especial, ao pesquisador Gilson J. M. Gallotti pela fundamental atuação na implantação do experimento a campo.

Um agradecimento especial também aos pesquisadores Dr. André de Lacerda, da Embrapa Florestas e Dr. Alexandre Siminski, da UFSC - Campus Curitibanos, pelas valiosas contribuições na discussão sobre o manejo florestal das espécies avaliadas.

À Fapesc, pelo suporte financeiro.



Para saber mais

1. CEDERVA. Sistemas tradicionais de cultivo: a erva-mate sombreada. Curitiba, 2020. Disponível em: <http://www.cederva.org/sistemas-de-producao.html>
2. CHAIMSOHN, Francisco P. SOUZA, Adriano M. Sistemas de produção tradicionais e agroflorestais de erva-mate no centro-sul do Paraná e Norte Catarinense. Circular Técnica. IAPAR. Ponta Grossa, 2013
3. CROCE, D. M.; FLOSS, P. A. Cultura da erva-mate no Estado de Santa Catarina . Florianópolis - SC: Epagri, 1999. 81 p. (Epagri. Boletim técnico, 100)
4. DORTZBACH, D.; MACHADO, L. N.; LOSS, A. et al. Delimitação geográfica da área da IG erva-mate do Planalto Norte Catarinense. Research, Society And Development, Vargem Grande Paulista, Sp, v. 9, n. 10, p. 1-30, 2020
5. LACERDA, A. Série erva-mate sombreada (2): Sistema de restauração produtivo agroflorestal. Comunicado Técnico 440. Embrapa Florestas, Colombo, 2019
6. LACERDA, A. Erva-mate sombreada: sistemas para a recomposição do dossel e da diversidade via manejo da regeneração natural. Documentos 376. Embrapa Florestas, Colombo, 2022
7. NESI, C. N.; FLOSS, P. A.; CROCE, D. M. Rendimento diário por tarefeiro na colheita de erva-mate. Agropecuária Catarinense, Florianópolis, v. 34, n. 1, p. 34-36, 2021
8. RADOMSKI, M. I. LACERDA, A. E. B. de KELLERMANN, B. Sistemas agroflorestais: restauração ambiental e produção no âmbito da Floresta Ombrófila Mista. Embrapa Florestas. Colombo, 2014

 www.epagri.sc.gov.br

 www.youtube.com/epagritv

 www.facebook.com/epagri

 www.twitter.com/epagrioficial

 www.instagram.com/epagri

 <http://publicacoes.epagri.sc.gov.br>



fapesc

Fundação de Amparo à
Pesquisa e Inovação do
Estado de Santa Catarina

APÊNDICE B - RECOMENDAÇÕES DE MANEJO PARA SAFS DE CLIMA FRIO¹

Introdução

O sistema agroflorestal (SAF) pode ser definido como um sistema de manejo sustentável da terra que busca aumentar a produção de forma geral, que pode combinar culturas agrícolas com árvores e plantas da floresta e/ou animais, de forma simultânea ou sequencialmente, e aplica práticas de gestão que são compatíveis com os padrões culturais da população local (BENE; BEALL; CÔTÉ, 1997). Esse tipo de sistema conecta a produção agrícola à conservação de recursos naturais aliado a redução de impactos ao meio ambiente (ZUCHIWSCHI, 2008; STEENBOCK et al., 2013).

Muitas são as categorias ou classificações desses sistemas, sendo que dependendo das categorias exigem distintas práticas de manejo. Os SAFs podem ser classificados de acordo com a sua estrutura no espaço, o seu desenho ao longo do tempo, a importância e função dos seus vários componentes e os objetivos e características ecológicas, sociais e econômicas da produção (MACEDO, 2000). Além disso, pode basear-se em diferentes estratégias de gestão dos recursos florestais que ocorrem nas explorações agrícolas, sendo que essas estratégias podem ter objetivos diferentes e/ou produtos diferenciados (MARTINS et al., 2019).

As recomendações aqui previstas têm como base a classificação do SAF em dois grupos que consideram os níveis funcionais e estruturais de complexidade ecológica no planejamento, implementação e manutenção de sistemas agroflorestais, a classificação "estática" versus "sucessional ou dinâmica" apresentada por Dubois (2008).

SAF Estático x SAF Dinâmico

Quando o manejo e outras intervenções não alteram a composição e nem estrutura de espécies no consórcio, os SAFs são denominados estáticos. Geralmente nesse tipo de protocolo o número de espécies no sistema é reduzido, onde o consórcio permite que as espécies florestais

¹ Material em preparação, essa proposta inicial será discutida e avaliada de forma conjunta entre as equipes da Epagri e UFSC ao longo de 2024 e serão trabalhadas no formato de outro boletim didático a ser publicado.

servam como cercas-vivas, quebra ventos e que produzem sombra aliado a outras espécies que toleram sombreamento em parte do ciclo (SIMINSKI et al., 2016). Sistemas de arborização de pastagens e cultivos semi-perenes e perenes têm sido algumas das modalidades mais praticadas de SAF. O sistema Taungya, o “cabruca” de cacau sombreado, os cafezais sombreados orgânicos, e os sistemas silvipastoris se encaixam nesta categoria (MAY; TROVATTO, 2008).

Quando o manejo é baseado na sucessão natural das espécies no consórcio, os SAFs são chamados de dinâmicos ou sucessionais. Essa é uma modalidade que se caracteriza pela composição do sistema em multiestratos, com alta biodiversidade e complexidade no que se refere à composição, estrutura e manejo do SAF (SIMINSKI et al., 2016). Do ponto de vista ambiental são implantados e manejados no sentido de “imitar” a dinâmica da sucessão ecológica otimizando a produção e quantidade de frutas, sementes, além de materiais orgânicos de boa qualidade (GOTSCH; PAZ, 1995; VIVAN, 1995).

As experiências com SAF no Brasil são de forma geral, relevantes, mas ainda incipientes, é o caso dos SAF multiestratos da Floresta Ombrófila Densa, na região cacaueira da Bahia e no Vale do Ribeira de São Paulo (MAY; TROVATTO, 2008; STEENBOCK et al, 2013), além das caívas/faxinais na Floresta Ombrófila Mista da região centro-sul do Paraná, onde a erva-mate (*Ilex paraguariensis*) é cultivada como componente de um SAF dinâmico e biodiversificado, tendo na bracatinga comum (*Mimosa scabrella*) e na araucária (*Araucaria angustifolia*) componentes base deste consórcio (CHAIMSOHN; SOUZA, 2013).

Diferentes estratégias podem ser adotadas para definir o desenho e a dinâmica de um sistema agroflorestal sendo esse estático ou dinâmico, de modo que ele desempenhe ao máximo as funções de um ecossistema natural (SIMINSKI et al., 2016). Uma das estratégias é a observação dos processos e interações ecológicas que se estabelecem nas florestas naturais, associados a melhoria da fertilidade do solo e do microclima; manutenção da qualidade da água; controle de pragas e doenças; conservação da biodiversidade; sequestro de carbono; melhoria da segurança alimentar e diminuição da pobreza pela oferta de maior diversidade de produtos (BATISH et al., 2008).

O fato é que as práticas têm demonstrado que os SAFs são capazes de associar a produção com a conservação florestal, o que o torna também um modelo para restauração de áreas degradadas e de reserva legal. Estes são fatores de relevante importância em especial no âmbito da Floresta Ombrófila Mista (FOM), considerada uma das formações vegetais mais

ameaçadas em função do avanço constante das atividades agropecuárias sobre os remanescentes florestais (CASTELLA; BRITZ, 2004; MEDEIROS et al., 2005).

Nesse sentido com base nos conceitos supracitados são apresentadas as propostas de manejo a curto e médio prazo para os diferentes arranjos (tratamentos) de sistema agroflorestal:

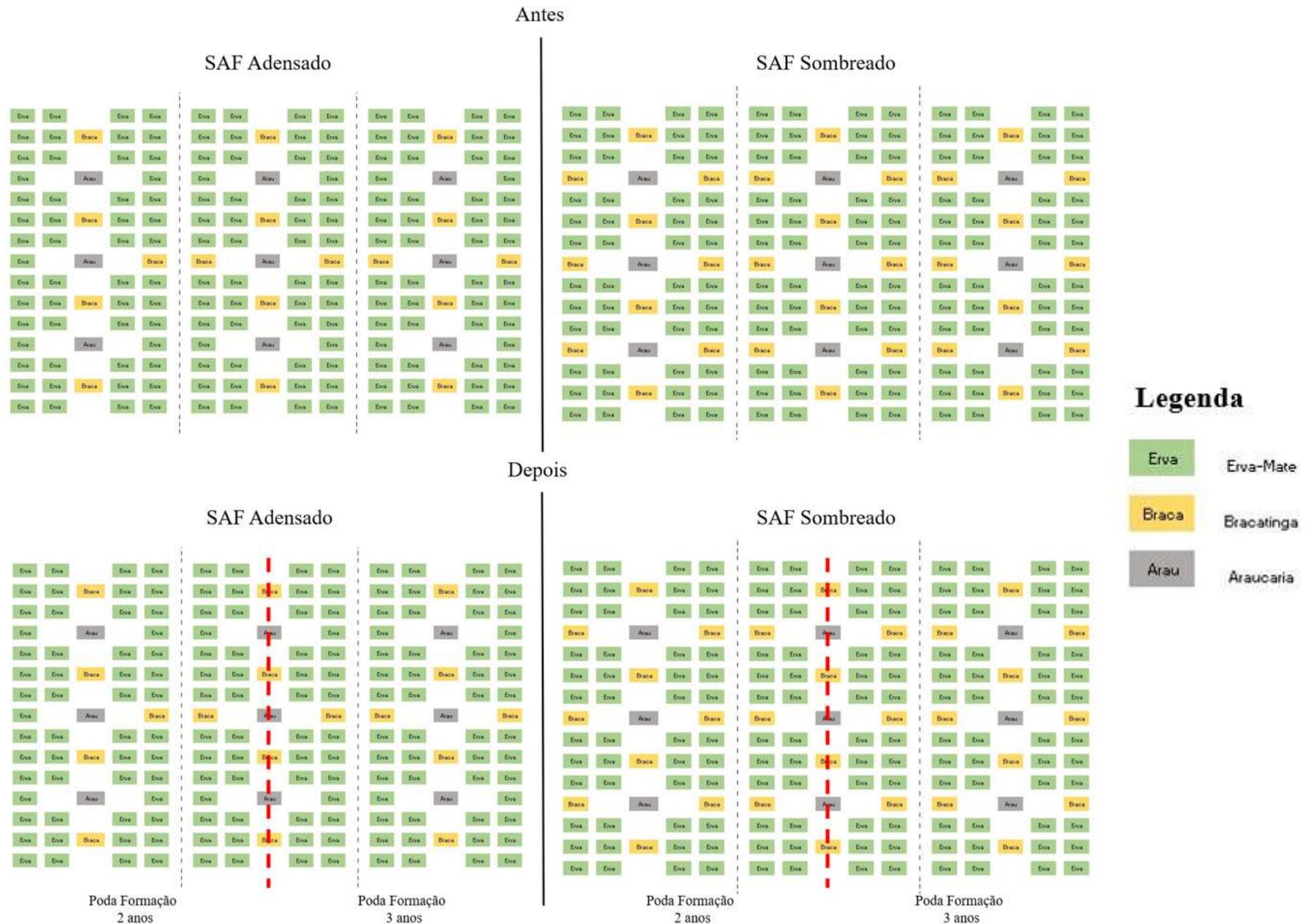
1) SAF Adensado e SAF Sombreado

Os arranjos de SAF Adensado e SAF sombreado tem como base a cultura da erva-mate e bracatinga, em duas diferentes densidades populacionais, além de também contar com a araucária em com a mesma densidade populacional em ambos os arranjos. Essa proposta de manejo do SAF não prevê a incorporação de outras espécies florestais, sendo enquadrado em um protocolo de manejo estático. Nesse sentido, o manejo não altera a composição e nem estrutura de espécies no consórcio (GOTSCH, 1992; HOFFMANN, 2013).

O SAF Sombreado é um arranjo com maior densidade populacional de bracatinga que consequentemente corresponde em um maior sombreamento para a erva-mate. Essa por sua vez é uma espécie constituinte naturalmente de um ambiente de sub-bosque, onde a luz é um “insumo” que afeta diretamente o desenvolvimento da erva-mate (ROSSA et al., 2017). Sabendo que a poda também é um trato cultural que afeta a arquitetura e o balanço hormonal na espécie, diferentes tipos de poda podem ter distintos efeitos sobre a erva-mate em função da luminosidade no SAF.

Nesse sentido, com o auxílio dos produtores locais, podem ser estabelecidos diferentes protocolos de poda para os dois tratamentos como “sub-parcelas” de um delineamento a fim de investigar o efeito das plantas e podas e luminosidade. Consta na Figura 1, uma proposta baseada na poda de formação da erva-mate. Essa é uma poda que irá determinar o potencial produtivo das plantas, sendo que a Goulart; Penteado (2018) preveem que deve ser realizada aos 2 anos após plantio. Contudo comumente produtores de erva-mate do planalto norte costumam realizar essa pratica aos três anos de idade. Apesar desse fato, as podas de formação podem variar em função do sombreamento sobre o erval, nesse caso a proposta está baseada na divisão da parcela em duas épocas diferentes para o manejo de poda de formação. Essas respostas podem servir como base para futuras recomendações de implantação destes sistemas por produtores que possivelmente tenham interesse em implantar o SAF.

Figura 1. Esquema amostral de antes e depois para o manejo de podas proposto para os tratamentos SAF Adensado e SAF Adensado.



2) SAF Diversificado e Regeneração Natural

O arranjo do SAF Diversificado tem como base a cultura da erva-mate com a inserção da Nogueira. Nesse sentido, este modelo é constituído pelas três espécies que podem servir como base para um manejo dinâmico/sucessional. O protocolo que estabelece o manejo dinâmico consiste no aumento da diversidade de espécies no sistema, sendo que cada espécie proporciona uma condição diferente de combinações de luminosidade, temperatura, umidade, disponibilidade de nutrientes, relações ecológicas (STENBOCK et al., 2013). Cada espécie se adapta conforme a combinação de espécies e condições impostas por “espécies vizinhas” espacialmente.

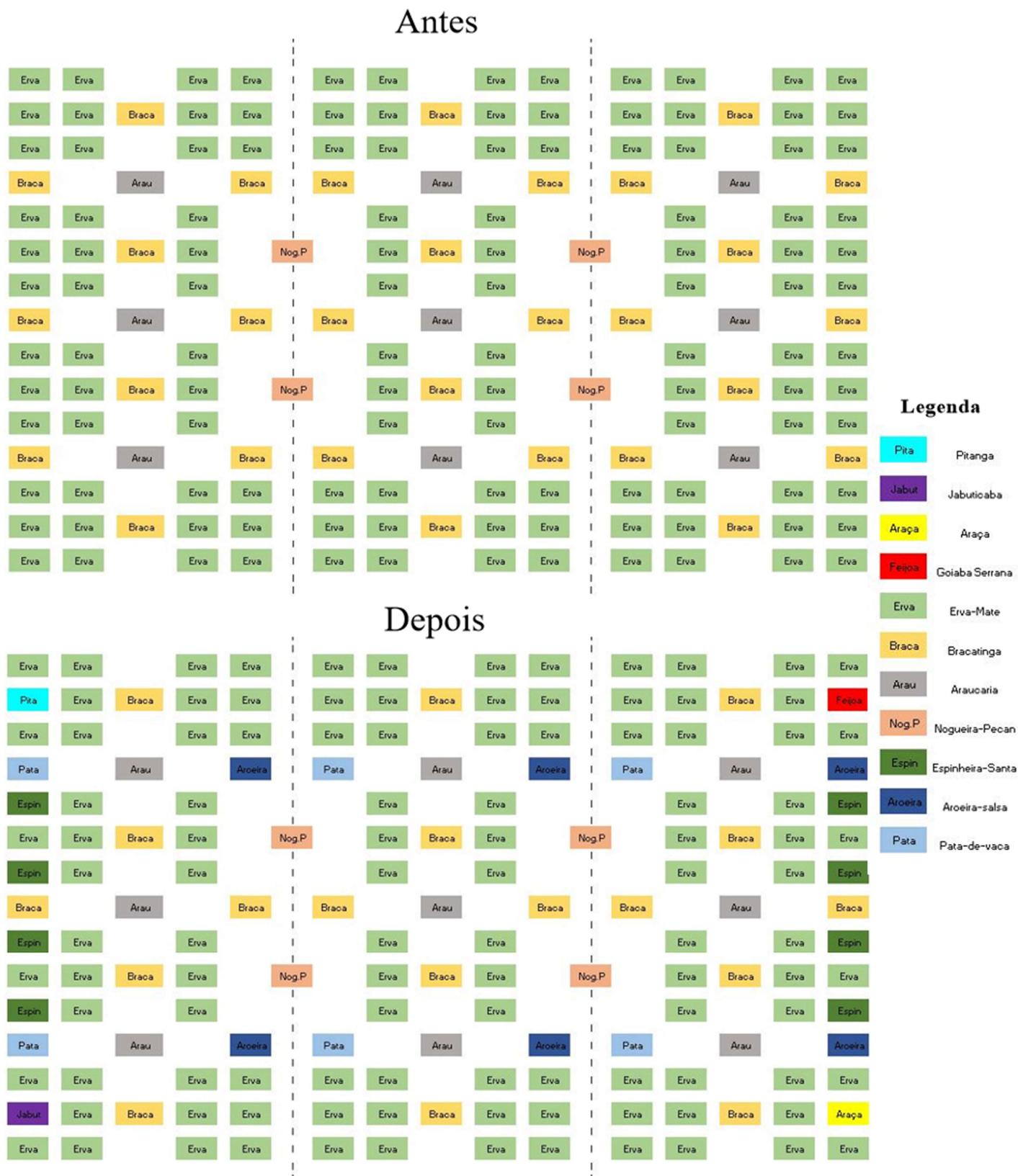
Nesse sentido, existe uma forte relação entre a biodiversidade e a variação de nichos ecológicos. Quanto mais espécies convivendo, maior a quantidade de nichos formados. Quanto maior a variação entre os nichos, mais pressão de seleção para a geração de variabilidade genética das espécies, e conseqüentemente mais biodiversidade (RICKLEFS, 2003). Nesse sentido, o tratamento diversificado tende a se estabelecer com características mais próximas a um ecossistema natural.

A partir do supracitado, pode-se considerar então a inserção de novas espécies no arranjo Diversificado, sendo essa inserção através da capacidade autogênica de regeneração do ecossistema ou através de plantio de mudas de outras espécies. Na Tabela 1 algumas espécies com potencial econômico e estrutural estão expostas não com intenção de recomendação final, mas sim possibilidades para tomada de decisão, além disso, um esquema amostral com possibilidade de manejo está disposto na Figura 2. Essas espécies podem ser implantadas através da substituição de indivíduos base do sistema, ou seja, faz-se a retirada de um indivíduo de bracatinga, erva-mate, araucária ou nogueira para plantio de outras espécies com potencial econômico/ecológico/estrutural do SAF. Além disso, os indivíduos a serem substituídos podem permanecer no sistema a fim de gerar biomassa, contribuindo para a ciclagem de nutrientes.

Tabela 1. Espécies nativas com potencial econômico e estrutural para compor os diferentes arranjos de SAF.

Nome Comum	Nome Científico	Função no SAF
Espinheira-santa	<i>Maytenus ilicifolia</i>	Medicinal
Pau-de-andrade	<i>Persea pyrifolia</i>	Medicinal
Sete capotes	<i>Campomanesia guazumifolia</i>	Medicinal
Ingá	<i>Inga edulis</i>	Frutífera/Medicinal
Goiaba serrana	<i>Feijoa sellowiana</i>	Frutífera
Araça	<i>Psidium cattleianum</i>	Frutífera
Jabuticaba	<i>Myrcia trunciflora</i>	Frutífera
Pitanga	<i>Eugenia uniflora</i>	Frutífera
Pata-de-vaca	<i>Bauhinia forficata</i>	Estrutural
Aroeira-salsa	<i>Schinus molle</i>	Estrutural

Figura 2. Esquema amostral de antes e depois para o manejo estrutural proposto para o tratamento de SAF Diversificado.



Manejo individual de cada espécie curto e médio prazo

Erva-mate (*Ilex paraguariensis*)

Essa espécie tem um manejo bem estabelecido em função de seu amplo cultivo na região sul do Brasil. Segundo Goulart; Penteado, 2018 o próximo manejo estabelecido para a cultura seria a poda de formação, que consiste em uma poda para quebrar a dominância apical da espécie. Sua função é quebrar o crescimento apical da planta induzindo o crescimento de brotos laterais, os quais irão equilibrar a copa e favorecer a produção foliar, proporcionando uma distribuição adequada de ramos, facilitando a aeração, a iluminação interna da copa e a altura apropriada para a colheita (GOULART; PENTEADO, 2018)

Essa poda é realizada com um corte raso ou desponta a aproximadamente 10cm da base da planta. A época adequada do desponte é entre os meses de agosto e setembro ou entre fevereiro e março, desde que as plantas tenham alcançado o estágio de desenvolvimento adequado (caule com espessura de 2cm). Vale ressaltar que essa poda deve levar em consideração o crescimento da muda e não a sua idade (GOULART; PENTEADO, 2018). Em função da última análise de solo realizada em outubro de 2023, os tratamentos não apresentaram diferenças significativas entre si. Sendo assim a CTC classificada como alta, conforme a classificação do Manual de Adubação e Calagem para o estado do RS e SC, em função das espécies de interesse que compõem o SAF (CQFS-RS/SC, 2016). Os macronutrientes primários, fósforo e potássio, foram classificados como muito alto e alto respectivamente. Os teores de macronutrientes secundários, Cálcio e Magnésio, foram classificados ambos como alto no solo. Esses teores não oferecem nenhum tipo de restrição de crescimento para nenhuma das espécies de interesse dos modelos de SAF (Erva-mate, Araucária, Bracatinga e Nogueira-Pecan) (CQFS-RS/SC, 2016). Nesse sentido a adubação a ser realizada segundo Goulart; Penteado, 2019 seria a Formação 1, que deve ser feita em forma de linha ou coroamento a 40cm do caule. Sendo que a taxa de aplicação pode ser vista na Tabela 2.

Tabela 2. Dose de aplicação de macronutrientes primários para a cultura da erva-mate em função da análise de solo realizada em outubro de 2023.

Nutriente	Interpretação (CQFS-RS/SC, 2016)	Dose (g planta/ano)
Nitrogênio	M.O entre 2,6 a 5%	30
Fósforo	Muito Alto	10
Potássio	Alto	20

*A dose total anual pode ser aplicada em dose única ou parcelada em duas vezes iguais.

Bracatinga (*Mimosa scabrella*)

As recomendações acerca dessa espécie estão pautadas no manejo de desgalhamento. Tendo em vista as experiências do plantio da espécie em sistema agroflorestal biodinâmico localizado na UFSC Campus Curitibanos, recomenda-se que se retire todos os galhos abaixo de um metro e oitenta das bracatingas. Esse tipo de manejo irá favorecer a formação da copa da espécie (STENBOCK et al., 2011), sendo assim, leva-se em consideração tanto a planta que vai ser podada quanto a planta que sofrerá as consequências dessa poda. Uma vez que a bracatinga é a espécie que apresenta a copa mais robusta no SAF, neste momento, a poda interferirá diretamente na disponibilidade de luz, espaço e oferta de material orgânico para o sistema.

Referente a adubação os teores encontrados na análise de solo apontam que não há uma restrição para o desenvolvimento da espécie (CQFS-RS/SC, 2016), sendo que a adubação realizada para a espécie da erva-mate seria suficiente para suprir a demanda dessa espécie florestal.

Araucária (*Araucaria angustifolia*)

As recomendações acerca dessa espécie nessa fase estão baseadas nos cuidados referentes ao processo de enxertia. Uma das atividades imprescindíveis é controle das brotações dos porta-enxertos. Essa prática é necessária em função do vigor vegetativo das brotações do

porta enxerto que se não controlados podem ser um forte dreno dos metabolitos produzidos pelas plantas (WENDLING et al., 2017). Nesse caso recomenda-se que todas as brotações sejam retiradas. Com relação a adubações, da mesma forma que a bracatinga, os teores encontrados na análise de solo apontam que não há uma restrição para o desenvolvimento da espécie (CQFS-RS/SC, 2016), sendo que a adubação realizada para a espécie da erva-mate seria suficiente para suprir a demanda dessa espécie florestal. É importante destacar que a tecnologia referente a implantação e condução de pomares de araucária enxertada ainda é uma tecnologia muito recente e, portanto, uma série de questões técnicas ainda não foram avaliadas, o que limita recomendação técnica de manejo para a espécie.

Nogueira-Pecan (*Carya illinoensis*)

Os tratos culturais da noqueira consistem basicamente em poda e adubação. Em relação a adubação de crescimento, as quantidades de nitrogênio (N) são definidas com base no teor de matéria orgânica e idade do pomar (MARTINS et al., 2021). Recomenda-se que a dose de N seja parcelada em três vezes, sendo a primeira aplicada em setembro, a segunda em novembro e a terceira em janeiro (CQFS-RS/SC, 2016). Os nutrientes fósforo e potássio são recomendados apenas em adubações de manutenção e produção. No caso de micronutrientes, uma única aplicação foliar geralmente é suficiente para controlar tais deficiências (MARTINS et al., 2021). Para adubação nitrogenada pode-se considerar uma taxa de 15kg de N/há, tendo em vista uma população de 100 plantas/ha. Nesse sentido, considerasse uma taxa de aplicação de 150g/planta parcelada em três vezes.

Com relação a poda, essa é uma das práticas de manejo da cultura mais importante e determinante no desenvolvimento da planta e da produção (MARTINS et al., 2021). Essa prática deve ser realizada anualmente, estendendo-se até o quinto e/ou sexto ano, até que a planta tenha um formato de condução desejável, em líder central. A poda tem como objetivo orientar a distribuição dos galhos da copa, devendo prevenir a formação de forquilha e pé de galinha, sendo que deve ser realizada no inverno, de julho a setembro e complementada com a poda verde, quando necessário (outubro a dezembro) (MARTINS et al., 2021).

Manejo de cobertura inverno/verão

O uso de plantas de cobertura pode ser uma prática fundamental para aporte de biomassa no sistema. Além disso, pode contribuir como barreira física no solo para supressão de possíveis plantas espontâneas prejudiciais para as espécies de interesse, que o caso da corda de viola (*Ipomea spp*), com histórico na área. Nos últimos anos a aplicação de protocolos com *mixes* de espécies de cobertura vem sendo utilizado principalmente no cultivo de grãos na chamada agricultura regenerativa. O mix de plantas de cobertura é uma prática agrícola que consiste no cultivo de várias espécies na mesma área. Essa mistura traz vantagens, como a ampla adaptabilidade nos diversos ambientes produtivos; a liberação gradual dos nutrientes para o solo; a cobertura do solo por longos períodos, material rico e diversificado para o aumento dos teores de matéria orgânica do solo; cobertura permanente com raízes diversificadas; melhor exploração das camadas do solo, favorecendo a maior ciclagem dos nutrientes; alta produção de matéria seca em curto espaço de tempo; supressão de plantas daninhas entre outros. O mix de cobertura proporciona um melhor aproveitamento na estratificação das raízes no perfil do solo, um benefício múltiplo das funções ecológicas de determinadas espécies e além disso um incremento significativo na produção de biomassa.

No período do inverno, as coberturas do solo mais utilizadas para o mix de plantas são: aveia, centeio, tremoço, ervilhaca, azevém e nabo forrageiro. No verão, são utilizados: o cultivo de milho, sorgo, trigo mourisco, mucunas e crotalárias. Independente das espécies escolhidas, um dos cuidados a serem tomados para a preparação do mix é o balanço na relação C/N da palhada no manejo de roçada das espécies.

Há também a possibilidade do manejo de espécies de cobertura espontâneas. Nesse sentido deve-se atentar às práticas de roçada, que devem ser realizadas no mínimo duas vezes no ano, atentando-se também no trato de coroamento dos indivíduos de erva-mate principalmente. Dependendo da escolha das espécies de cobertura, o coroamento é indicado para evitar a competição por luz e nutrientes principalmente, sendo um coroamento de 0,5m a 1m indicado na época em que a cobertura está mais vigorosa.

Controle de insetos invasores

Um das etapas mais importantes para a tomada de decisão no controle de insetos invasores é a utilização dos protocolos do manejo integrado de pragas, que associa o ambiente e a dinâmica populacional das pragas (ALVES; ZANUNCIO, 2021). Dentre as etapas mais importantes estão o monitoramento e avaliação das populações de insetos do ecossistema em

questão. Entender a importância de em qual momento cada praga pode causar mais prejuízos, e quando é necessário ficar alerta para a tomada de medidas preventivas. Além disso, não apenas observar os insetos potenciais pragas, mas também a população de respectivos inimigos naturais auxilia na tomada de decisão (ALVES; ZANUNCIO, 2021).

Dentre as principais pragas de espécies florestais e devido ao histórico da área estão as formigas cortadeiras. As saúvas (*Atta* spp.) e as quenquéns (*Acromyrmex* spp.) são insetos sociais e normalmente são muito ativas durante a noite, mas em locais sombreados e durante períodos frios a atividade de corte e forrageamento pode ocorrer durante o dia (SCHLINDWEIN, 2004). A tomada de decisão baseia-se em áreas de pequena extensão o controle imediato após a constatação na área de interesse, por ser considerada uma praga-chave severa em áreas florestais. Além do controle nas áreas do SAF recomenda-se também o controle nas áreas em adjacência tendo em vista o potencial de ataque de um ninho bem estruturado (SCHLINDWEIN, 2004).

O controle mais efetivo destes organismos é realizado através de iscas granuladas, sempre atento para não provocar uma sub ou superdosagem. Vale ressaltar que esses tipos de iscas devem ser alocados 20cm em torno das trilhas e olheiros, sendo que quando colocados sob os olheiros e trilhas os insetos consideram obstáculos e vão retirar dos locais ao invés de fazer o carregamento para o ninho (SCHLINDWEIN, 2004).

Além das formigas cortadeiras deve-se atentar a população das pragas específicas da erva-mate, sendo a Ampola-da-erva-mate, Broca-da-erva-mate, Broca-dos-ponteiros-da-erva-mate, Cochonilha-de-cera e Lagarta-da-erva-mate as que apresentam o maior potencial de dano para a cultura (GOULART; PENTEADO, 2018). Tendo em vista a coleta dos insetos da fauna não foram identificados adultos dessas espécies, contudo o monitoramento deve ser o ponto chave para não haver problemas com as potenciais pragas.

Os coleópteros serradores e minadores devem ser considerados tendo em vista a nogueira. No caso dos serradores as fêmeas cortam os ramos com suas mandíbulas e os ramos que caem ao solo é o local da postura, sendo que a principal técnica de manejo da praga é por meio da coleta e destruição dos ramos que caíram no solo (MARTINS et al., 2021). No caso dos minadores fêmeas colocam os ovos em galerias construídas pelos adultos nos ramos e no tronco, sendo a galeria o principal dano no tronco da espécie. O manejo da praga deve ser realizado com o monitoramento dos adultos, que são atraídos por álcool (MARTINS et al., 2021). Sendo assim uma armadilha pode ser instalada com liberação lenta de álcool, onde os

adultos são interceptados e ficam presos em um recipiente com água e detergente (MARTINS et al., 2021).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVES, Pedro Guilherme Lemes; ZANUNCIO, José Cola. Manejo integrado de pragas florestais. In: LEMES, Pedro Guilherme; ZANUNCIO, José Cola (Org.). **Novo Manual de Pragas Florestais Brasileiras**. Montes Claros: Instituto de Ciências Agrárias da Universidade Federal de Minas Gerais, 2021.

BATISH, Daizy R. et al. Eucalyptus essential oil as a natural pesticide. **Forest ecology and management**, v. 256, n. 12, p. 2166-2174, 2008.

BENE, J.G.; BEALL, H.W.; CÔTÉ, A. Trees, food, and people: land management in the tropics. **International Development Research Centre**. 52 p., 1977.

CASTELLA, P. R.; BRITTEZ, R. M.; MIKICH, S. B. Áreas prioritárias de Floresta com Araucária para conservação no estado do Paraná. In: **Anais do IV Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação**. Curitiba, 2004. p. 1677-1486.

CHAIMSOHN, F. P.; SOUZA, A. M. Sistemas de produção tradicionais e agroflorestais de erva-mate no centro-sul do Paraná e norte Catarinense. **IAPAR**, Ponta Grossa, Brasil, 2013.

DUBOIS, J. Classificação e breve caracterização de SAFs e práticas agroflorestais. In: MAY, P.H.; TROVATTO, C.M.M. MAY, Peter Herman et al. **Manual agroflorestal para a Mata Atlântica**. Brasília: Ministério do Desenvolvimento Agrário. Brasília, DF: Ministério do Desenvolvimento Agrário, p. 17-126, 2008.

GOTSCH E, Paz P. **O renascer da agricultura**. AS-PTA, Rio de Janeiro, pp 7–24. 1995

GOTSCH, E. **Natural Succession of Species in Agroforestry and in Soil Recovery**. Pirai do Norte, Bahia, 1992.

GOULART, Ives Clayton Gomes Reis; PENTEADO Joel Junior Ferreira. **Erva 20: sistema de produção para erva-mate**. Brasília, DF: Embrapa, 2019.152 p.

HOFFMANN, M. R. M. **Sistemas Agroflorestais para Agricultura Familiar: Análise Econômica**. Brasília: Universidade de Brasília, UNB. (Dissertação de Mestrado). 133 p, 2013.

MACEDO, Renato Luiz Grisi. **Princípios básicos para o manejo sustentável de sistemas agroflorestais**. UFLA: FAEPE, 2000. p12-54.

MARTINS, Carlos Roberto et al. **Práticas básicas do plantio à colheita de noz-pecã**. 2021.

MARTINS, Eline Matos et al. O uso de sistemas agroflorestais diversificados na restauração florestal na Mata Atlântica. **Ciência Florestal**, v. 29, p. 632-648, 2019.

MAY, Peter Herman et al. **Manual agroflorestal para a Mata Atlântica**. Brasília: Ministério do Desenvolvimento Agrário, v. 195, 2008.

MEDEIROS, João; SAVI, Maurício; DE BRITO, Bernardo Ferreira Alves. Seleção de áreas para criação de Unidades de Conservação na Floresta Ombrófila Mista. **Biotemas**, v. 18, n. 2, p. 33-50, 2005.

RICKLEFS, Robert E. Is rate of ontogenetic growth constrained by resource supply or tissue growth potential? A comment on West et al.'s model. **Functional Ecology**, p. 384-393, 2003.

ROSSA, Überson Boaretto et al. Influência da luminosidade e fertilizantes nos teores de metilxantinas e compostos fenólicos em folhas de erva-mate. **Ciência Florestal**, v. 27, p. 1365-1374, 2017.

SCHLINDWEIN, Marcelo Nivert. Dinâmica do ataque de *Atta sexdens rubropilosa* Forel, 1908 sobre a vegetação: uso de manipulação de recursos e armadilha de solo para se estimar o comportamento de forrageamento. **Revista Brasileira Multidisciplinar**, v. 8, n. 2, p. 153-166, 2004.

SIMINSKI, Alexandre; DOS SANTOS, Karine Louise; WENDT, Juliano Gil Nunes. Rescuing agroforestry as strategy for agriculture in Southern Brazil. **Journal of forestry research**, v. 27, n. 4, p. 739-746, 2016.

STEENBOCK W., SILVA L.C., SILVA R.O., RODRIGUES A.S., PEREZ-CASSARINO J., FONINI, R. **Agrofloresta, ecologia e sociedade**. Kairo's, Curitiba, 2013. p 15-416

STEENBOCK, Walter et al. Ocorrência da bracatinga (*Mimosa scabrella* Benth.) em bracatingais manejados e em florestas secundárias na região do planalto catarinense. **Revista Árvore**, v. 35, p. 845-857, 2011.

WENDLING, I.; ZANETTE; RICKLI, H. C.; CONSTANTINO, V. Produção de mudas de araucária por enxertia. In: WENDLING, I.; ZANETTE. (Org.). **Araucária: particularidades, propagação e manejo de plantios**. Brasília, DF: Embrapa, 2017. p. 107-144.

ZUCHIWSCHI E. **Florestas nativas na agricultura familiar de Anchieta, Oeste de Santa Catarina: conhecimentos, usos e importância**. Dissertação (Mestrado em Ciências), Universidade Federal de Santa Catarina, p. 04-161. 2008.