



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

PATRÍCIA TEIXEIRA

**COLÊMBOLOS COMO BIOINDICADORES AMBIENTAIS DA RESTAURAÇÃO
FLORESTAL**

Curitibanos
2026

PATRÍCIA TEIXEIRA

**COLÊMBOLOS COMO BIOINDICADORES AMBIENTAIS DA RESTAURAÇÃO
FLORESTAL**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Ecossistemas Agrícolas e Naturais (PPGEAN) da Universidade Federal de Santa Catarina para a obtenção do título de Mestre em Ciência.

Orientadora: Prof. Dra. Júlia Carina Niemeyer.

Coorientadora: Dra. Danielle Cristina Ortiz

Curitibanos
2026

Teixeira, Patrícia

COLÊMBOLOS COMO BIOINDICADORES AMBIENTAIS DA
RESTAURAÇÃO FLORESTAL / Patrícia Teixeira ; orientadora,
Júlia Carina Niemeyer, coorientadora, Danielle Cristina
Ortiz, 2026.

68 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa
Catarina, Campus Curitibanos, Programa de Pós-Graduação em
Ecossistemas Agrícolas e Naturais, Curitibanos, 2026.

Inclui referências.

1. Ecossistemas Agrícolas e Naturais. 2.
Biomonitoramento. 3. Restauração florestal. 4. Collembola.
I. Niemeyer, Júlia Carina . II. Ortiz, Danielle Cristina .
III. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de
Pós-Graduação em Ecossistemas Agrícolas e Naturais. IV.
Título.

PATRÍCIA TEIXEIRA

**COLÊMBOLOS COMO BIOINDICADORES AMBIENTAIS DA RESTAURAÇÃO
FLORESTAL**

O presente trabalho em nível de Mestrado foi avaliado e aprovado, em 17 de outubro de 2025,
pela banca examinadora composta pelos seguintes membros:

Profa. Júlia Carina Niemeyer, Dra.

Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC

Prof. Luís Carlos Iuñes de Oliveira Filho, Dr.

Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC

Prof. Cesar Augusto Marchioro, Dr.

Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC

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.



Documento assinado digitalmente

Cesar Augusto Marchioro

Data: 13/01/2026 16:52:48-0300

CPF: ***.744.939-**

Verifique as assinaturas em <https://v.ufsc.br>

Prof. Dr. Cesar Augusto Marchioro

Coordenador do Programa de Pós Graduação em Ecossistemas Agrícolas e Naturais



Documento assinado digitalmente

Julia Carina Niemeyer

Data: 13/01/2026 16:27:25-0300

CPF: ***.859.000-**

Verifique as assinaturas em <https://v.ufsc.br>

Prof. Dr. Júlia Carina Niemeyer
Orientadora

Curitibanos, SC, 2026

Dedico este trabalho ao meu pai, por ter despertado em mim o desejo de estudar e ser alguém
de quem ele pudesse se orgulhar.

AGRADECIMENTOS

A Deus, que me fortaleceu e me sustentou nos momentos em que duvidei da minha capacidade. Sei que Sua presença me acompanha em cada passo e em cada conquista.

À minha orientadora, Profa. Dr^a Júlia Carina Niemeyer, pela orientação generosa, pela escuta atenta e por compartilhar comigo não apenas conhecimento técnico, mas também aprendizados que levarei para a vida. Sua confiança e apoio foram fundamentais para meu crescimento acadêmico e pessoal.

À minha coorientadora, Dr^a Danielle Cristina Ortiz, pela dedicação, paciência e pelos ensinamentos transmitidos com sensibilidade e firmeza, especialmente na fase final da escrita desta dissertação. Sua contribuição foi essencial para a conclusão deste trabalho.

Ao meu pai, João Carlos Teixeira, por ser exemplo de integridade, esforço e humildade. Sua trajetória silenciosa sempre me inspirou a buscar o melhor de mim, mesmo quando os caminhos pareciam difíceis.

À minha mãe, Etelvina Padilha da Silva, por cuidar da minha casa com carinho e por me permitir dedicar tempo aos estudos, sempre me esperando ao final do dia com um gesto afetuoso e acolhedor.

Ao meu esposo, Douglas Ortiz de Chaves, por estar ao meu lado em cada decisão, por acreditar no meu potencial mesmo quando eu mesma duvidava, e por ser presença constante de apoio, companheirismo e amor.

Aos meus amigos, que estiveram presentes nos momentos de superação e celebração, compartilhando comigo os desafios e as conquistas dessa jornada. Em especial, ao Angelo Barbosa da Silva, que me motivou a ingressar no mestrado e esteve sempre disposto a ajudar; e à Vanessa Vansuita, que tornou os finais de semana no laboratório mais leves e agradáveis com sua companhia.

Aos colegas do curso e dos núcleos de pesquisa NECOTOX e NESBIO, pela convivência enriquecedora e pelas trocas de experiências que contribuíram para minha formação.

Aos dirigentes e funcionários do Parque Estadual Rio Canoas – PAERC, pela parceria que possibilitou o desenvolvimento desta pesquisa.

À Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), ao Programa de Pós-Graduação em Ecossistemas Agrícolas e Naturais (PPGEAN) e a toda a equipe de professores, funcionários e técnicos pelo suporte institucional.

A todos os docentes que fizeram parte da minha trajetória acadêmica, cujos ensinamentos e exemplos foram fundamentais para minha formação científica e humana.

“A natureza não apressa nada, e ainda assim tudo é realizado.”
(*Lao Tzu*)

RESUMO

A fauna edáfica é reconhecida como bioindicadora da qualidade do solo. Entre esses organismos, os colêmbolos, avaliados sob uma abordagem ecomorfológica, apresentam elevada sensibilidade a alterações bióticas e abióticas, sendo promissores para o biomonitoramento da restauração florestal. Este estudo avaliou a diversidade ecomorfológica de colêmbolos em diferentes estratégias de restauração florestal em uma Unidade de Conservação, sendo elas: restauração passiva (RP), remoção de acículas (RA), nucleação (N), plantio em linha (PL) e plantio em ilhas (PI). O estudo foi conduzido no Parque Estadual Rio Canoas (PAERC), localizado no município de Campos Novos, SC, onde foram implantadas cinco estratégias de restauração (tratamentos) em 2020, em três blocos casualizados, totalizando 15 parcelas de 20 x 25 m. Para a coleta dos colêmbolos, foram utilizadas armadilhas de queda (*pitfalls*) e anéis, como metodologias complementares. As coletas foram realizadas em quatro estações (primavera e verão de 2022; outono e inverno de 2023) e avaliados quanto à abundância, diversidade e qualidade biológica do solo (QBS), utilizando análises estatísticas univariadas e multivariadas. Foram coletados 3264 indivíduos distribuídos em 21 morfotipos, com predominância do grupo ecomorfológico epígeo. Entre as estratégias, o PI apresentou a maior abundância de colêmbolos, enquanto a RP apresentou maior diversidade e riqueza de morfotipos. A análise multivariada evidenciou distinção entre as estratégias de restauração, com separação da RP e os maiores valores do QBS foram encontrados nas áreas de PI e RP. No contexto do PAERC, a RP configurou-se como uma alternativa ecologicamente eficiente tanto quanto as estratégias de restauração ativa. A abordagem ecomorfológica dos colêmbolos mostrou-se sensível e eficiente para avaliar a restauração ecológica, fornecendo subsídios ecológicos e técnicos para o monitoramento e o manejo de áreas em restauração florestal.

Palavras-chave: Biomonitoramento; Collembola; Restauração florestal.

ABSTRACT

Soil fauna is recognized as a bioindicator of soil quality. Among these organisms, springtails (Collembola), when evaluated through an ecomorphological approach (ecological traits), exhibit high sensitivity to biotic and abiotic changes, making them promising for the biomonitoring of forest restoration processes. This study evaluated the ecomorphological diversity of Collembola under different forest restoration strategies in a Conservation Unit: passive restoration (RP), needle removal (RA), nucleation (N), row planting (PL) and island planting (PI). The study was conducted at Rio Canoas State Park, located in the municipality of Campos Novos, Santa Catarina, Brazil, where five restoration strategies were implemented in 2020 using a randomized block design, totaling 15 plots of 20 × 25 m. Collembola were sampled using pitfall traps and soil rings as complementary methods. Sampling was carried out across four seasons (spring and summer of 2022; autumn and winter of 2023), and communities were evaluated in terms of abundance, diversity, and soil biological quality using univariate and multivariate statistical analyses. A total of 3,264 individuals distributed among 21 morphotypes were recorded, with a predominance of the epigeic ecomorphological group. Among the evaluated strategies, island planting showed the highest Collembola abundance, whereas passive restoration presented higher diversity and morphotype richness. Multivariate analysis revealed distinctions among restoration strategies, with passive restoration clearly separated from the others, and the highest values of the soil biological quality index were observed in the island planting and passive restoration areas. In the context of Rio Canoas State Park, passive restoration proved to be an ecologically efficient alternative to active restoration strategies. The ecomorphological approach applied to Collembola was shown to be sensitive and effective for assessing ecological restoration, providing ecological and technical support for monitoring and management of forest restoration areas.

Keywords: Biomonitoring; Collembola; Forest restoration.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Dados de precipitação (mm), temperaturas máxima, mínima e média (°C) durante o período de avaliação de junho de 2022 a junho de 2023, com base nos dados da Cetrecampo/Epagri, em Campos Novos, SC.	29
Figura 2 – Localização da área de estudos no Parque Estadual Rio Canoas, Campos Novos. SC. (A) localização do Estado de Santa Catarina no território brasileiro, (B) a localização do município de Campos Novos em SC, (C) a área de estudo no município de Campos Novos, onde a linha de contorno vermelha representa limite da área de 1.133,25 hectares, (E) o Delineamento experimental da área de estudo no PAERC.	30
Figura 3 - Desenho Amostral Do Experimento No PAERC. Parcelas (20 x 25 m) Com os tratamentos Restauração Passiva (RP), Remoção de Acículas de <i>P. taeda</i> (RA), Nucleação (N), Plantio em Linha (PL), Plantio em Ilhas (PI).	31
Figura 4 – Características morfológicas consideradas durante a morfotipagem dos colêmbolos: presença ou ausência de ocelos, pelos e/ou escamas, pigmentação, comprimento de antenas e tamanho da furca.	33
Figura 5 - Os dois morfotipos mais representativos no estudo, pertencentes ao grupo eco-morfológico dos epígeos denominados de Ep15 (A) e Ep22 (B).	37
Figura 6- Densidade (ind/arm/dia)(A) e riqueza (B) de morfotipos de colêmbolos nas estratégias de restauração florestal Restauração Passiva (RP), Remoção de Acículas (RA), Nucleação (N), Plantio em Linhas (PL) e Plantio em Ilhas (PI), coletados pelo método de armadilhas Pitfalls.....	40
Figura 7- Abundância total (A) e riqueza (B) de morfotipos de colêmbolos durante as quatro estações do ano nas diferentes estratégias de restauração florestal (RP = restauração passiva; RA = restauração ativa; N = nucleação; PL = plantio em linhas; PI = plantio em ilhas) no Parque Estadual Rio Canoas (SC).....	45
Figura 8- Relação entre a componente principais 1 (CP 1) e componente principal 2 (CP 2) da Análise de Componentes Principais (ACP), dos morfotipos de Collembola (setas azuis) e sua relação com as estratégias de restauração florestal (setas vermelhas), RP = restauração passiva; RA = restauração ativa; N = nucleação; PL = plantio em linhas; PI = plantio em ilhas no Parque Estadual Rio Canoas (SC). ..	49

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Características morfológicas e valores aplicados no Cálculo do Valor EMI para a distinção de diferentes morfotipos de colêmbolos.	34
Tabela 2 – Abundância total, riqueza e índices ecológicos da comunidade de Collembola amostradas pelos métodos de anel de inox e armadilhas de queda (Pitfalls)) nas diferentes estratégias de restauração florestal (RP = restauração passiva; RA = restauração ativa; N = nucleação; PL = plantio em linhas; PI = plantio em ilhas) no Parque Estadual Rio Canoas (SC).....	41
Tabela 3 - Valores dos índices de diversidade de Shannon (H'), uniformidade de Pielou (J) riqueza de Margalef e índice de Dominância de Simpson (D) nas diferentes estratégias de restauração florestal (RP = restauração passiva; RA = restauração ativa; N = nucleação; PL = plantio em linhas; PI = plantio em ilhas) no Parque Estadual Rio Canoas (SC).....	46
Tabela 4 - Índice de qualidade biológica do solo (QBS) para os grupos ecomorfológicos edáficos (Ed), hemiedáficos (H) e epígeos (Ep) nas diferentes estratégias de restauração florestal (RP = restauração passiva; RA = restauração ativa; N = nucleação; PL = plantio em linhas; PI = plantio em ilhas) no Parque Estadual Rio Canoas (SC).	51

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	14
2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	17
2.1 SOLO E BIODIVERSIDADE.....	17
2.2 FAUNA EDÁFICA	18
2.3 CLASSE COLLEMBOLA	18
2.4 COLÊMBOLOS COMO BIOINDICADORES DA QUALIDADE DO SOLO.....	20
2.5 ESPÉCIES EXÓTICAS INVASORAS.....	22
2.6 INVASÃO BIOLÓGICA	24
2.7 RESTAURAÇÃO FLORESTAL	26
3 MATERIAIS E MÉTODOS	29
3.1 LOCAL DE ESTUDO.....	29
3.2 DESENHO EXPERIMENTAL	31
3.3 COLETA DE AMOSTRAS	32
3.4 MORFOTIPAGEM DE COLÊMBOLOS	33
3.5 ÍNDICE DE QUALIDADE BIOLÓGICA DO SOLO.....	34
3.6 ANÁLISE DE DADOS	35
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	37
4.1 ANÁLISE DA ABUNDÂNCIA DE MORFOTIPOS DE COLÊMBOLOS	37
4.2 ANÁLISE DA SAZONALIDADE DE MORFOTIPOS DE COLLEMBOLA	44
4.3 ANÁLISE MULTIVARIADA DOS DADOS	48
4.4 ÍNDICE DO QBS	51
5 CONCLUSÃO.....	53
REFERÊNCIAS.....	54
ANEXO A.....	65
ANEXO B.....	68

1 INTRODUÇÃO

A crescente demanda por recursos naturais tem impulsionado a expansão de sistemas agrícolas, agropecuários e florestais, impondo intensa pressão sobre os ecossistemas nativos em decorrência da exploração ambiental indiscriminada (Vezzani; Mielniczuk, 2009). A substituição de áreas naturais por monoculturas extensivas, como soja, milho e *Pinus taeda*, tem contribuído para a fragmentação das florestas, degradação do solo e perda significativa da biodiversidade (Martins, 2020; Mello et al., 2020).

Outro fator que influencia negativamente a diversidade de um ecossistema é a invasão biológica (Richardson et al., 2000). No Sul do Brasil, destaca-se a invasão por espécies do gênero *Pinus*, como consequência de seu amplo uso na região como espécie silvicultural com diversas aplicações no setor madeireiro, sendo o Brasil o segundo maior produtor de celulose do mundo (IBÁ, 2019; Shimizu, 2020). Estudos demonstram que essa espécie, por não estar em seu ambiente natural, acaba invadindo áreas naturais protegidas, promovendo alterações na composição da comunidade de plantas nativas e na regeneração natural do Bioma Mata Atlântica, especialmente em áreas anteriormente utilizadas com silvicultura de *Pinus* (Ricardo 2022).

Diante desse cenário, a restauração florestal consolidou-se como uma estratégia fundamental para mitigar os impactos das atividades humanas sobre a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos (Martins, 2020; Mello et al., 2020). Tradicionalmente, o monitoramento da restauração tem se baseado em inventários voltados à vegetação e à estrutura da paisagem. Contudo, abordagens mais recentes propõem a incorporação da funcionalidade ecológica do solo como parâmetro essencial para avaliar a efetividade dos processos de restauração (Casal, 2022). Entre as estratégias de restauração, destacam-se o plantio de espécies nativas, a regeneração natural, a nucleação e os sistemas agroflorestais, que são avaliados por meio de indicadores como diversidade de espécies, estrutura da vegetação, atributos físicos e químicos do solo e presença de fauna edáfica (Martins, 2020;).

O solo, especialmente em sistemas de uso intensivo, é um recurso vulnerável à degradação estrutural, à perda de fertilidade e à redução da biodiversidade (Brown et al., 2003). Nele habita uma diversidade de organismos que desempenham funções ecológicas cruciais, como a decomposição da matéria orgânica, a ciclagem de nutrientes, a formação de agregados e a regulação de contaminantes (Baretta et al., 2015). A diminuição dessa biodiversidade

compromete diretamente os serviços ecossistêmicos, afetando a produção de alimentos, a regulação climática e o abastecimento hídrico (Bardgett; Van der Putten, 2014).

Entre os organismos edáficos, os colêmbolos (Hexapoda: Collembola) destacam-se como bioindicadores da qualidade biológica do solo, devido à sua abundância, ampla distribuição e sensibilidade às alterações ambientais (Winck, 2016; Casal, 2022). Essa sensibilidade é evidenciada em estudos como o de Sousa et al. (2006), conduzido em oito países europeus, que demonstraram que áreas com florestas naturais apresentam maior diversidade e desempenho funcional da fauna edáfica. Em contrapartida, ambientes mais antropizados, como sistemas agrícolas intensivos, revelam uma redução significativa desses atributos. Esses resultados reforçam que o aumento da fragmentação e do uso intensivo do solo compromete a biodiversidade e os serviços ecológicos associados, o que torna ainda mais relevante o uso de colêmbolos como ferramenta de monitoramento em estratégias de restauração.

Esses pequenos invertebrados contribuem significativamente para a decomposição da matéria orgânica, a ciclagem de nutrientes e a estruturação do solo, sendo sua diversidade funcional um reflexo direto das condições edáficas (Becker et al., 2017). Apesar de serem amplamente reconhecidos como excelentes bioindicadores, os colêmbolos ainda enfrentam sérios obstáculos no contexto das pesquisas ecológicas. O número de especialistas dedicados ao grupo é pequeno, e a própria identificação das espécies costuma ser trabalhosa e cheia de nuances (Bellini; Zeppelini, 2009; Bellini et al., 2023). Para contornar esse cenário, alternativas como a morfotipagem têm ganhado destaque. Essa técnica agrupa os indivíduos com base em características morfológicas relacionadas ao grau de adaptação ao ambiente subterrâneo, permitindo inferências ecológicas sem a necessidade de identificação taxonômica precisa (Machado, 2019; Coelho et al., 2021).

O chamado Índice Eco-Morfológico (EMI) também tem se mostrado útil: ele permite avaliar a qualidade biológica do solo sem depender da identificação em nível específico, atribuindo pontuações que refletem o grau de especialização dos colêmbolos ao ambiente edáfico (Parisi et al., 2005; Menta et al., 2018). Essas abordagens, por serem mais funcionais e acessíveis, contribuem para o monitoramento de sistemas de manejo e para o desenvolvimento de estratégias voltadas à conservação dos solos (Ortiz et al., 2019), reforçando a relevância ecológica da fauna edáfica.

Este foi desenvolvido em áreas degradadas pela invasão biológica de *Pinus taeda* no Parque Estadual Rio Canoas (PAERC), em Campos Novos, SC, e propõe-se a avaliar as características ecológicas dos colêmbolos, reconhecidas como bioindicadores da qualidade do solo, nos diferentes tratamentos de restauração florestal aplicados. Considerando a

sensibilidade desses organismos às alterações nas condições do solo e da vegetação, parte-se da premissa de que as estratégias de restauração promovem variações na diversidade e abundância de morfotipos de colêmbolos, as quais refletem a efetividade das estratégias na recuperação da qualidade do solo e da biodiversidade local. Assim, a hipótese foi a de que a RP pode ser uma alternativa tão eficiente na restauração florestal de áreas degradadas quanto as estratégias ativas em contextos como Unidades de Conservação (UC), o que pode ser indicado pela comunidade de colêmbolos. Como objetivos específicos, este trabalho buscou a) identificar qual estratégia de restauração promove maior diversidade de morfotipos de Collembola, indicando, portanto, maior diversidade de recursos e nichos; b) avaliar a diversidade ecomorfológica dos colêmbolos nas áreas de restauração florestal do PAERC, independente das estações do ano; c) avaliar a influência das variações sazonais na abundância e diversidade de Collembola, relacionando essas variações aos dados climáticos ao longo do ciclo anual nas áreas de restauração florestal; d) analisar a relação entre a diversidade de colêmbolos e a qualidade do solo, utilizando o Índice de Qualidade do Solo (*Biological Quality of Soil - QBS*) modificado.

Esta pesquisa está inserida na linha de pesquisa em Ecologia de Ecossistemas do Programa de Pós-Graduação em Ecossistemas Agrícolas e Naturais (PPGEAN). O PPGEAN tem como missão fomentar o estudo das interações ecológicas em sistemas agrícolas e naturais, além de formar profissionais para avaliar, planejar e gerenciar sistemas naturais. O programa enfatiza a conservação e o uso sustentável dos recursos do solo, reconhecendo a restauração ecológica como uma ferramenta estratégica de abrangência ampla para a preservação e recuperação dos ecossistemas naturais e agrícolas.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 SOLO E BIODIVERSIDADE

O conceito de biodiversidade, consolidado por Wilson (1988) e reforçado pela Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB, 1992), abrange a variedade de genes, espécies e ecossistemas que sustentam os serviços ecossistêmicos essenciais à vida, como produção de oxigênio, polinização e purificação da água. A biodiversidade do solo é um dos pilares invisíveis dos ecossistemas terrestres, responsável por processos essenciais como decomposição da matéria orgânica, ciclagem de nutrientes, regulação de patógenos e estruturação física do solo (Lavelle et al., 2006; Bardgett; Van Der Putten, 2014; FAO, 2020). Estima-se que cerca de 25% da biodiversidade global esteja abaixo da superfície, composta por microrganismos, fungos, colêmbolos, minhocas e outros invertebrados. Apesar de sua relevância, os organismos edáficos são frequentemente negligenciados nas discussões sobre conservação, limitando-se muitas vezes à menção de formigas (Formicidae) e minhocas (Lumbricidae) (Bottinelli et al., 2015; Coleman; Geisen; Wall, 2024).

Solos biodiversos tendem a produzir colheitas mais abundantes e estáveis, contribuindo para a segurança alimentar e a renda agrícola (Bender; Wagg; Van Der Heijden, 2016). Além disso, influenciam diretamente a qualidade nutricional dos alimentos e a resiliência dos sistemas produtivos frente às mudanças climáticas (Smith et al., 2015; Wall; Nielsen; Six, 2015). Na Amazônia, práticas agrícolas sustentáveis têm demonstrado potencial para reduzir o desmatamento e beneficiar tanto os agricultores quanto o clima global (Nepstad et al., 2014; FAO, 2020).

Sistemas agroflorestais surgem como alternativa promissora, integrando agricultura, pecuária e silvicultura sob manejo ecológico. Esses sistemas mimetizam ecossistemas naturais, aumentam a biodiversidade, restauram terras degradadas e apresentam alto potencial de sequestro de carbono, até 10 toneladas por hectare por ano (Albrecht; Kandji, 2003; Drawdown Project, 2020). Além de mais lucrativos que monoculturas, promovem maior funcionalidade ecológica e reduzem a dependência de insumos sintéticos (Nair; Garrity, 2012; Schroth; Da Mota, 2013).

A degradação dos solos, causada por erosão, desmatamento, uso intensivo da terra e contaminação por agroquímicos, compromete a diversidade biológica e a capacidade funcional dos ecossistemas, gerando impactos severos para a segurança alimentar e a saúde global (FAO; ITPS, 2015; IPBES, 2019). Historicamente, a perda de solo fértil já foi determinante para o

colapso de civilizações, evidenciando a dependência humana em relação aos solos (Montgomery, 2007). Preservar a biodiversidade do solo é, portanto, uma responsabilidade compartilhada e uma necessidade urgente. Solos saudáveis contribuem para mitigar as mudanças climáticas, sustentam uma agricultura mais equilibrada e favorecem a saúde humana e ambiental (Adhikari; Hartemink, 2016; Altieri; Nicholls, 2017).

2.2 FAUNA EDÁFICA

A fauna edáfica corresponde à comunidade de invertebrados que habita o solo ou a serapilheira, de forma permanente ou transitória em diferentes fases do ciclo de vida. Abrange uma ampla diversidade de organismos, incluindo ácaros, colêmbolos, minhocas, formigas e outros artrópodes, os quais desempenham papéis centrais na dinâmica edáfica e podem atuar como bioindicadores da qualidade ambiental (Lavelle et al., 2006; Baretta; Brown; Cardoso, 2010).

Sua classificação é tradicionalmente baseada no tamanho corporal, compreendendo três categorias principais: a microfauna ($<0,2$ mm), composta principalmente por protozoários e nematoides; a mesofauna ($0,2-2$ mm), dominada por microartrópodes como ácaros e colêmbolos, que podem representar até 95% dos organismos desse grupo; e a macrofauna (>2 mm), formada por organismos de maior porte, como minhocas, formigas e besouros (Swift; Heal; Anderson, 1979; Lavelle; Spain, 2001). Essa divisão reflete diferenças funcionais relevantes, já que cada grupo atua em escalas distintas de interação com a matéria orgânica, a estrutura física do solo e os processos de ciclagem de nutrientes.

2.3 CLASSE COLLEMBOLA

Colêmbolos são pequenos artrópodes, pouco conhecidos, de tamanho entre 0,2 e 8,0 mm, ápteros, com padrão de tagmose corporal semelhante à de insetos, com subdivisão em cabeça, tórax e abdômen (Hopkin, 1997). De maneira geral são organismos de corpo subcilíndrico ou globoso, muito delicado, que possuem uma cutícula revestindo seu exoesqueleto. A mesma, pode apresentar coloração variável, formada por duas ou mais cores, ou ser desprovida de pigmento. Esses organismos possuem ainda, variados padrões de ornamentação, normalmente formando figuras geométricas e essa variação da cutícula tem como principal função torná-la altamente hidrofóbica à superfície corporal (Hopkin, 1997; Bellini, 2016). Os colêmbolos apresentam desenvolvimento do tipo ametábolo, caracterizado

pela semelhança morfológica entre os indivíduos recém-eclodidos e os adultos. As distinções limitam-se à pigmentação mais tênue, à menor densidade de pelos e/ou escamas, e à ausência de abertura genital nos estágios iniciais (Bellinger; Christiansen; Janssens, 2023). Durante o desenvolvimento dos colêmbolos, observa-se uma sequência de estágios juvenis que geralmente varia entre cinco e oito antes da maturidade sexual. No entanto, mesmo após atingirem essa fase, os indivíduos adultos continuam a realizar mudas sucessivas, podendo ultrapassar quarenta eventos ao longo da vida em algumas espécies. Essa característica revela um padrão de desenvolvimento pós-maturacional contínuo, pouco comum entre os hexápodes, e pode estar relacionado à renovação de estruturas externas ou à adaptação fisiológica às condições ambientais (Hopkin, 1997).

Embora existam semelhanças morfológicas com organismos da classe Insecta, os colêmbolos são classificados como hexápodes pertencentes à classe Collembola. Essa classificação é bastante recente e fundamentada, entre outras coisas, pela localização de suas peças bucais, que se encontram internas à cavidade oral. Recentemente a classe é dividida em quatro ordens, Poduromorpha, Entomobryomorpha, Neelipleona, Symphypleona (Bellini et al., 2023).

Cada ordem possui características específicas. A ordem Poduromorpha é considerada como o padrão morfológico mais generalizado, com pró-tórax distinto, apresentando cerdas na parte dorsal. Já a ordem Entomobryomorpha possui um pró-tórax reduzido, com ausência de cerdas. A ordem Neelipleona apresenta o meso e meta tórax aumentados, formando a maior parte do corpo; enquanto na ordem Symphypleona, a maior parte do corpo é formada pelos quatro primeiros segmentos abdominais e, finalmente os outros grupos mais derivados apresentam um corpo globoso, com fusão de segmentos (D'Haese, 2003).

A classe Collembola possui uma ampla distribuição em todo o mundo, com relatos de ocorrência no círculo polar ártico à latitude 83° Sul, na Antártida. Podem ser encontrados nos mais variados habitats, entre eles, cavernas, pequenos corpos aquíferos, rochas, praias, ninhos de animais (aves, mamíferos e insetos sociais), copas de árvores, entre tantos outros locais. Porém, sua maior abundância e diversidade está relacionada ao habitat solo, mais precisamente o sistema solo-serapilheira (Martins; Gutjahr; Braga, 2020; Oliveira Filho; Baretta, 2016). Este fato é favorecido pela preferência desses organismos por locais mais úmidos e que apresentem fonte de alimentação. Nesta última, há preferência por fungos relacionados à matéria orgânica do solo, bactérias, detritos vegetais e animais (Oliveira Filho; Baretta, 2016).

Diversos grupos de animais são reconhecidos como predadores naturais dos colêmbolos, incluindo ácaros (Acarina), besouros (Coleoptera), pequenas aranhas (Araneae) e formigas

(Hymenoptera: Formicidae) (Bellinger et al., 2015). Apesar da pressão de predação, os colêmbolos dispõem de estratégias defensivas que lhes permitem escapar de seus inimigos naturais. Entre essas estratégias, destaca-se a fúrcula, que, quando bem desenvolvida, proporciona um meio de fuga ágil e eficaz. Algumas espécies também apresentam o corpo revestido por cerdas e escamas, que dificultam a ação do aparelho bucal dos predadores e auxiliam na liberação de armadilhas como teias de aranha. Além disso, há registros da produção de substâncias impalatáveis, capazes de repelir potenciais predadores (Zeppelini; Bellini, 2004).

Por apresentar corpo delicado, os colêmbolos são organismos sensíveis a abrasões físicas e baixos teores de umidade, porém, isso não significa que não haja a ocorrência dos mesmos nos mais diferentes lugares do mundo; junto com os ácaros, eles integram a maior população da mesofauna edáfica (Kriska, 2013).

2.4 COLÊMBOLOS COMO BIOINDICADORES DA QUALIDADE DO SOLO

A qualidade do solo é um conceito amplo e não pode ser medida diretamente, mas avaliada por indicadores que refletem seu funcionamento. Tais indicadores são propriedades mensuráveis do solo ou das plantas que permitem caracterizar e monitorar alterações em um ecossistema (Reicosky, 2018). Para serem eficazes, devem atender a critérios como relevância ecológica, padronização, viabilidade de custo, sensibilidade a mudanças, aplicabilidade em diferentes escalas e clareza de interpretação (Parisi et al., 2005). Há três categorias principais de indicadores: químicos, físicos e biológicos, cuja integração é essencial para avaliar de forma completa as funções do solo (Ortiz, 2017). A escolha dos indicadores depende do objetivo da análise; por exemplo, ao avaliar impactos de cultivos sobre a fauna edáfica e a funcionalidade do solo, podem ser utilizados parâmetros como diversidade e abundância de organismos, resistência à penetração, porosidade, teor de matéria orgânica, capacidade de retenção de água e pH (Baretta et al., 2015).

O uso de organismos edáficos como indicadores da qualidade do solo (bioindicadores) está associado ao fato de serem sensíveis às perturbações antrópicas, estarem relacionados a múltiplas funções do solo, possuírem amostragem relativamente simples e refletirem de forma consistente as condições ambientais (Parisi et al., 2005; Chassain; Joimel; Vieublé gonod, 2023; Qiao et al., 2025). Diversos grupos da fauna edáfica já são reconhecidos e amplamente empregados como bioindicadores, tanto em avaliações que consideram toda a diversidade local quanto em análises direcionadas a grupos específicos. Entre estes, os colêmbolos têm recebido

atenção especial, pois apresentam respostas rápidas em termos de abundância e composição de comunidades frente a diferentes usos e manejos do solo, evidenciando sua eficácia como bioindicadores (Rusek, 1998; Sousa et al., 2004).

Sua sensibilidade permite responder a uma ampla gama de fatores ambientais e ecológicos, incluindo mudanças na química do solo, nas condições microclimáticas, na estrutura do micro-habitat e na qualidade e quantidade de serapilheira (Chassain; Joimel; Vieublé Gonod, 2023; Qiao et al., 2025). No entanto, essa sensibilidade varia entre espécies: enquanto algumas apresentam grande tolerância a diferentes condições ambientais, outras mostram respostas altamente específicas, o que reforça a importância de estudos em nível de comunidade para avaliar de forma robusta a qualidade ambiental do solo. Várias espécies de colêmbolos têm sido utilizadas como bioindicadoras em análises de risco ambiental; a espécie *Folsomia candida*, por exemplo, é largamente utilizada em ensaios ecotoxicológicos padronizados ISO 11267 (Qiao et al., 2025).

Embora os estudos sobre diversidade de colêmbolos tenham avançado nos últimos anos, ainda são escassas as pesquisas que utilizam esse grupo como bioindicador da qualidade do solo em áreas de restauração florestal (Oliveira Filho; Baretta, 2016). Uma das características desejáveis em um indicador é ser facilmente mensurável e compreendido. Nesse sentido, o desenvolvimento de métricas baseadas em traços morfológicos e funcionais ampliou as possibilidades de aplicação, permitindo que análises da biodiversidade do solo sejam conduzidas também por não taxonomistas, o que reduz custos e aumenta a viabilidade em programas de monitoramento (Pey et al., 2014).

Nos últimos anos, diferentes autores propuseram métodos inovadores para avaliar a qualidade do solo com base em organismos da mesofauna. Entre esses, destaca-se o Índice de Qualidade Biológica do Solo (QBS-ar) (Parisi et al., 2005; Menta et al., 2018). O conceito central do índice é que, quanto maior a qualidade do solo, maior será o número de grupos de microartrópodes bem adaptados a ele. Para aplicar o QBS-ar, é necessário separar os microartrópodes do solo de acordo com sua forma biológica. Essa abordagem tem dois objetivos principais: (i) avaliar o nível de adaptação dos organismos à vida subterrânea e (ii) superar as dificuldades inerentes às análises estritamente taxonômicas (Parisi et al., 2005).

A avaliação do nível de adaptação ocorre por meio da morfotipagem, isto é, da observação de características morfológicas que revelam o grau de especialização do organismo ao ambiente edáfico. Entre essas características incluem-se a redução ou perda da pigmentação e dos ocelos, a simplificação do corpo com redução de apêndices (pelos, antenas e pernas), a perda de estruturas associadas ao voo ou locomoção superficial e a redução da capacidade de

retenção de água (Gardi et al., 2002). Com base nessas observações, cada grupo da fauna recebe um valor ecomorfológico (EMI) proporcional ao seu nível de adaptação. No caso dos colêmbolos, devido à variabilidade intraespecífica, foi necessário atribuir valores diferenciados a distintas formas, resultando em uma gama de EMIs. De forma geral, distinguem-se três níveis: edáficos, que vivem exclusivamente no solo; hemi-edáficos, que ocupam tanto o solo quanto a serapilheira; e epígeos, que se concentram na superfície e na liteira (Gardi et al., 2002; Parisi et al., 2005). Assim, por meio da morfotipagem e da atribuição final de um valor QBS, torna-se possível diferenciar sistemas de uso e manejo do solo com base na diversidade estrutural de morfotipos, demonstrando a relação entre comunidades de microartrópodes e a qualidade ambiental do solo (Menta et al., 2018; Menta; Remelli, 2020).

Muitas vezes é difícil separar claramente as funções do solo em processos químicos, físicos e biológicos, dada sua natureza dinâmica e altamente interativa. Esses processos ocorrem de forma quase simultânea: as propriedades químicas influenciam a atividade dos organismos edáficos, que por sua vez influenciam as características físicas, como a estrutura e a porosidade, determinando propriedades fundamentais como a capacidade de retenção de água, o fornecimento e o ciclo de nutrientes (Brady; Weil, 2017). Os atributos físicos do solo são relevantes, sobretudo em contextos agrícolas, por influenciarem o crescimento radicular, a armazenagem e o fornecimento de água e nutrientes, as trocas gasosas e a atividade biológica. Indicadores físicos comumente empregados incluem a textura, a densidade, a resistência à penetração, a porosidade total e sua distribuição em classes de tamanho, a capacidade de retenção de água e a estabilidade estrutural (Dexter, 2004).

Apesar da relevância dessas métricas, são praticamente inexistentes estudos que avaliem de forma integrada a diversidade morfológica de colêmbolos e sua relação com atributos físicos e químicos do solo amostrados nos mesmos pontos, com protocolos padronizados e réplicas adequadas nos diferentes sistemas de uso e manejo no Brasil. Frequentemente, as coletas biológicas e edáficas são realizadas em momentos distintos ou com métodos não comparáveis, o que dificulta a robustez das correlações e limita a inovação científica na compreensão da qualidade do solo sob diferentes manejos (Lavelle et al., 2006; Bardgett; Van der Putten, 2014).

2.5 ESPÉCIES EXÓTICAS INVASORAS

Desde a colonização, espécies de fauna e flora foram trazidas ao Brasil como símbolos culturais e lembranças da pátria. Os portugueses introduziram diversas plantas exóticas, tanto da Europa quanto de outras regiões tropicais, marcando o início de um processo que se

intensificaria com o passar dos séculos (Dean, 1996). Com a globalização e o avanço dos transportes, a disseminação de espécies pelo mundo tornou-se mais rápida e intensa, aumentando o intercâmbio biológico entre continentes (Richardson, 2011). No Brasil, a chegada da família real portuguesa e de outros grupos de imigrantes ampliou significativamente a introdução de espécies vegetais estrangeiras, utilizadas para alimentação, ornamentação e exploração econômica (Dean, 1996; Zenni; Ziller, 2011).

Espécies introduzidas provenientes de regiões tropicais e temperadas encontram no Brasil condições favoráveis para se estabelecerem. Ao ocuparem ambientes semelhantes aos de origem, essas plantas tendem a florescer, frutificar e produzir sementes com facilidade, favorecendo sua naturalização (Richardson; Pyšek, 2006, 2012). Atualmente, grande parte das árvores cultivadas em ruas, praças e jardins brasileiros é composta por espécies exóticas, apesar de a flora nativa possuir notável diversidade e qualidade ornamental, visto que o Brasil é o país que abriga a maior biodiversidade do planeta (Lewinsohn; Prado, 2005).

Embora o debate político sobre invasões biológicas tenha ganhado força nas últimas décadas, o conceito de espécie exótica e seus impactos já era reconhecido desde o século XIX. Charles Elton consolidou a preocupação científica em *The Ecology of Invasions by Animals and Plants* (Elton, 1958), mas naturalistas como Charles Darwin já haviam registrado que espécies fora de sua área natural podem se beneficiar da ausência de predadores e inimigos naturais (Darwin, 1859). Importa destacar que nem todas as espécies introduzidas causam impactos socioambientais: seu comportamento depende do ambiente e das interações locais. Muitos insetos, por exemplo, tornam-se pragas em sistemas agrícolas, mas permanecem controlados em seus habitats de origem pela ação de inimigos naturais (Kenis et al., 2009).

As árvores exóticas, assim como as nativas, podem ser cultivadas para ornamentação, sombreamento, quebra-vento, exploração madeireira, produção de frutos, sementes e resinas ou uso medicinal (Richardson, 1998). Contudo, sua disseminação descontrolada representa risco ecológico, sobretudo quando associada à substituição de ecossistemas nativos. Em países como Brasil, Estados Unidos, Reino Unido, Austrália, Índia e África do Sul, estima-se que mais de 120 mil espécies exóticas tenham sido introduzidas ao longo da história, das quais entre 20% e 30% apresentam comportamento invasor, configurando-se hoje como uma das principais mudanças globais impulsionadas pela ação humana (Mack et al., 2000; Pyšek et al., 2020).

Além das introduções culturais e ornamentais, destaca-se também o estímulo governamental à introdução de espécies exóticas de interesse econômico. A partir da década de 1960, com a criação de políticas de incentivo fiscal para reflorestamento, como o Programa de Incentivos Fiscais para a Florestação e Reflorestamento (Lei nº 5.106, de 1966) (Brasil, 1966),

o governo brasileiro passou a financiar e estimular o plantio de espécies de crescimento rápido, notadamente *Pinus* e *Eucalyptus*. Esses programas foram implementados sob o argumento de reduzir a pressão sobre as florestas nativas e garantir matéria-prima para a indústria madeireira, de papel e celulose. Como resultado, milhões de hectares foram convertidos em monocultivos de espécies exóticas, especialmente no Sul e Sudeste do país, o que trouxe benefícios econômicos imediatos, mas também abriu caminho para a expansão de espécies potencialmente invasoras, como o *Pinus taeda*, que hoje figura entre os principais agentes de alteração ambiental em ecossistemas naturais brasileiros (Kageyama; Castro, 1989; Lima, 1996; Dean, 1996; Zenni; Ziller, 2011).

2.6 INVASÃO BIOLÓGICA

Quando uma espécie é introduzida em um novo ambiente, inicia-se o primeiro passo da invasão biológica, que consiste em ultrapassar as barreiras ambientais impostas pelo novo ambiente (Richardson et al., 2000). Ao superar estas barreiras, a espécie torna-se estabelecida e é capaz de gerar descendentes férteis, o que garantirá sua regeneração no local e fará com que sua população se torne estabelecida (Blackburn et al., 2011). Após isso, os indivíduos poderão dispersar-se para além do local de introdução original, ocupando novas áreas e iniciando o processo de invasão biológica (Richardson et al., 2000; Blackburn et al., 2011).

As barreiras ultrapassadas ambientais incluem desde condições climáticas e de solo até o ataque de predadores e patógenos. Deste modo, as semelhanças das características físicas entre o ambiente nativo da espécie e o lugar de introdução podem favorecer a adaptação do indivíduo exótico, embora não garantam que uma espécie exótica se torne invasora (García et al., 2013). Com isso, algumas espécies não conseguem se estabelecer e sua população pode extinguir-se ou permanecer em uma fase de estado latente, quando apresenta baixa densidade (Duncan; Williams, 2002; Costa Júnior; Nogueira; Coimbra, 2013).

A fase de latência varia de acordo com a espécie e as condições ambientais, sendo interrompida quando ocorre alguma mudança favorável ao desenvolvimento ou por repetidas introduções, tornando a população abundante a ponto de alcançar novas áreas (Richardson; Pyšek, 2012). Alguns fatores que condicionam esta fase são: o tempo de amadurecimento até a reprodução sexual, o tempo necessário para a produção de um grande número de sementes ou descendentes, o número de anos entre ciclos climáticos favoráveis para o seu estabelecimento e a pressão de propágulos (Lockwood; Cassey; Blackburn, 2005; Richardson; Pyšek, 2012).

A pressão por propágulos corresponde à medida de esforço de introdução, através da quantidade de indivíduos ou sementes que chegam a uma comunidade de destino, ou até pelo número de repetições da introdução. O fornecimento de maior quantidade de propágulos é algo crucial e está fortemente relacionado com o sucesso da invasão (Lockwood; Cassey; Blackburn, 2005). Como exemplo deste constante fornecimento de propágulos, pode se citar, de modo geral, o caso de plantas invasoras que necessitam de repetidas introduções antes de se estabelecer e invadir o ambiente (Simberloff, 2009; Su, 2013; Young; Kimball; Novak, 2022).

Devido à variabilidade na resposta das espécies durante o processo de invasão biológica, plantas que se propagam por sementes ou por estruturas vegetativas podem se tornar invasoras conforme sua capacidade de ocupação espacial e velocidade de expansão (Richardson et al., 2000). Da mesma forma que existem espécies com maior potencial invasivo, as características do ambiente receptor também influenciam o sucesso da invasão. Esse potencial é denominado invasibilidade, e representa a suscetibilidade do habitat ao estabelecimento e propagação de espécies exóticas (Levine, 2000). Áreas antropicamente alteradas tendem a ser invadidas com maior rapidez, pois apresentam funções ecológicas não supridas, facilitando o preenchimento de nichos vagos por espécies exóticas (Simberloff, 2009).

Em comunidades mais ricas em espécies esta situação tem menos chances de ocorrer, pois, os recursos e nichos são amplamente usados, ficando indisponíveis para novas espécies colonizadoras (Delavaux et al., 2023; Cheng et al., 2024).

A intervenção humana nos ambientes naturais está entre os principais fatores que criam oportunidades para episódios de invasão biológica, tanto pela introdução accidental ou intencional, como pelos distúrbios provocados nos ambientes físicos ou na própria comunidade (Blackburn et al., 2011). A destruição direta de habitats por desmatamento e fragmentação resulta no crescimento de bordas florestais, onde há aumento da luminosidade, incidência de ventos e alterações na temperatura e umidade do ar (Laurance et al., 2001). Essas mudanças criam condições ambientais distintas, como pulsos de nutrientes, maior incidência de queimadas e radiação solar, oferecendo oportunidades para o estabelecimento de espécies generalistas e resistentes, muitas das quais são exóticas (Didham et al., 2005).

Nesse sentido, a problemática da invasão biológica pode ser observada de forma concreta no Parque Estadual Rio Canoas (PAERC), onde o gênero *Pinus* se destaca como um dos principais agentes de alteração ambiental. Espécies de *Pinus*, introduzidas originalmente para fins silviculturais, possuem elevada capacidade de dispersão de sementes, rápido crescimento e ampla tolerância a diferentes condições ambientais, o que lhes confere vantagem competitiva frente às espécies nativas. No Brasil, destaca-se *Pinus taeda*, introduzido a partir

da década de 1960 para fins silviculturais, especialmente no Sul do país, devido ao seu rápido crescimento e valor econômico para a produção de madeira e celulose (Vivian et al., 2015).

A expansão de *Pinus* em áreas naturais leva à redução da diversidade de espécies locais, à modificação da estrutura da comunidade vegetal e a alterações nos processos ecossistêmicos, como o regime hídrico e o ciclo de nutrientes (Richardson, 1998; Zenni; Simberloff, 2013). A presença desses invasores no PAERC ilustra, portanto, como a combinação entre características intrínsecas das espécies e as condições ambientais criadas pela intervenção humana resulta na transformação profunda de ecossistemas, reforçando a necessidade de estratégias de manejo ativo para conter sua propagação e restaurar as funções ecológicas originais.

2.7 RESTAURAÇÃO FLORESTAL

A Sociedade Internacional para a Restauração Ecológica define restauração ecológica como:

“[...] uma atividade deliberada que inicia ou acelera a recuperação de um ecossistema em relação à sua saúde, integridade e sustentabilidade, que requer restauração porque foi degradado, danificado, transformado ou totalmente destruído como um resultado direto ou indireto das atividades humanas [...]” (Society for Ecological Restoration International, 2004, p. 3).

Originada da Ecologia da Restauração, essa ciência abrange todos os ecossistemas naturais, mas quando aplicada a ambientes florestais, é comumente denominada restauração florestal (Calmon, 2021). A partir da década de 1990, houve uma ampliação significativa de estudos e práticas voltadas à restauração, permitindo o aprimoramento de técnicas e a correção de abordagens anteriores (Brançalion; Gandolfi; Rodrigues, 2015; Almeida, 2020).

Entre as estratégias de restauração podemos citar remoção de acículas, a nucleação, o plantio em linha, o plantio em ilha e a restauração passiva (Fockink et al., 2019; Martins, 2020). Esta última baseia-se na regeneração natural, viável em áreas com alguma resiliência ecológica (Trentin et al., 2018). A remoção de acículas é aplicada em áreas invadidas por *Pinus* spp., onde a camada de folhas impede a regeneração. Sua remoção favorece a germinação de espécies nativas, melhora a infiltração de água e reduz a acidificação superficial (Fockink et al., 2019). A nucleação consiste na criação de “ilhas” vegetais que atraem dispersores e aceleram a sucessão ecológica (Reis; Bechara; Tres, 2010). O plantio em ilha segue lógica semelhante, com agrupamentos de mudas que funcionam como núcleos de colonização. Já o plantio em

linha é mais intensivo, com mudas dispostas em faixas contínuas para cobertura rápida do solo (Brancalion et al., 2015; Trentin et al., 2018).

Essas técnicas buscam aproveitar o potencial de autorregeneração das áreas degradadas e utilizar o máximo de diversidade vegetal, respeitando o ecossistema de referência (Society for Ecological Restoration International, 2004). No Brasil, o Plano Nacional para a Recuperação da Vegetação Nativa (PLANAVEG) estabeleceu a meta de restaurar 12 milhões de hectares até 2030 (MMA, 2017), exigindo monitoramento rigoroso para avaliar o sucesso das intervenções (Rodrigues et al., 2009).

A avaliação da restauração depende de indicadores ecológicos que reflitam a estrutura, composição e funcionalidade do ecossistema. Entre os mais utilizados estão a riqueza de espécies arbóreas, cobertura do dossel, altura de regenerantes, área basal e densidade de árvores (McDonald et al., 2016). Na Mata Atlântica, o estoque de carbono é um indicador-chave, dado seu papel na mitigação das mudanças climáticas (Poorter et al., 2016; Strassburg et al., 2020).

A qualidade do solo também é um indicador fundamental, definida como a capacidade de exercer funções ecológicas, sociais e produtivas dentro dos limites do uso da terra (Karlen et al., 1997). Solos saudáveis promovem o crescimento vegetal, regulam a água e reduzem a degradação ambiental (Moreira et al., 2023). Florestas tropicais enfrentam impactos como desmatamento e fragmentação, que alteram as propriedades físico-químicas do solo e comprometem sua resiliência (Chazdon, 2014; Veldkamp et al., 2020).

Atributos edáficos como o carbono orgânico do solo ocupam papel central na regulação de processos ecológicos, incluindo o armazenamento de nutrientes (e.g., nitrogênio), a formação de agregados e a retenção hídrica (Lal, 2004). O nitrogênio é um dos nutrientes mais exigidos pelas plantas, sendo essencial para avaliações de qualidade do solo. Já a textura do solo, embora relevante para processos hidrológicos como infiltração e erosão, tende a não refletir mudanças rápidas decorrentes do manejo (Dexter, 2004).

A conversão de ecossistemas naturais em áreas agrícolas resulta na remoção da biomassa vegetal e em perturbações significativas do solo, frequentemente associadas à perda de qualidade química e física (Don; Schumacher; Freibauer, 2011; Strassburg et al., 2020). Apesar da importância do solo para os serviços ecossistêmicos, os dados edáficos são raramente reportados em projetos de restauração, e poucos estudos monitoram a recuperação dos atributos físicos e químicos ao longo do tempo (Moreira et al., 2023).

Monitorar a fauna edáfica, especialmente os organismos da mesofauna, é fundamental para entender como o solo responde às intervenções humanas. Colêmbolos, ácaros e outros pequenos organismos desempenham funções cruciais nos ecossistemas, como fragmentar a

matéria orgânica, estimular a microbiota e manter o ciclo de nutrientes (Melo et al., 2009; Decaëns et al., 2006; Lavelle et al., 2006). Quando sua diversidade é afetada, o solo perde estrutura, retém menos água e oferece menos nutrientes (Baretta et al., 2015). Por serem altamente sensíveis às mudanças ambientais, esses organismos são aliados valiosos na avaliação da qualidade ecológica, especialmente em áreas em restauração (Baretta et al., 2011).

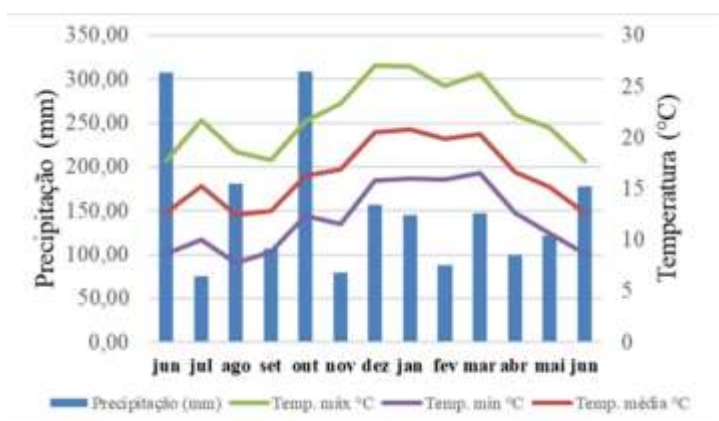
3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 LOCAL DE ESTUDO

O estudo faz parte de um projeto de restauração florestal no Parque Estadual Rio Canoas (PAERC), localizado no município de Campos Novos, Santa Catarina, cujas coordenadas geográficas UTM: Easting 479430,568 m / Northing 6948650,996 m, fuso 22J, hemisfério sul. O PAERC é uma Unidade de Conservação de Proteção Integral, abrangendo uma área total de 1.133 hectares, criado pelo Decreto nº 1.871 de 27 de maio de 2004. A vegetação original é Floresta Ombrófila Mista em transição com Floresta Estacional Decídua, ambos ecossistemas do Bioma Atlântico brasileiro (IMA 2007). O clima é classificado como subtropical, super úmido leve mesotérmico – Cfa, de acordo com o Sistema de Classificação Climática de Köppen (Alvares et al. 2013). A área sofre cerca de 6 a 19 geadas anuais (Nogueira et al., 1987). Os solos encontrados são classificados como Latossolo e Cambissolo, com horizonte superficial húmico ou proeminente (Embrapa, 2004).

De acordo com os dados da estação meteorológica Cetrecampo/Epagri (Figura 1), o período amostral compreendido entre junho de 2022 e junho de 2023 apresentou variação sazonal bem definida da precipitação e da temperatura. Observou-se maior volume de precipitação nos meses de primavera e verão, enquanto os meses de outono e inverno apresentaram menores valores acumulados. As temperaturas médias mensais variaram ao longo do período, com maiores valores registrados no verão e menores no inverno, refletindo o padrão climático subtropical da região (Silva, 2024).

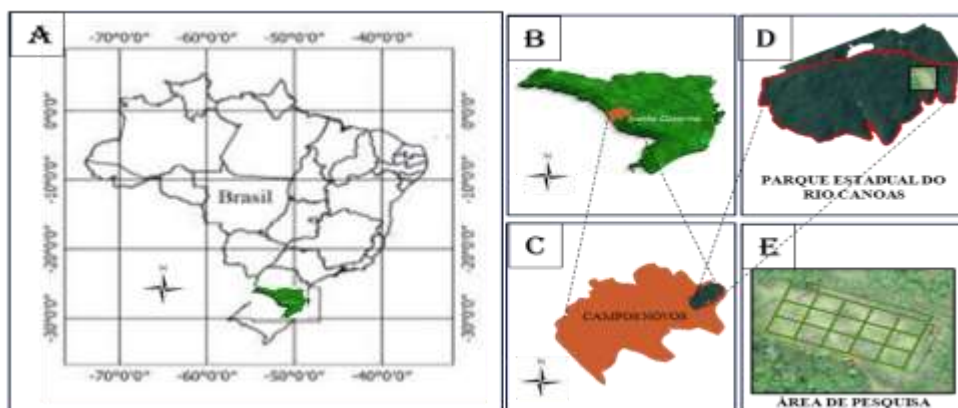
Figura 1 – Dados de precipitação (mm), temperaturas máxima, mínima e média (°C) durante o período de avaliação de junho de 2022 a junho de 2023, com base nos dados da Cetrecampo/Epagri, em Campos Novos, SC.



Fonte: Autora, 2025.

Em 2020 na área experimental do PAERC (Figura 2), o Programa de Áreas Especiais de Conservação adotou cinco estratégias de restauração, inspiradas na proposta do Pacto pela Restauração da Mata Atlântica. Essas estratégias visam recuperar áreas degradadas e promover a regeneração natural. Além das abordagens de restauração passiva e remoção de acículas de *P. taeda*, foram aplicados três outros tratamentos para avaliar diferentes abordagens de restauração na área invadida por *P. taeda*: nucleação, plantio de mudas nativas em linha e plantio de mudas nativas em ilhas de biodiversidade.

Figura 2 – Localização da área de estudos no Parque Estadual Rio Canoas, Campos Novos. SC. (A) localização do Estado de Santa Catarina no território brasileiro, (B) a localização do município de Campos Novos em SC, (C) a área de estudo no município de Campos Novos, onde a linha de contorno vermelha representa limite da área de 1.133,25 hectares, (E) o Delineamento experimental da área de estudo no PAERC.

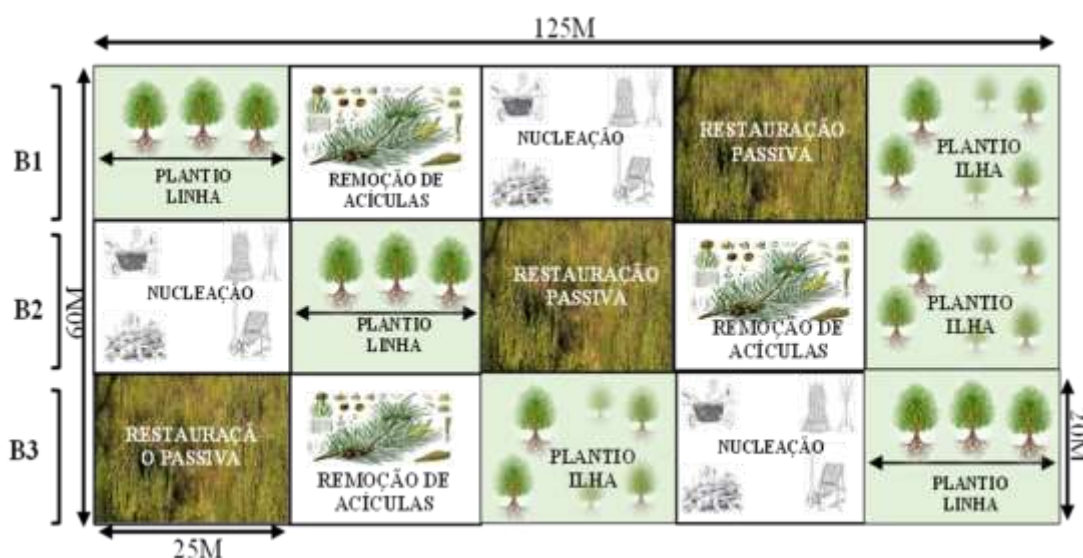


Fonte: Silva, (2024).

3.2 DESENHO EXPERIMENTAL

Na área experimental de 0,75 ha, foram implantados cinco tratamentos em três blocos casualizados, em 15 parcelas (20 metros x 25 metros). O Pacto de Restauração da Mata Atlântica (Rodrigues et al. 2009) foi a metodologia aplicada nos seguintes tratamentos: Restauração Passiva (RP); Remoção de acículas de *P. taeda* (RA); Nucleação (N); Plantio de mudas nativas em linha (PL); e Plantio de mudas nativas em ilhas (PI) (Figura 3).

Figura 3 - Desenho Amostral Do Experimento No PAERC. Parcelas (20 x 25 m) Com os tratamentos Restauração Passiva (RP), Remoção de Acículas de *P. taeda* (RA), Nucleação (N), Plantio em Linha (PL), Plantio em Ilhas (PI).



Fonte: Silva, (2024).

No tratamento RP, não foi realizada nenhuma intervenção. No tratamento RA, foi realizada a remoção de toda a serrapilheira e galharias de *P. taeda* que permaneceram na área mesmo após a remoção dos indivíduos, tendo como objetivo avaliar como é o processo da regeneração natural sem a presença desta barreira física.

No tratamento N, cada parcela recebeu três intervenções ecológicas: instalação de um poleiro artificial, junção de galharias e transposição de solo. A junção de galharias e a estrutura do poleiro foram construídas utilizando a própria galharia de *P. taeda* remanescente da supressão da área, com o intuito de atrair agentes dispersores de sementes, conforme proposto por Rodrigues (2009). Além disso, foi realizada a transposição de solo a partir de uma área conservada dentro da própria Unidade de Conservação (UC). Para isso, removeu-se uma camada de 10 cm de profundidade em um trecho de 1 m² da área de referência, transferindo-a

para uma área equivalente na parcela (onde também foi removida a camada superficial de 10 cm). Essa prática teve como objetivo enriquecer o banco de sementes e a comunidade edáfica, favorecendo a regeneração natural do ecossistema.

No tratamento PL, foi utilizada a metodologia proposta por Rodrigues et al. (2009), respeitando o espaçamento entre linhas de 3 x 2 m, intercalando o plantio com espécies de crescimento rápido e de ciclo de vida curto (15 a 25 anos) com o plantio de espécies de nível intermediário e final da sucessão, formando linhas com a maior diversidade possível, aumentando a probabilidade de sucesso de restauração ecológica (Rodrigues et al., 2009). As espécies nativas utilizadas, o grupo ecológico e a quantidade por parcela encontram-se na Tabela 1 do estudo de Silva (2024) (Anexo B).

No tratamento PI foi utilizado o método proposto por Reis et al. (2003), Bechara et al. (2007) e Rodrigues et al. (2009), em que, foi realizado o plantio heterogêneo de mudas nativas utilizando nove mudas por ilhas, dando prioridade para as espécies de crescimento intermediário no interior da ilha e as de crescimento rápido ao redor. As espécies nativas utilizadas, o grupo ecológico e a quantidade por parcela encontram-se na Tabela 1 do estudo de Silva (2024) (Anexo B).

3.3 COLETA DE AMOSTRAS

Em cada parcela, foram instaladas três armadilhas de queda (*Pitfall traps*) com distância de 5 m entre amostras, durante as quatro estações do ano: primavera (outubro de 2022), verão (dezembro de 2022), outono (março de 2023) e inverno (junho de 2023). Cada armadilha foi composta de um copo plástico com capacidade para 500 ml contendo 200 ml de água e gotas de detergente. Cada copo foi inserido em uma abertura no solo, realizada com o auxílio de um trado holandês, deixando a borda do copo em paralelo à superfície do solo, possibilitando a queda dos invertebrados. Os copos foram protegidos com uma cobertura feita de pratos plásticos e palitos de churrasco para evitar a entrada de água da chuva (Aquino et al., 2006). As armadilhas permaneceram no campo durante 72 horas. Após esse período, as amostras foram recolhidas e levadas ao laboratório para identificação e contagem dos colêmbolos. As amostras foram conservadas em álcool 70%. Ressalta-se que devido ao objetivo do estudo, foram considerados apenas organismos da classe Collembola.

Além das armadilhas de queda, em cada parcela foram coletadas três amostras utilizando anéis de inox (10 cm diâmetro, 5 cm altura), com borda cortante para facilitar a penetração no solo, distância 5 m entre amostras. Com o auxílio de um pedaço de madeira e um

martelo de borracha foi realizada a inserção do anel no solo na camada de 0-5 cm e uma faca para a remoção da amostra, as quais foram acondicionadas em sacos plásticos e levadas imediatamente após a coleta para o laboratório. Em seguida, as amostras coletadas foram transferidas para o extrator com funil de Berlese-Tullgren adaptado da técnica descrita por Tedesco, Volkweiss e Bohnen (1995), colocadas sobre uma tela (malha com furos de 2 mm e 5 mm) e posicionadas sob uma lâmpada incandescente (40 W), gerando um gradiente de temperatura e umidade, durante sete dias. Os colêmbolos reagem ao calor movendo-se para baixo e caindo no frasco contendo álcool 70% .

3.4 MORFOTIPAGEM DE COLÊMBOLOS

No laboratório de Ecologia do Grupo de Pesquisa Núcleo de Ecologia e Ecotoxicologia do Solo (NECOTOX) da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) - Campus Curitibanos, foi realizada a morfotipagem de colêmbolos. O primeiro passo foi uma triagem para separar os colêmbolos de outros organismos, em seguida, os colêmbolos foram fixados em álcool 96%, para a contagem e identificação de cada morfotipo.

A classificação em morfotipos seguiu os procedimentos adotados por Oliveira Filho et al. (2016), Santos et al., (2018) e Ortiz et al., (2019). Essa abordagem baseia-se no grau de adaptação dos colêmbolos ao solo, avaliado por meio do Índice Eco-Morfológico (EMI), que considera cinco características morfológicas: presença ou ausência de ocelos, cerdas e/ou escamas corporais, pigmentação, comprimento das antenas e desenvolvimento da fúrcula (Reis et al., 2016), conforme pode ser visualizado na Figura 4.

Figura 4 – Características morfológicas consideradas durante a morfotipagem dos colêmbolos: presença ou ausência de ocelos, pelos e/ou escamas, pigmentação, comprimento de antenas e tamanho da furca.



Fonte: Autora, 2025

Cada característica recebeu um valor parcial de EMI, e a soma desses valores (EMI total) reflete o nível de adaptação do organismo ao ambiente edáfico (Tabela 1). Valores mais altos de EMI indicam maior adaptação ao solo e, conseqüentemente, menor capacidade de dispersão. O índice varia de 0 a 20 (Oliveira Filho et al., 2016). Com valor de EMI total para cada morfotipo, os colêmbolos foram agrupados nas seguintes categorias específicas: Edáficos, com maior adaptação ao solo e menor capacidade de dispersão, com morfotipos com valores de 14 a 20; Hemi-edáficos, representando uma categoria intermediária em termos de adaptação ao solo e capacidade de dispersão, com valores entre 8 a 12 e; Epígeos, com menor adaptação ao solo e maior capacidade de dispersão, com valores entre 0 a 6 (Oliveira Filho et al., 2016). Uma descrição detalhada de cada combinação de características correspondente aos morfotipos pode ser encontrada em Santos et al. (2018).

Tabela 1 - Características morfológicas e valores aplicados no Cálculo do Valor EMI para a distinção de diferentes morfotipos de colêmbolos.

Característica	Descrição	Valor parcial
Ocelos	Presentes	0
	Ausentes	4
Tamanho das Antenas	Comp. da antena > comp. do corpo	0
	Comp. da antena > 0,5x comp. do corpo	2
	Comp. da antena < 0,5x comp. do corpo	4
Fúrcula	Presente	0
	Presente, mas reduzida	2
	Ausente	4
Pelos e/ou escamas	Presentes	0
	Presentes com padrões	4
	Ausentes	2
Pigmentação	Presente com padrões	4
	Presente sem padrões	2
	Ausente	0

Fonte: Oliveira-Filho et al. (2016) Adaptado de Vandewalle et al., (2010).

3.5 ÍNDICE DE QUALIDADE BIOLÓGICA DO SOLO

O Índice de Qualidade Biológica do Solo (QBS – *Biological Quality of Soil*) foi originalmente desenvolvido por Parisi (2001) como uma métrica baseada na premissa de que solos de melhor qualidade ambiental tendem a abrigar uma maior diversidade de grupos de microartrópodes bem adaptados. Esse índice utiliza como base o valor do Índice Eco-

Morfológico (EMI), que atribui escores distintos a diferentes grupos da fauna edáfica, conforme proposto por Parisi et al. (2005), com o objetivo de contemplar a ampla diversidade de organismos presentes no solo. Para grupos como os colêmbolos, que podem apresentar mais de um valor de EMI, considera-se apenas o maior valor, representando os indivíduos mais adaptados ao ambiente e, portanto, determinantes do valor final do QBS para o grupo. No presente estudo, entretanto, foi aplicada uma adaptação no cálculo do QBS, conforme descrito no estudo de Santos et al., 2018, segundo a Equação 1, visando representar de forma mais precisa a resposta ecológica dos colêmbolos.

$$\text{Equação 1: } QBS = \sum (n^{\circ} \text{ coll} \times \text{valor EMI})$$

No cálculo adaptado do QBS utilizado neste estudo, “n° coll” representa o número total de colêmbolos pertencentes a um determinado grupo morfológico (morfotipo), sendo esse valor multiplicado pelo respectivo escore EMI, referente ao índice eco-morfológico atribuído a esse grupo. A soma dos produtos obtidos para todos os morfotipos encontrados em cada estratégias de restauração florestal fornece o valor final do índice.

3.6 ANÁLISE DE DADOS

Os morfotipos de Collembola foram analisados com base na abundância, índice de diversidade de Shannon–Wiener (H'), uniformidade de Pielou (J), Riqueza de Margalef, Dominância de Simpson (D) e riqueza de morfotipos para cada estratégia de restauração florestal. A variação temporal associada às estações do ano não foi analisada separadamente, neste momento, visto que o foco do estudo foi a comparação entre estratégias de restauração florestal, considerando-se a resposta integrada da comunidade ao longo do período amostral.

Para a comparação dos índices de diversidade entre as estratégias de restauração florestal, em cada estação do ano, foi utilizada análise de variância (ANOVA) de efeitos principais, seguida do teste post-hoc de Tukey ($p < 0,05$). Para as variáveis que não atenderam aos pressupostos de normalidade (teste de Shapiro–Wilk) e homogeneidade de variâncias (teste de Bartlett), foi aplicado o teste não paramétrico de Kruskal–Wallis, apropriado para a comparação entre grupos quando tais pressupostos não são atendidos. A escolha desses testes baseou-se em sua aplicação recorrente em estudos que avaliam comunidades edáficas e atributos ambientais (Dos Santos et al., 2018; Ortiz et al., 2019; Pompeo et al., 2020).

O cálculo da abundância, dos índices ecológicos e análises estatísticas foram conduzidas no programa R (versão 4.4.1), utilizando-se os pacotes tidyverse, vegan, readxl, moments, car, gt, emmeans, multcomp, multcompView, ggplot2 e agricolae.

Adicionalmente, os dados de abundância dos morfotipos de Collembola coletados pelas armadilhas de queda foram submetidos à Análise de Correspondência Destendenciada (DCA – Detrended Correspondence Analysis) com o objetivo de estimar o comprimento do gradiente ecológico. O valor obtido foi inferior a três (≤ 3), indicando uma resposta linear dos dados. Dessa forma, a Análise de Componentes Principais (PCA – Principal Component Analysis) foi considerada o método mais apropriado para a ordenação multivariada, sendo realizada no software CANOCO versão 4.5 (Ter Braak; Šmilauer, 2002). Optou-se por não realizar esta análise para os dados coletados pelo anel de inox, visto que não foi possível obter o comprimento do gradiente, pela DCA.

A estrutura multivariada dos morfotipos de Collembola foi avaliada por meio de Análise de Componentes Principais (PCA), realizada a partir da matriz de abundância padronizada. Em seguida, aplicou-se a Between-Class Analysis (BCA), utilizando as estratégias de restauração florestal como fator de agrupamento, a fim de avaliar a separação entre os tratamentos no espaço multivariado. A significância dessa separação foi testada por meio de teste de permutação de Monte Carlo (randtest), com 999 permutações.

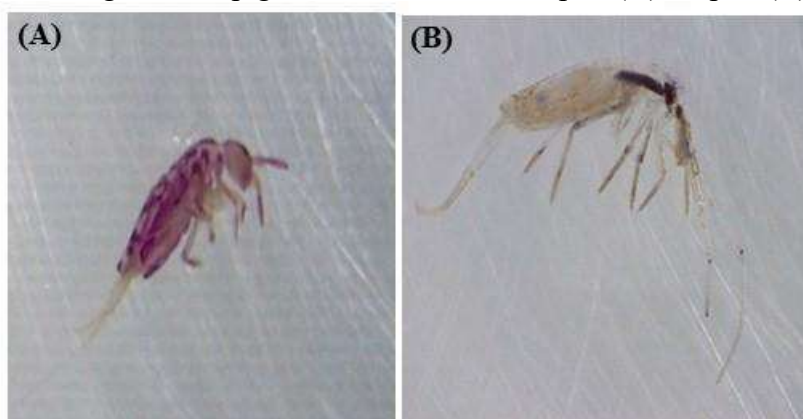
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 ANÁLISE DA ABUNDÂNCIA DE MORFOTIPOS DE COLÊMBOLOS

Foram morfotipados 10 colêmbolos pelo método de extração de anel de inox e 3254 pelo método armadilhas de queda (*Pitfalls*), ao todo 3264 colêmbolos, distribuídos em 21 morfotipos, nos três grupos ecomorfológicos: edáficos (Ed), hemiedáficos (H) e epígeos (Ep). O grupo que apresentou maior abundância foi o epígeo com 3238 indivíduos (99,2% da abundância total) seguido dos hemiedáficos com 24 organismos (0,7%) e por fim os edáficos com apenas dois colêmbolos (0,1%). O morfotipo edáfico foi encontrado apenas no método de extração de anel de inox.

Os morfotipos mais representativos, independentemente do método foram: Ep15 (65,7%), Ep22 (17,9%), Ep4 (6,4%), Ep5 (4,5%), Ep17 (4,7%) Ep25 (3,5%) e H50 (0,5%), respectivamente. Os morfotipos menos expressivos, com abundância igual ou menor que 15 indivíduos, foram: Ep9 (0,31%) Ep24 (0,15%), Ep23 (0,12%) Ep16 (0,09%), Ep6, H47, Ed1 (0,06%) e os morfotipos Ep18, H55, H54, H53, H33, H30 e H4 (0,03%). Na Figura 5 estão apresentados os morfotipos mais representativos, Ep15 e Ep22.

Figura 5 - Os dois morfotipos mais representativos no estudo, pertencentes ao grupo ecomorfológico dos epígeos denominados de Ep15 (A) e Ep22 (B).



Fonte: Autora, 2025

No trabalho de Ortiz et al., (2019) estudando diferentes sistemas de uso do solo (floresta nativa, reflorestamento de eucalipto, pastagem perene, integração lavoura-pecuária e plantio direto) na região Sul de Santa Catarina encontrou maior representatividade do grupo ecomorfológico dos hemiedáficos (98,67%), seguido pelos epígeos (0,96%) e com menor

representatividade dos edáficos (0,37%). Resultado semelhante também foi verificado por Dos Santos et al., (2018), estudando os mesmos sistemas de uso do solo na região Leste Catarinense, em que o grupo dos hemiedáficos foi mais representativo. Os resultados destes autores diferiram do presente trabalho, o qual encontrou predominância do grupo dos epígeos (99,2% dos indivíduos).

A predominância de colêmbolos epígeos em detrimento dos grupos hemiedáficos e edáficos indica que as condições atuais do solo e da vegetação da área estudada favorecem organismos com maior mobilidade e capacidade de dispersão na serapilheira e na camada superficial do solo. Os organismos edáficos, por exemplo, tiveram ocorrência restrita, com apenas dois indivíduos do morfotipo Ed1 no tratamento RP. Isso sugere possíveis limitações estruturais e químicas do perfil do solo nas áreas estudadas que estão em processo de restauração, tais como baixa porosidade, umidade e menor acumulação de matéria orgânica em profundidade (Barros et al., 2010; Carvalho, 2012).

Organismos edáficos são mais característicos de ambientes florestais estáveis, enquanto em paisagens heterogêneas, organismos móveis tendem a ser beneficiados (Ponge et al., 2006). Estes resultados estão alinhados ao entendimento de que áreas em estágios iniciais a intermediários de restauração tendem a apresentar cobertura vegetal ainda em formação, limitando a estabilização e o desenvolvimento das camadas mais profundas do solo que sustenta as formas edáficas (Campos et al., 2012; Hopkin, 1997).

Organismos edáficos, geralmente, têm maior preferência por locais onde a camada da serapilheira encontra-se mais espessa, pois favorece a manutenção de uma maior qualidade de recursos disponíveis e condições mais estáveis de umidade e temperatura (Chen et al., 2024). Essa condição é compatível com a literatura que aponta a recuperação da mesofauna edáfica profunda como uma das últimas respostas no processo de restauração ecológica, exigindo maior tempo e estabilização dos atributos físico-químicos do solo (Dias et al., 2022). Comumente, organismos edáficos apresentam maior abundância em solos com melhores condições, refletido pela cobertura vegetal, teor de matéria orgânica, baixa degradação, propriedades físicas, entre outros fatores (Parisi et al., 2005).

Dou et al. (2019) examinaram a restauração da biodiversidade de pântanos após perturbações induzidas pelo homem, em um estudo de cronossequência de longo prazo das comunidades de Collembola, incluindo tratamento cultivado (pântanos com 15 anos de cultivo de soja), dois tratamentos restaurados (com 6 e 12 anos de abandono agrícola) e um pântano intacto como referência na Planície de Sanjiang, nordeste da China. Os autores verificaram que espécies que vivem na superfície (epígeos) se recuperam mais rapidamente do que espécies que

vivem no solo (edáficos), atribuindo este fato a algumas características comuns compartilhadas entre os grupos epígeos e hemiedáficos, como a forma de reprodução e rápida dispersão no ambiente.

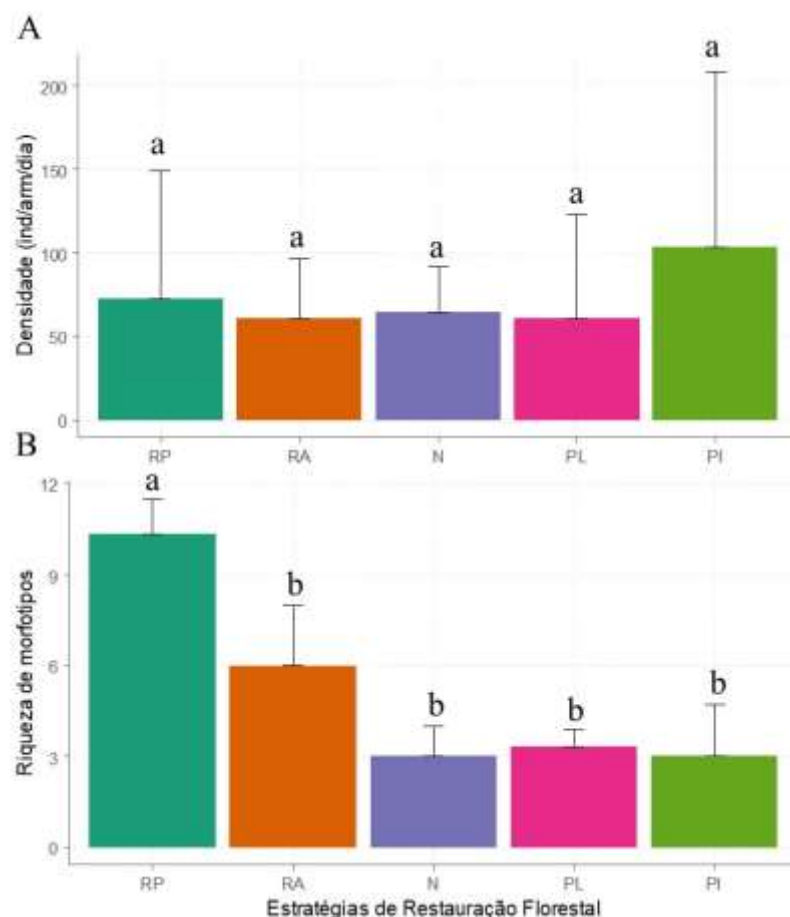
De forma convergente, Malmström (2012) em um monitoramento de dez anos avaliando a recuperação da comunidade de collembola a nível de espécie em uma floresta queimada e não queimada durante 10 anos após um incêndio de gravidade moderada, verificou que as espécies que viviam na superfície do solo estavam se recuperando com mais frequência do que as espécies que viviam em maior profundidade.

Grupos mais móveis, com maior capacidade de dispersão, como os epígeos e até mesmo alguns indivíduos hemiedáficos tem demonstrado uma recuperação mais rápida de seus indivíduos, devido a fácil movimentação favorecida pelas características corporais, como por exemplo, o tamanho do corpo e principalmente a fúrcula mais desenvolvida (Lindberg e Bengtsson, 2006). Isso demonstra a importância de estudos que incluam os grupos eco-morfológicos (formas de vida) de Collembola na avaliação e monitoramento de áreas degradadas, pois traz informações valiosas no entendimento da capacidade de dispersão para a resiliência das comunidades do solo. Este parâmetro também pode refletir o estado de desenvolvimento do solo durante a sucessão e ainda indicar a microestrutura do solo (Machado et al., 2019).

Nesse contexto, conseguimos compreender que a abundância dos colêmbolos encontrados foi, em suma, de organismos epígeos, e que a estrutura do solo e da própria vegetação estão em processo de restauração florestal. Podemos concluir, ainda, que o plantio de *Pinus* afetou significativamente a estrutura de organismos edáficos ali presentes. Recuperar uma floresta degradada até que se aproxime de sua condição original ou próxima desta, em termos de espécies, estrutura e funcionamento ecológico, é um processo que ocorre lentamente. O foco principal, portanto, deve estar em propiciar as condições necessárias para que esse processo de regeneração se desenvolva no decorrer de médio e longo prazo (Martins, 2020).

Para os resultados da densidade (ind/arm/dia) de colêmbolos encontrados nas diferentes estratégias de restauração florestal, não foi verificado diferença significativa (Figura 6A). Para riqueza de morfotipos a estratégia RP diferiu estatisticamente das demais com maior número médio de morfotipos $10,13 \pm 1,15$. As estratégias RA, PL, N, PI, por sua vez, não diferiram entre si (Figura 6B).

Figura 6- Densidade (ind/arm/dia)(A) e riqueza (B) de morfotipos de colêmbolos nas estratégias de restauração florestal Restauração Passiva (RP), Remoção de Acículas (RA), Nucleação (N), Plantio em Linhas (PL) e Plantio em Ilhas (PI), coletados pelo método de armadilhas *Pitfalls*



Médias seguidas de mesma letra nas barras não diferem entre si, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).
Fonte: Autora, 2025.

Os resultados da riqueza total, dos índices de diversidade de Shannon-Wiener (H'), uniformidade de Pielou (J), riqueza de Margalef e dominância de Simpson (D) para os morfotipos de colêmbolos coletados pelos métodos de anel de inox e de *Pitfalls* estão apresentados na Tabela 2. Pelo método de anel de inox, a ocorrência de indivíduos foi baixa e restrita aos sistemas RP e PL, resultando em valores reduzidos de riqueza e diversidade, sem diferenças significativas entre as estratégias avaliadas. Para os resultados coletados pelas armadilhas de queda, para o índice de diversidade de Shannon RP exibiu a maior diversidade, diferindo estatisticamente de PI. Por sua vez, não houve diferenças estatísticas entre as demais estratégias. Para os índices de uniformidade de Pielou e dominância de Simpson não foram observadas diferenças significativas entre as estratégias de restauração. Em relação à riqueza de Margalef, RP apresentou valor significativamente superior em comparação às demais

estratégias, seguida por RA, enquanto N, PL e PI inferiores, sem diferenças significativas entre si.

Tabela 2 – Abundância total, riqueza e índices ecológicos da comunidade de Collembola amostradas pelos métodos de anel de inox e armadilhas de queda (*pitfalls*) nas diferentes estratégias de restauração florestal (RP = restauração passiva; RA = restauração ativa; N = nucleação; PL = plantio em linhas; PI = plantio em ilhas) no Parque Estadual Rio Canoas (SC).

Estratégias de Restauração	RP	RA	N	PL	PI
Método anel de inox					
Abundância total	4	0	0	6	0
Densidade*	679 ± 588 a	0	0	1018 ± 1763 a	0
Riqueza total	3	0	0	2	0
Riqueza média*	1 ± 1 a	0	0	0,67 ± 1,15 a	0
Diversidade de Shannon (H') *	0,23 ± 0,40 a	0	0	0,15 ± 0,26 a	0
Uniformidade de Pielou (J)*	0,33 ± 0,58 a	0	0	0,22 ± 0,58 a	0
Método armadilhas de queda (<i>Pitfalls</i>)					
Abundância Total	648	549	582	549	926
Riqueza total	17	9	4	4	5
Diversidade de Shannon (H')	1,32 ± 0,23 b	1,09 ± 0,19 ab	0,61 ± 0,44 ab	0,69 ± 0,24 ab	0,55 ± 0,36 a
Uniformidade de Pielou (J)	0,57 ± 0,10 a	0,62 ± 0,02 a	0,51 ± 0,32 a	0,57 ± 0,13 a	0,54 ± 0,27 a
Dominância de Simpson (D)	0,43 ± 0,10 a	0,43 ± 0,10 a	0,66 ± 0,26 a	0,63 ± 0,14 a	0,69 ± 0,20 a
Riqueza de Margalef	1,89 ± 0,29 c	0,97 ± 0,29 b	0,39 ± 0,18 ab	0,48 ± 0,028 ab	0,37 ± 0,22 a

Médias seguidas da mesma letra não diferem entre si, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

*Médias seguidas da mesma letra não diferem entre si, pelo teste não paramétrico Kruskal-Wallis ($p < 0,05$).

Índices ecológicos foram calculados apenas para amostras com ocorrência de indivíduos; valores iguais a zero indicam ausência de registros.

Fonte: Autora, 2025.

A maior abundância de Collembola no PI, embora não estatisticamente significativa, indica que a estrutura arbórea planejada pode ter proporcionado condições favoráveis para a sobrevivência e reprodução de alguns morfotipos de colêmbolos. Entretanto, analisando os resultados da riqueza, diversidade de Shannon e riqueza de Margalef, a estratégia de restauração PI teve os menores valores, enquanto para a dominância de Simpson o maior valor, mesmo sem diferir dos demais. Esse padrão de maior abundância associado a menores valores de riqueza e diversidade sugere que, embora o PI tenha criado microhabitats propícios à manutenção de determinados morfotipos de Collembola, as condições estabelecidas podem ter favorecido a espécies mais generalistas e oportunistas. Desta forma, essa simplificação do habitat, seja causado por monoculturas agrícolas ou florestais, podem alterar a composição da fauna edáfica, incluindo as comunidades de colêmbolos, em função das mudanças nas condições do solo. Tais alterações não afetam todas as espécies da mesma forma, podendo resultar em grande

abundância de alguns morfotipos de collembola, enquanto outros apresentam declínio populacional (Silva et al., 2020).

Estudos prévios já apontaram que a simplificação estrutural de habitats restaurados pode levar ao predomínio de espécies de dispersão rápida e elevada tolerância ambiental, em detrimento de espécies mais especializadas, o que compromete o equilíbrio funcional da mesofauna do solo (Ponge et al., 2006; Dou et al., 2019). Paisagens altamente fragmentadas tendem a serem dominadas por morfotipos generalistas, ocasionando em comunidades de colêmbolos homogeneizadas e menos diversas, em comparação, paisagens menos fragmentadas apresentam maior riqueza de morfotipos, diversidade beta e comunidades mais heterogêneas, servindo como habitats estáveis para morfotipos especialistas (Alexandre et al., 2024).

Comparando as estratégias de restauração, a elevada riqueza de morfotipos observada na RP ressalta a capacidade dessa abordagem em promover uma diversidade funcional mais ampla, possivelmente pela ausência de intervenções mecânicas diretas que preservam a integridade do solo e permitem o desenvolvimento gradual da heterogeneidade microambiental. Essa constatação corrobora estudos anteriores que sugerem que ambientes com maior complexidade estrutural e menor perturbação favorecem a diversidade da fauna edáfica (Baretta et al., 2008; Zeppelini e Bellini, 2009).

Os índices de diversidade de Shannon-Wiener, uniformidade de Pielou e riqueza de Margalef apresentam padrões que se combinam com as premissas de resposta ecológica dos colêmbolos a diferentes níveis de manejo e restauração. A maior diversidade na RP e a semelhança com RA sugerem que intervenções que mantêm ou promovem a integridade da serapilheira e do solo impactam positivamente a comunidade faunística (Machado, 2015; Silva, 2024).

Estudos realizados no leste de Santa Catarina mostram que a riqueza da fauna edáfica é fortemente influenciada pela intensidade do uso da terra. Dos Santos et al., (2018) registraram maior riqueza de morfotipos de colêmbolos na floresta nativa no inverno em comparação com os sistemas de reflorestamento de eucalipto, plantio direto, pastagem perene e integração lavoura pecuária, embora sem diferenças significativas no verão. De forma complementar, Souza et al. (2016) nos mesmos sistemas de uso do solo também observaram maior riqueza da macrofauna edáfica na floresta nativa em ambas as estações. Conjuntamente os trabalhos atribuem esse padrão à elevada diversidade e disponibilidade de substratos alimentares na serapilheira, resultantes da intensa ciclagem de folhas e galhos, que favorecem a qualidade do solo, mantêm um microclima estável e sustentam comunidades de artrópodes mais robustas.

Um fato bastante importante a se destacar é que as áreas onde estão inseridas as parcelas deste estudo estão dentro de uma unidade de conservação, com presença de floresta nativa em diferentes estágios sucessionais no entorno. Então, muito provavelmente, o processo de recuperação de Collembola tenha envolvido a recolonização por indivíduos de fora das parcelas, bem como o aumento de pequenas populações residuais. No estudo de Alexandre et al., (2024) eles observaram a importância das florestas nativas na preservação da diversidade morfológica dos colêmbolos, apresentando melhores condições de solo e riqueza em grupos eco-morfológicos.

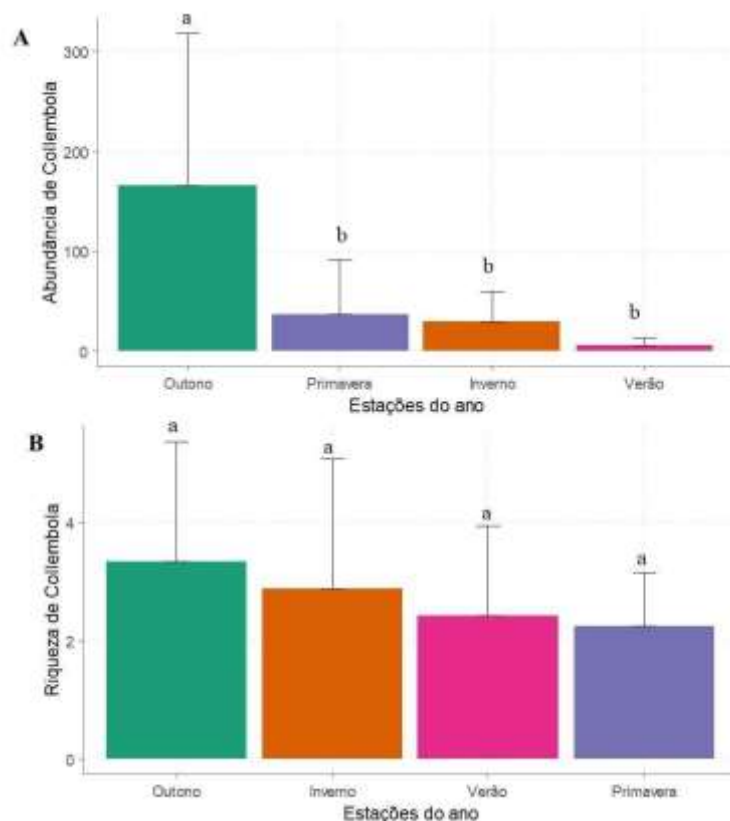
Por fim, analisando os índices de uniformidade de Pielou e dominância de Simpson, observa-se uma estabilidade semelhante da comunidade de colêmbolos em todas as estratégias de restauração florestal, sem haver diferença estatística entre os valores. Dessa forma, a restauração de ecossistemas degradados torna-se fundamental para restabelecer processos ecológicos e assegurar a provisão de serviços ambientais (Brancalion et al., 2010).

4.2 ANÁLISE DA SAZONALIDADE DE MORFOTIPOS DE COLLEMBOLA

Embora o foco principal do estudo tenha sido a comparação entre estratégias de restauração florestal, a análise sazonal foi conduzida de forma complementar, com o objetivo de avaliar a resposta temporal da comunidade de colêmbolos ao longo do período amostral. A abundância de colêmbolos (Figura 7A) variou significativamente entre as estações do ano, atingindo o pico no outono, seguida por inverno, primavera e o menor valor no verão. Para a riqueza de morfotipos (Figura 7B) não foi verificada diferença estatística entre as quatro estações do ano, indicando que o número de táxons presentes se manteve relativamente estável, embora com pequenas flutuações.

A maior abundância de colêmbolos observada no outono pode estar relacionada às condições ambientais mais favoráveis nesse período, como maior umidade do solo e maior acúmulo de serapilheira, resultantes da queda de folhas no final do verão. Esses fatores contribuem para a disponibilidade de micro-habitats e recursos alimentares, favorecendo a atividade e a reprodução dos colêmbolos, conforme descrito em estudos anteriores para ambientes florestais (Hopkin, 1997; Petersen, 2002).

Figura 7- Abundância total (A) e riqueza (B) de morfotipos de colêmbolos durante as quatro estações do ano nas diferentes estratégias de restauração florestal (RP = restauração passiva; RA = restauração ativa; N = nucleação; PL = plantio em linhas; PI = plantio em ilhas) no Parque Estadual Rio Canoas (SC).



Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si pelo teste de Dunn ($p < 0,05$), após detecção de diferença pelo teste de Kruskal-Wallis.

Fonte: Autora, 2025.

Para os resultados dos índices ecológicos, a diversidade de Shannon-Wiener e a uniformidade de Pielou permaneceram estáveis ao longo das quatro estações, pois todas as médias compartilham a mesma letra, indicando ausência de variação estatística sazonal nesses parâmetros. A estabilidade dos índices de diversidade e uniformidade ao longo do ano indica que, apesar das oscilações na abundância total, a estrutura comunitária se mantém equilibrada (Tabela 3).

Tabela 3 - Valores dos índices de diversidade de Shannon (H'), uniformidade de Pielou (J) riqueza de Margalef e índice de Dominância de Simpson (D) nas diferentes estratégias de restauração florestal (RP = restauração passiva; RA = restauração ativa; N = nucleação; PL = plantio em linhas; PI = plantio em ilhas) no Parque Estadual Rio Canoas (SC).

Estratégias de Restauração	Inverno	Outono	Primavera	Verão
Diversidade de Shannon (H')	0,63 ± 0,52 ^a	0,53 ± 0,31 ^a	0,61 ± 0,37 ^a	0,68 ± 0,67 ^a
Uniformidade de Pielou (J)*	0,59 ± 0,35 ^a	0,45 ± 0,20 ^a	0,73 ± 0,36 ^a	0,56 ± 0,52 ^a
Riqueza de Margalef*	0,55 ± 0,61 ^a	0,47 ± 0,35 ^a	0,68 ± 0,64 ^a	0,91 ± 0,96 ^a
Dominância de Simpson	0,64 ± 0,26 ^a	0,71 ± 0,16 ^a	0,55 ± 0,35 ^a	0,47 ± 0,40 ^a

*Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si pelo teste de Dunn ($p < 0,05$), após detecção de diferença pelo teste de Kruskal-Wallis.

Médias seguidas da mesma letra não diferem entre si, pelo teste de *Newman Keuls* ($p < 0,05$).

Fonte: Autora, 2025.

A população de colêmbolos é bastante variável ao longo do ano (Machado et al., 2019), motivo pelo qual buscou-se relacionar esses resultados com os dados meteorológicos de precipitação e temperatura encontrados durante o período de amostragem (Figura 1). Observou-se que o outono de 2023 foi marcado por uma combinação de fatores favoráveis à abundância de colêmbolos, incluindo elevada precipitação nos meses de março e abril e temperaturas ainda relativamente amenas, especialmente em março, o que pode ter favorecido a umidade do solo e a disponibilidade de micro-habitat. Nesse período, o maior acúmulo de matéria orgânica superficial pode estar associado ao aumento da abundância de colêmbolos, cuja alimentação está diretamente associada a fungos e detritos vegetais em decomposição, estando intimamente relacionados à atividade microbiana e à dinâmica da matéria orgânica no solo (Petersen, 2002; Bardgett & van der Putten, 2014).

O padrão de abundância, está em consonância com os achados de Silva (2024), que investigou a comunidade de macro e mesofauna edáfica sob as mesmas estratégias de restauração florestal no PAERC. O estudo de Silva (2024) não apenas reportou maior abundância no outono para a macro e mesofauna, mas também demonstrou um aumento na atividade alimentar da fauna, avaliada pelo método *bait-lamina*, durante o mesmo período de coleta. Esses resultados podem ser atribuídos à maior disponibilidade de serrapilheira e à umidade moderada do solo, condições que favorecem a atividade biológica e o processo de decomposição, como apontado por Swift, Heal e Anderson (1979).

No verão e na primavera, a abundância foi menor, o que pode ser explicado pelas altas temperaturas (máximas próximas a 27°C em dezembro), condições que tendem a reduzir a atividade e sobrevivência de colêmbolos devido ao estresse hídrico e térmico. Silva et al. (2020), destacam que altas temperaturas e competição por recursos podem reduzir a presença de colêmbolos durante essas estações. Além disso, alguns estudos como de Hopkin (1997);

Ortiz et al., (2019); destacam a umidade do solo como um fator crítico para a sobrevivência de colêmbolos, dado que esses organismos possuem cutícula fina e alta dependência de condições úmidas para evitar a dessecação (Hopkin, 1997; Peterson, 2002).

Em condições desfavoráveis, muitas espécies recorrem a estratégias adaptativas, como migração para camadas mais profundas do solo, redução da atividade ou entrada em estados de quiescência, o que explica a queda acentuada de abundância em verões secos e invernos frios (Lindberg; Bengtsson, 2005). Padrões semelhantes foram observados em outros ecossistemas temperados e tropicais, nos quais a abundância de colêmbolos acompanha estreitamente a dinâmica da umidade do solo, atingindo picos em estações mais úmidas e declinando em períodos de estresse hídrico ou térmico (Salmon et al., 2014).

No inverno, embora a precipitação tenha se mantido em níveis moderados, as temperaturas mínimas muito baixas (junho, ~5 °C) também podem ter limitado o desenvolvimento e reprodução dos indivíduos, resultando em abundâncias igualmente reduzidas. Desta forma, a variação na abundância de colêmbolos ao longo das estações do ano está intimamente ligada à interação de fatores climáticos, como temperatura e umidade, e à disponibilidade de recursos alimentares. Como organismos sensíveis à umidade do solo e à temperatura, os colêmbolos tendem a prosperar em condições climáticas amenas, com alta umidade e abundância de matéria orgânica.

Por outro lado, a riqueza de morfotipos se manteve relativamente estável entre as estações, sem diferenças estatísticas entre as estratégias de restauração. Isso sugere que, apesar das variações ambientais afetarem a densidade populacional, a composição básica da comunidade não sofreu mudanças drásticas ao longo do ciclo anual, possivelmente devido à resiliência ecológica dos colêmbolos ou à presença de espécies com diferentes tolerâncias climáticas.

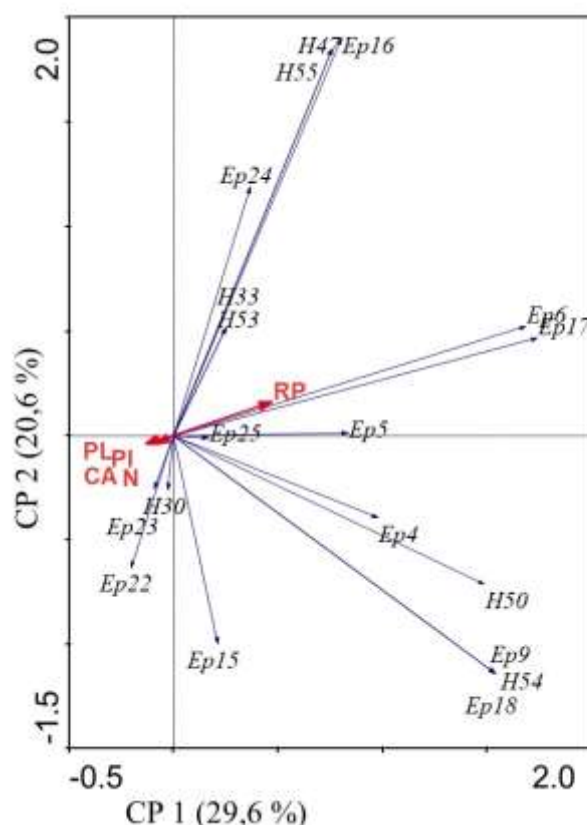
A resiliência das populações de colêmbolos em estações mais rigorosas, como o inverno, evidencia a capacidade regenerativa do solo, refletida na retomada de suas funções ecológicas, como a formação de microhabitats estáveis e a promoção da ciclagem de nutrientes (Campos et al., 2012). Esses resultados corroboram as conclusões de Baretta et al. (2008), que destacam a diversidade funcional da mesofauna do solo como um dos principais indicadores do sucesso ecológico em áreas em restauração, sendo essencial para a reestruturação dos processos biogeoquímicos e para a melhoria da qualidade do solo.

4. 3 ANÁLISE MULTIVARIADA DOS DADOS

A análise de componentes principais (ACP) para abundância de morfotipos de colêmbolos pelo método de armadilhas de queda (*Pitfalls*), apresentaram diferenças entre as estratégias de restauração florestal. A variabilidade total dos dados da abundância dos morfotipos de colêmbolos foi explicada em 29,6 pela componente principal 1 (CP1) e 20,6% pela componente principal 2 (CP2), totalizando 50,2% (Figura 8). Foi possível observar separação das estratégias de restauração florestal, em que, RP ficou separada, em relação as demais estratégias, as quais ficaram praticamente sobrepostas. As estratégias RA, N, PI e PL ficaram mais associadas aos morfotipos H30, Ep23 e Ep22. Já a estratégia RP demonstrou associação a 10 morfotipos, sendo eles H47, Ep16, H55, Ep24, H33, H53, Ep25, Ep5, Ep6 e Ep17.

A Análise Entre Classes (Between-Class Analysis – BCA), aplicada sobre os resultados da PCA considerando as estratégias de restauração florestal como fator de agrupamento, indicou estruturação significativa da comunidade entre os grupos. O teste de permutação de Monte Carlo revelou que a variância explicada entre os sistemas foi significativamente maior do que a esperada ao acaso ($p = 0,017$, 999 permutações), confirmando diferenças significativas na composição dos morfotipos entre as estratégias de restauração.

Figura 8- Relação entre a componente principais 1 (CP 1) e componente principal 2 (CP 2) da Análise de Componentes Principais (ACP), dos morfotipos de Collembola (setas azuis) e sua relação com as estratégias de restauração florestal (setas vermelhas), RP = restauração passiva; RA = restauração ativa; N = nucleação; PL = plantio em linhas; PI = plantio em ilhas no Parque Estadual Rio Canoas (SC).



BCA randtest: $p = 0,017$

Ep: Epígeos; H: Hemiedáficos; Ed: Edáficos.

Fonte: Autora, 2025.

No geral, são diversos fatores que podem influenciar (de forma positiva e/ou negativa) na abundância, atividade, composição e diversidade da fauna edáfica, como os edáficos (tipo de solo, minerais predominantes, temperatura, pH, matéria orgânica, umidade, textura e estrutura), os relacionados à vegetação (fisionomia e cobertura), os históricos (especialmente antrópico, mas também geológico), os topográficos (posição fisiográfica, inclinação) e os climáticos (precipitação, temperatura, vento, umidade relativa do ar) (Machado et al., 2015). Assim, não podemos afirmar quais foram especificamente os fatores que influenciaram a maior composição de morfotipos na estratégia de RP, sendo necessário para futuros estudos incluir na ACP variáveis ambientais explicativas, que auxiliam na explicação dos resultados obtidos. Porém, podemos presumir que o maior afastamento de RP com as demais estratégias pode estar relacionado à presença de condições ambientais mais heterogêneas e à disponibilidade de recursos orgânicos, que favorecem determinados grupos de colêmbolos.

Em seu estudo sobre a biologia dos colêmbolos, Hopkin (1997) destaca que a diversidade de colêmbolos é influenciada por fatores ambientais, como a disponibilidade de matéria orgânica e condições climáticas. Ele observa que os colêmbolos são sensíveis às variações no solo, o que impacta sua distribuição e abundância. Petersen (2002) discute a ecologia geral dos colêmbolos e enfatiza que a composição das espécies é fortemente influenciada pelas condições do solo e pela estrutura da vegetação. Além disso, a disponibilidade de alimento, como a abundância e a distribuição de espécies fúngicas, pode ter efeitos importantes nos padrões de sucessão de colêmbolos e ácaros após perturbações (Chauvat et al., 2003; Pollierer et al., 2017).

No estudo de Derengoski et al., (2022) caracterizando a composição da macrofauna epiedáfica em áreas de processo inicial de restauração florestal, por meio de diferentes tecnologias restauradoras (restauração passiva, plantio em alta diversidade e nucleação) e com uma floresta-referência, verificaram maior diversidade na floresta de referência, com relação às tecnologias restauradoras, não sendo observadas diferenças significativas na composição da macrofauna. No entanto, os autores observaram uma tendência de elevada diversidade amostrada na restauração passiva em ambos os períodos de amostragem, demonstrando eficiência na restauração do componente biológico do solo (macrofauna).

A estratégia de restauração passiva não requer a realização de tratos culturais, apresentando menor custo, além da restauração ocorrer naturalmente, sem intervenções humanas (Trentin et al., 2018). Desta forma, pensando no contexto de unidade de conservação e analisando os resultados encontrados, a RP demonstra-se bastante favorável, pois não apresenta custos e demonstrou capacidade em restabelecer a mesofauna edáfica, aqui representado pelos colêmbolos, importantes bioindicadores biológicos da qualidade do solo, como mencionado em alguns estudos (Oliveira-Filho et al., 2016; Dos Santos et al., 2018; Machado et al. 2019; Ortiz et al., 2019; Alexandre et al., 2025).

Vale salientar que a RP se torna mais interessante quando se trata de uma unidade de conservação, como o PAERC, pois podemos considerar que o entorno da paisagem favorece a rápida dispersão de plantas e outros organismos oriundos da mata nativa próxima, o que pode não se aplicar em outros contextos de áreas em restauração, como por exemplo, em áreas de mineração, como apresentado no estudo Barbosa et al., (2022). A proximidade com a vegetação nativa e a conectividade da paisagem promovem maior disponibilidade de propágulos e diversidade de grupos florísticos, o que contribui para o desenvolvimento da vegetação nos estágios iniciais da restauração (Robinson et al., 2015).

Ainda, na área em estudo no PAERC, onde foi retirado o *Pinus*, as condições do solo são propícias ao crescimento da comunidade vegetal, o que também pode não ser uma realidade em outros contextos de áreas degradadas, sendo importante conhecer o histórico de perturbação que a área foi submetida. Neste sentido, a estratégia de Restauração Passiva foi a que mais promoveu a diversidade de morfotipos de colêmbolos, indicando que há diversidade de recursos e microhabitats favoráveis à recolonização pela fauna do solo.

4. 4 ÍNDICE DO QBS

Os resultados do índice QBS (Tabela 4), para os morfotipos de Collembola, seguiram o gradiente de (PI>RP>N>PL>RA), para os colêmbolos coletados pelo método de armadilhas de queda. Para os resultados do QBS do método de anel de inox o gradiente foi RP>PL, pois as demais estratégias não tiveram nenhuma abundância. Valores superiores do índice QBS indicam maior adaptação dos morfotipos de colêmbolos em determinada estratégia de restauração florestal.

Tabela 4 - Índice de qualidade biológica do solo (QBS) para os grupos ecomorfológicos edáficos (Ed), hemiedáficos (H) e epígeos (Ep) nas diferentes estratégias de restauração florestal (RP = restauração passiva; RA = restauração ativa; N = nucleação; PL = plantio em linhas; PI = plantio em ilhas) no Parque Estadual Rio Canoas (SC).

Método armadilhas de queda (<i>Pitfalls</i>)					
Estratégias de Restauração	RP	CA	PI	N	PL
QBS Ed	0	0	0	0	0
QBS H	650	216	10956	3504	640
QBS Ep	812	916	10192	2680	532
QBS total	1462	1132	21148	6184	1172
Método anel de inox					
QBS Ed	40	0	0	0	0
QBS H	20	0	0	0	0
QBS Ep	0	0	0	0	22
QBS total	60	0	0	0	22

Fonte: Autora, 2025

A estratégia PI, seguida pela RP, apresentaram os maiores valores do índice QBS. Neste caso, o maior QBS encontrado na estratégia PI, foi influenciado pela maior abundância de Collembola, principalmente os do grupo eco-morfológico dos epígeos (Figura 7A), mesmo sem apresentar diferenças estatísticas. Em relação ao QBS encontrado em RP, embora não tenha

sido o valor mais alto apresentou os melhores valores de diversidade, riqueza de morfotipos e de Margalef (Figura 7B, Tabela 2). Sugerindo que essa estratégia favorece a biodiversidade edáfica e a manutenção dos processos ecológicos essenciais ao solo.

Isso está alinhado com os resultados de Menta et al., (2018), que aplicaram o índice QBS em diferentes contextos globais e observaram que áreas com menor interferência antrópica, como florestas naturais e zonas restauradas, tendem a apresentar valores significativamente mais elevados de QBS, indicando solos com maior diversidade funcional e estrutura ecológica adequada para o desenvolvimento da fauna do solo.

O Índice Eco-Morfológico adaptado (QBS-adapt), proposto por Parisi et al. (2005), permite avaliar a qualidade biológica do solo com base na abundância e sensibilidade de microartrópodes, sem depender da identificação taxonômica específica. Estudos como o de Machado et al., (2019) demonstraram que esse índice é sensível às variações sazonais e ao tipo de uso do solo, sendo mais elevado em áreas de floresta nativa, especialmente no inverno, devido ao maior teor de matéria orgânica na superfície, fator que favorece a diversidade funcional dos colêmbolos.

Complementando essa análise, os resultados de Santos et al., (2018) evidenciam que a diversidade morfológica de colêmbolos está diretamente relacionada às propriedades físicas e químicas do solo. Sistemas com maior cobertura vegetal e menor grau de perturbação, como florestas nativas e sistemas integrados, apresentaram maior riqueza de morfotipos e índices ecológicos, reforçando o papel dos colêmbolos como bioindicadores sensíveis da qualidade do solo.

Essas abordagens funcionais, como a morfotipagem e o uso do QBS, têm se mostrado eficazes e acessíveis para o monitoramento de sistemas de manejo e para o desenvolvimento de estratégias voltadas à conservação dos solos, conforme discutido por Coelho et al. (2021) e Baretta et al. (2008). Elas permitem uma avaliação ecológica robusta mesmo em contextos com limitações taxonômicas, destacando a relevância da fauna edáfica na sustentabilidade dos ecossistemas terrestres. Porém, assim como destacado no trabalho de Ortiz (2017) o índice QBS, embora seja uma análise de fácil interpretação e rápida, apresenta pequenas limitações, como o fato de demonstrar os mesmos resultados de abundância total de colêmbolos e diferir dos resultados encontrados através dos índices de diversidade que avaliam a estrutura da comunidade.

5 CONCLUSÃO

A estratégia de restauração passiva (RP) apresentou os maiores valores de diversidade, sem diferir significativamente do plantio em ilhas (PI). Para a riqueza de morfotipos e o índice de Margalef, RP apresentou valores significativamente superior em comparação às demais estratégias.

Em relação a influência das variações sazonais, foi verificada maior abundância de *Collembola* no outono. Para os demais índices ecológicos, não foram observadas diferenças estatisticamente significativas entre as estações do ano. A diferença entre a abundância durante as épocas de coleta foi essencial para verificar a importância de se realizar amostragens durante mais de uma época ao longo do ciclo anual, pois os recursos alimentares, temperatura e precipitação podem ter variabilidade e interferirem nos resultados.

Entre as estratégias avaliadas, a restauração passiva destacou-se por promover maior diversidade morfológica de colêmbolos, apresentando associação com a maioria dos morfotipos registrados e contemplando representantes dos três grupos ecomorfológicos. Destaca-se, ainda, o registro de morfotipos edáficos exclusivamente nessa estratégia, os quais são geralmente associados a ambientes mais conservados.

O índice de qualidade biológica do solo (QBS) apresentou o maior valor para a estratégia plantio em ilha (PI), seguida pela restauração passiva (RP), quando avaliado por meio de armadilhas de queda. Já pelo método do anel de inox, os maiores valores foram registrados para a restauração passiva (RP), seguida pelo plantio em linha (PL), sendo ambos os resultados fortemente influenciados pela abundância de colêmbolos.

Por fim, a análise dos resultados evidenciou a importância da restauração passiva (RP) no contexto do PAERC, uma unidade de conservação que, embora tenha passado pela remoção de *Pinus taeda*, ainda apresenta efeitos associados à invasão biológica. No contexto dessa unidade de conservação, a estratégia de restauração passiva destacou-se por sua efetividade, baixo custo e mínima necessidade de intervenção, configurando-se como uma alternativa de restauração promissora e comparável às demais estratégias que podem ser adotadas no PAERC.

REFERÊNCIAS

- ADHIKARI, K.; HARTEMINK, A. E. Linking soils to ecosystem services – a global review. **Geoderma**, v. 262, p. 101–111, 2016.
- ALBRECHT, A.; KANDJI, S. T. Carbon sequestration in tropical agroforestry systems. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 99, n. 1–3, p. 15–27, 2003.
- ALEXANDRE, D et al. Forest systems, soil fauna, and soil features: how field management change this relationship? **Acta Ambiental Catarinense**, v. 21, n. 1, 2024.
- ALEXANDRE, D et al. Landscape fragmentation impacts springtail community assembly in subtropical agroecosystems. **Applied Soil Ecology**, v. 207, 2025.
- ALMEIDA, R. de. **Manejo e recuperação de áreas degradadas**. Curitiba: Universidade Positivo, 2020.
- ALTIERI, M. A.; NICHOLLS, C. I. The adaptation and mitigation potential of traditional agriculture in a changing climate. **Climatic Change**, v. 140, n. 1, p. 33–45, 2017.
- ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.
- ANTHONY, M. A.; BENDER, S. F.; VAN DER HEIJDEN, M. G. A. Enumerating soil biodiversity. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 120, n. 33, p. e2304663120, 2023.
- AQUINO, A. M. et al. Amostragem da Mesofauna Edáfica utilizando Funis de Berlese-Tüllgren Modificado. **Embrapa**, p. 4, 2006.
- BARBOSA, F. C.; WEVERTHON; CARNEIRO JUNIOR, J. F.; COSTA, V. R. M.; RAMOS, M. O.; ALVES, H. L.; CELESTINO, K. R. S.; COGO, R. Recuperação ambiental de áreas degradadas pela mineração de ferro: uma revisão sobre técnicas e possibilidades. **Revista Científica FAMAP**, v. 2, n. 2, 2022.
- BARDGETT, R. D.; VAN DER PUTTEN, W. H. Belowground biodiversity and ecosystem functioning. **Nature**, v. 515, p. 505–511, 2014.
- BARDGETT, R. D.; WARDLE, D. A. **Aboveground-belowground linkages: biotic interactions, ecosystem processes, and global change**. Oxford: Oxford University Press, 2010.
- BARETTA, D.; BROWN, G. G.; CARDOSO, E. J. B. N. Potencial da macrofauna e outras variáveis edáficas como indicadores da qualidade do solo em áreas com *Araucaria angustifolia*. **Acta Zoológica Mexicana**, n. 2, p. 135–150, 2010.
- BARETTA, D. et al. Macrofauna edáfica e atributos físicos e químicos em sistemas de uso do solo no Planalto Catarinense. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, n. 6, p. 1562–1574, 2015.
- BARLOW, J. et al. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. **Nature**, v. 535, n. 7610, p. 144–147, 2016.

BARROS, E.; CURCIO, G.; ZACHOW, R. Collembola as bioindicators of restoration in mined areas in the Atlantic Forest Biome, Brazil. **Restoration Ecology**, v. 18, n. s1, p. 55–65, 2010.

BARROS, E. et al. Avaliação da qualidade do solo em sistemas agroflorestais utilizando o índice QBS. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 4, p. 1237–1244, 2010.

BECHARA, F. C.; TRES, D. R. Nucleation in tropical ecological restoration. **Scientia Agricola**, v. 67, n. 2, p. 244–250, 2010.

BECHARA, F. C. Espécies exóticas invasoras. In: RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. (Orgs.). **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: LERF/ESALQ, 2009. p. 49–56.

BECKER, N. D. et al. Organismos como bioindicadores da qualidade do solo. **Anais do Congresso Agrotec**, v. 1, p. 1–6, 2017.

BELLINGER, P. F.; CHRISTIANSEN, K. A.; JANSSENS, F. **Checklist of the Collembola of the World**. 1996–2015. Disponível em: <http://www.collembola.org>. Acesso em: 19 set. 2025.

BELLINI, B. C.; WEINER, W. M.; WINCK, B. R. Systematics, ecology and taxonomy of Collembola: introduction to the special issue. **Diversity**, v. 15, n. 2, p. 221, 2023.

BELLINI, B. C.; ZEPPELINI, D. Checklist dos Collembola (Arthropoda, Hexapoda) do Estado do Mato Grosso do Sul. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 99, p. 1–6, 2009.

BELLINI, B. C.; ZHANG, F.; SOUZA, P. G. C.; SANTOS-COSTA, R. C.; MEDEIROS, G. S.; GODEIRO, N. N. The evolution of Collembola higher taxa (Arthropoda, Hexapoda) based on mitogenome data. **Diversity**, Basel, v. 15, n. 1, p. 1–18, 2023.

BENDER, S. F.; WAGG, C.; VAN DER HEIJDEN, M. G. A. An underground revolution: biodiversity and soil ecological engineering for agricultural sustainability. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 31, n. 6, p. 440–452, 2016.

BERENDSEN, R. L.; PIETERSE, C. M. J.; BAKKER, P. A. H. M. The rhizosphere microbiome and plant health. **Trends in Plant Science**, v. 17, n. 8, p. 478–486, 2012.

BLACKBURN, T. M. et al. A proposed unified framework for biological invasions. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 26, n. 7, p. 333–339, 2011.

BOTTINELLI, N. et al. Why is the influence of soil macrofauna on soil structure only considered by soil ecologists? **Soil and Tillage Research**, v. 146, p. 118–124, 2015.

BRADY, N. C.; WEIL, R. R. **The Nature and Properties of Soils**. 15. ed. Harlow: Pearson, 2017.

BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. **Restauração florestal**. São Paulo: Oficina de Textos, 2015.

BRANCALION, P. H. S.; HOLL, K. D. Guidance for successful tree planting initiatives. **Journal of Applied Ecology**, v. 57, n. 12, p. 2349–2361, 2020.

BRANCALION, P. H. S. et al. Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de florestas tropicais biodiversas. **Revista Árvore**, v. 34, n. 3, p. 455–470, 2010.

BRASIL. Lei nº 5.106, de 2 de setembro de 1966. Institui o Programa de Incentivos Fiscais para a Florestação e Reflorestamento. **Diário Oficial da União**, Brasília, 1966. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/15106.htm>. Acesso em: 12 set. 2025.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. *Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa – PLANAVEG*. Brasília: MMA, 2017.

BRASIL. Santa Catarina. Decreto nº 1.871, de 27 de maio de 2004. Cria o Parque Estadual Rio Canoas e dá outras providências. **Diário Oficial do Estado de Santa Catarina**, Florianópolis, 2004.

CAMPOS, W. H. et al. Contribuição da fauna silvestre em projetos de restauração ecológica no Brasil. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 32, n. 72, p. 429–440, 2012.

CARVALHO, F. S. **Collembola (Arthropoda: Hexapoda) como bioindicadores da qualidade do solo em áreas de Caatinga com diferentes históricos de uso no Estado da Bahia**. 2012. Dissertação (Mestrado em Ciências Agrárias) – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Cruz das Almas.

CALMON, M. Restauração de florestas e paisagens em larga escala: o Brasil na liderança global. **Ciência e Cultura**, v. 73, n. 1, p. 40–43, 2021.

CARDOSO, E. J. B. N. et al. Biodiversidade do solo em agroecossistemas e paisagens rurais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, p. 1–20, 2013.

CASAL, T. **Processos ecológicos da regeneração natural e biota edáfica no Parque Estadual Rio Canoas**. 2022. Dissertação (Mestrado em Ecossistemas Agrícolas e Naturais) – Universidade Federal de Santa Catarina, Curitiba.

CHAZDON, R. L. **Second growth: the promise of tropical forest regeneration in an age of deforestation**. Chicago: University of Chicago Press, 2014.

CHASSAIN, M.; JOIMEL, S.; VIEUBLÉ GONOD, L. Soil fauna as bioindicators of soil quality and ecosystem services. **Applied Soil Ecology**, v. 190, p. 104832, 2023.

CHAUVAT, M.; ZAITSEV, A. S.; WOLTERS, V. Successional changes of Collembola and soil microbiota during forest rotation. **Oecologia**, v. 137, p. 269–276, 2003.

CHEN, Q. et al. Soil microorganisms: their role in enhancing crop nutrition and health. **Diversity**, v. 16, n. 12, p. 734, 2024.

CHENG, C. et al. Biodiversity increases resistance of grasslands against plant invasions under multiple environmental changes. **Nature Communications**, v. 15, n. 1, p. 4506, 2024.

COELHO, V. O. et al. Macrofauna edáfica como bioindicadora da qualidade do solo em diferentes sistemas de manejo. **Research, Society and Development**, v. 10, n. 6, p. e54210616118, 2021.

COLEMAN, D. C.; GEISEN, S.; WALL, D. H. Soil Fauna: Occurrence, Biodiversity, and Roles in Ecosystem Function. **Soil Microbiology, Ecology and Biochemistry**. [S.l.]: Elsevier, 2024. p. 131–159. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/B9780128229415000053>>. Acesso em: 27 ago. 2025.

COSTA JÚNIOR, J.; NOGUEIRA, C.; COIMBRA, L. Impacto ambiental em unidades de conservação ocasionado por espécies exóticas. **Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 9, n. 3, 2013.

CONVENÇÃO SOBRE DIVERSIDADE BIOLÓGICA. **Texto oficial da Convenção**. Rio de Janeiro: ECO-92, 1992. Disponível em: <https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/biodiversidade-e-biomas/biodiversidade1/convencao-sobre-diversidade-biologica>. Acesso em: 21 set. 2025.

DARWIN, C. **On the Origin of Species**. London: John Murray, 1859.

DA SILVA, C. D. D. et al. Diversity loss of epigeic Collembola after grassland conversion into Eucalyptus forestry in Brazilian Pampa domain. **Diversity**, v. 14, n. 6, p. 490, 2022.

D'HAESE, C. A. Morphological trends and host associations in Neelipleona (Collembola). **Pedobiologia**, v. 47, n. 5–6, p. 479–491, 2003.

DEAN, W. A. **A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira**. São Paulo: Companhia das Letras, 1996.

DELAVAUX, C. S. et al. Native diversity buffers against severity of non-native tree invasions. **Nature**, v. 621, n. 7980, p. 773–781, 28 set. 2023.

DERENGOSKI, L. S. et al. Macrofauna edáfica como bioindicadora da qualidade do solo em áreas em processo de restauração florestal. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v. 21, n. 1, p. 1–10, 2022.

DEXTER, A. R. Soil physical quality: Part I. Theory, effects of soil texture, and organic matter, and effects on root growth. **Soil & Tillage Research**, v. 79, p. 185–197, 2004.

DIAS, D. S.; LIMA, R. W. S.; SILVA, C. A. R.; SANTOS, É. M. C.; GOMES, D. L.; ARAÚJO, K. D. Composição da mesofauna edáfica em três ambientes: conservado, em transição e alterado, Mata Atlântica, Brasil. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 15, n. 2, p. 736–749, 2022.

DÍAZ, S. et al. Pervasive human-driven decline of life on Earth points to the need for transformative change. **Science**, v. 366, n. 6471, p. eaax3100, 2019.

DIDHAM, R. K.; TYLIANAKIS, J. M.; HUTCHISON, M. A.; EWERS, R. M.; GEMMELL, N. J. Are invasive species the drivers of ecological change? *Trends in Ecology & Evolution*, v. 20, n. 9, p. 470–474, 2005.

DOU, F. et al. Soil microbial community and enzyme activities in response to vegetation restoration in a degraded ecosystem. **Ecological Engineering**, v. 136, p. 1–10, 2019.

DOS SANTOS, M. A. B. et al. Diversidade morfológica de colêmbolos em diferentes sistemas de uso do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 42, e0170277, 2018.

DUNCAN, R. P.; WILLIAMS, P. A. Darwin's naturalization hypothesis challenged. **Nature**, v. 417, n. 6889, p. 608–609, 2002.

ELTON, C. S. *The ecology of invasions by animals and plants*. London: Methuen, 1958.

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 3. ed. Brasília, DF: Embrapa Solos, 2004.

FALKOWSKI, P. G.; FENCHEL, T.; DELONG, E. F. The microbial engines that drive Earth's biogeochemical cycles. **Science**, v. 320, n. 5879, p. 1034–1039, 2008.

FAO. **Global Forest Resources Assessment**. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2020. Disponível em: <<https://www.fao.org/forest-resources-assessment>>. Acesso em: 12 set. 2025.

FAO; ITPS. **Status of the World's Soil Resources (SWSR)**. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2015.

FOCKINK, G. D. et al. Influence of acículas deposition on natural regeneration in sub-woods of *Pinus taeda* L. forest stand. **Floresta**, v. 50, n. 1, p. 1071, 2019.

GARCÍA, Y. et al. Invasive and non-invasive congeners show similar trait shifts between their same native and non-native ranges. **PLoS ONE**, v. 8, n. 12, p. e82281, 2013.

GARDI, C. et al. Soil quality indicators and biodiversity in Northern Italian permanent grasslands. **European Journal of Soil Biology**, v. 38, n. 1, p. 103–110, 2002.

GUARIGUATA, M. R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, v. 148, n. 1–3, p. 185–206, 2001.

HOLMSTRUP, M. Screening of cold tolerance in fifteen springtail species. **Journal of Thermal Biology**, v. 77, p. 1–6, 2018.

HOPKIN, S. P. **Biology of the Springtails**. [S.l.]: Oxford University PressOxford, 1997. Disponível em: <<https://academic.oup.com/book/54269>>. Acesso em: 26 ago. 2025.

IMA – INSTITUTO DO MEIO AMBIENTE DE SANTA CATARINA. **Plano de manejo do Parque Estadual Rio Canoas**. Florianópolis: IMA, 2007.

INDÚSTRIA BRASILEIRA DE ÁRVORES – IBÁ. **Relatório anual 2019**. Brasília: IBÁ, 2019. Disponível em: <https://iba.org/wp-content/uploads/2025/09/iba-relatorioanual2019-1.pdf>. Acesso em: 6 nov. 2025.

IPBES – INTERGOVERNMENTAL SCIENCE-POLICY PLATFORM ON BIODIVERSITY AND ECOSYSTEM SERVICES. **Global assessment report on biodiversity and ecosystem services**. Bonn: IPBES Secretariat, 2019.

IPCC – INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Climate change 2014: mitigation of climate change**. Cambridge: Cambridge University Press, 2015.

KAGEYAMA, P. Y.; CASTRO, C. F. A. Política florestal e reflorestamento no Brasil. **IPEF Série Técnica**, v. 5, p. 1–17, 1989.

KARLEN, D. L.; MAUSBACH, M. J.; DORAN, J. W.; CLINE, R. G.; HARRIS, R. F.; SCHUMAN, G. E. Soil quality: a concept, definition, and framework for evaluation. **Soil Science Society of America Journal**, v. 61, p. 4–10, 1997.

KENIS, M. et al. Ecological Effects of Invasive Alien Insects. **Biological Invasions**, v. 11, n. 1, p. 21–45, jan. 2009.

KRISKA, G. Springtails – Collembola. In: KRISKA, G. **Freshwater Invertebrates in Central Europe**. Vienna: Springer Vienna, 2013. p. 162–163. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/978-3-7091-1547-3_13>. Acesso em: 27 ago. 2025.

LAL, R. Soil Carbon Sequestration Impacts on Global Climate Change and Food Security. **Science**, v. 304, n. 5677, p. 1623–1627, 11 jun. 2004.

LAURANCE, W. F.; COCHRANE, M. A.; BERGEN, S.; FEARNSIDE, P. M.; DELAMONICA, P.; BARBER, C.; D'ANGELO, S.; FERNANDES, T. The future of the Brazilian Amazon. **Science**, v. 291, n. 5503, p. 438–439, 2001.

LAVELLE, P. et al. Soil invertebrates and ecosystem services. **European Journal of Soil Biology**, v. 42, supl. 1, p. S3–S15, 2006.

LAVELLE, P.; SPAIN, A. V. **Soil Ecology**. Dordrecht: Springer, 2001.

LEVINE, J. M. Species diversity and biological invasions: relating local process to community pattern. **Science**, v. 288, n. 5467, p. 852–854, 2000.

LEWINSOHN, T. M.; PRADO, P. I. How Many Species Are There in Brazil? **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 619–624, jun. 2005.

LIMA, W. P. Impactos ambientais do cultivo de eucalipto. **IPEF Série Técnica**, v. 32, p. 1–15, 1996.

LINDBERG, N.; BENGTSSON, J. Population responses of Oribatid mites and Collembolans after drought. **Applied Soil Ecology**, v. 28, n. 2, p. 163–174, 2006.

LOCKWOOD, J. L.; CASSEY, P.; BLACKBURN, T. The Role of Propagule Pressure in Explaining Species Invasions. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 20, n. 5, p. 223–228, maio 2005.

MACHADO, J. S. **Diversidade morfológica de colêmbolos (Hexapoda: Collembola) em sistemas de manejo do solo**. 2015. 90 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2015.

MACHADO, J. S.; OLIVEIRA FILHO, L. C. I.; SANTOS, J. C. P.; PAULINO, A. T.; BARETTA, D. Diversidade morfológica de colêmbolos (Hexapoda: Collembola) como

bioindicadores da qualidade do solo em sistemas de uso da terra. **Biota Neotropica**, v. 19, n. 3, e20180720, 2019.

MACK, R. N. et al. BIOTIC INVASIONS: CAUSES, EPIDEMIOLOGY, GLOBAL CONSEQUENCES, AND CONTROL. **Ecological Applications**, v. 10, n. 3, p. 689–710, jun. 2000.

MALMSTRÖM, A. Life-history traits predict recovery patterns in Collembola species after fire: A 10 year study. **Applied Soil Ecology**, v. 56, p. 35–42, 2012.

MARTINS, A. M.; GUTJAHR, A. L. N.; BRAGA, C. E. S. Caracterização da fauna de Collembola em diferentes formações vegetais no município de Santa Bárbara, estado do Pará, Brasil. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi - Ciências Naturais**, v. 15, n. 2, p. 393–407, 26 ago. 2020.

MARTINS, S. V. **Restauração florestal: princípios, práticas e perspectivas**. Viçosa, MG: Editora UFV, 2020.

MCDONALD, T. et al. **International standards for the practice of ecological restoration – including principles and key concepts**. Washington, DC: Society for Ecological Restoration, 2016.

MEA – MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and human well-being: biodiversity synthesis**. Washington, DC: World Resources Institute, 2005.

MELO, F. V. de et al. **A importância da meso e macrofauna do solo na fertilidade e como bioindicadores**. Colombo: Embrapa Florestas, 2009. (Documentos, 155). Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/428233/a-importancia-da-meso-e-macrofauna-do-solo-na-fertilidade-e-como-bioindicadores>. Acesso em: 19 set. 2025.

MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa – PLANAVEG**. Brasília: MMA, 2017.

MENTA, C. et al. Soil Biological Quality Index (QBS-Ar): 15 Years of Application at Global Scale. **Ecological Indicators**, v. 85, p. 773–780, fev. 2018.

MENTA, C.; REMELLI, S. Soil Health and Arthropods: From Complex System to Worthwhile Investigation. **Insects**, v. 11, n. 1, p. 54, 16 jan. 2020.

MONTGOMERY, D. R. **Dirt: The Erosion of Civilizations**. Berkeley: University of California Press, 2007.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O.; CARNEIRO, M. A. C. **Microbiologia e qualidade do solo**. 3. ed. Lavras: UFLA, 2023.

NAIR, P. K. R.; GARRITY, D. **Agroforestry – The Future of Global Land Uses**. Dordrecht: Springer, 2012.

NEPSTAD, D. et al. Slowing Amazon Deforestation through Public Policy and Interventions in Beef and Soy Supply Chains. **Science**, v. 344, n. 6188, p. 1118–1123, 6 jun. 2014.

OLIVEIRA FILHO, L. C. I.; BARETTA, D. Por que devemos nos importar com os colêmbolos edáficos? **Scientia Agraria**, v. 17, n. 2, p. 21, 20 dez. 2016.

ORTIZ, D. C. **Diversidade de Collembola em sistemas florestais e agrícolas no sul de Santa Catarina**. 2017. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages.

ORTIZ, D. C. et al. Diversity of springtails (Collembola) in agricultural and forest systems in Southern Santa Catarina. **Biota Neotropica**, v. 19, n. 3, e20180720, 2019.

PARISI, V.; MENTA, C.; GARDI, C.; JACOMINI, C.; MOZZANICA, E. Microarthropod communities as a tool to assess soil quality and biodiversity: a new approach in Italy. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 105, n. 1–2, p. 323–333, 2005.

PASCUAL, U. et al. The value of soil biodiversity for ecosystem services. **Ecosystem Services**, v. 15, p. 11–18, 2015.

PETERSEN, H. General aspects of collembolan ecology at the turn of the millennium. **Pedobiologia**, v. 46, n. 3–4, p. 246–260, 2002.

PEY, B. et al. A thesaurus for soil invertebrate trait-based approaches. **PLoS ONE**, v. 9, n. 10, p. e108985, 2014.

PONGE, J. et al. Decreased Biodiversity in Soil Springtail Communities: The Importance of Dispersal and Landuse History in Heterogeneous Landscapes. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 38, n. 5, p. 1158–1161, maio 2006.

POLLIERER, M. M.; SCHEU, S. Driving factors and temporal fluctuation of Collembola communities and reproductive mode across forest types and regions. **Ecology and Evolution**, v. 7, n. 13, p. 4896–4905, 2017.

POMPEO, P. N. et al. **Biodiversidade de invertebrados e sua relação com atributos edáficos, usos do solo e composição da paisagem em Santa Catarina**. 2020. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages.

POORTER, L. et al. Biomass Resilience of Neotropical Secondary Forests. **Nature**, v. 530, n. 7589, p. 211–214, fev. 2016.

PRADO, R. B. et al. Current overview and potential applications of the soil ecosystem services approach in Brazil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 9, p. 1021–1038, set. 2016.

PYŠEK, P.; RICHARDSON, D. M. The biogeography of naturalization in alien plants. **Journal of Biogeography**, v. 33, n. 12, p. 2040–2050, 2006.

QIAO, Z. et al. Land-use change reshapes communities and guild structure of Collembola across a wide geographic range of the temperate zone. **Applied Soil Ecology**, v. 209, p. 106036, 2025.

REICOSKY, D. (Org.). **Managing Soil Health for Sustainable Agriculture Volume 1**. 0. ed. [S.l.]: Burleigh Dodds Science Publishing, 2018. Disponível em: <<https://www.taylorfrancis.com/books/9781786761910>>. Acesso em: 27 ago. 2025.

REIS, A.; BECHARA, F. C.; TRES, D. R. Nucleation in tropical ecological restoration. **Scientia Agricola**, v. 67, n. 2, p. 244–250, abr. 2010.

REIS, A. et al. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. **Natureza & Conservação**. v.1, n.1, p. 28-36, 2003.

RICARDO, B. H.; SIMINSKI, A.; REIS, M. S. Invasive alien species in protected areas: the dynamics of *Pinus taeda*, Rio Canoas State Park Can. J. For. Res. Vol. 52, **Species**. Brazil, 2022.

RICHARDSON, D. M. et al. A compendium of essential concepts and terminology in invasion ecology. In: RICHARDSON, D. M. (Ed.). **Fifty Years of Invasion Ecology: The Legacy of Charles Elton**. Oxford: Wiley-Blackwell, 2011. p. 409–420.

RICHARDSON, D. M. Forestry trees as invasive aliens. **Conservation Biology**, v. 12, n. 1, p. 18–26, 1998.

RICHARDSON, D. M.; PYŠEK, P. Naturalization of Introduced Plants: Ecological Drivers of Biogeographical Patterns. **New Phytologist**, v. 196, n. 2, p. 383–396, out. 2012.

RICHARDSON, D. M.; PYŠEK, P.; REJMÁNEK, M.; BARBOUR, M. G.; PANTETTA, F. D.; WEST, C. J. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. **Diversity and Distributions**, v. 6, p. 93–107, 2000.

ROBINSON, S. J. B. et al. Factors influencing early secondary succession and ecosystem carbon stocks in Brazilian Atlantic Forest. **Biodiversity and Conservation**, v. 24, p. 2273–2291, 2015.

RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: LERF/ESALQ/USP; Instituto BioAtlântica, 2009. 112 p.

RUSEK, J. Ecology of Collembola. In: **Third International Seminar on Apterygota**, Siena, Italy, 1989. p. 271–281.

SALMON, S. et al. Linking species, traits and habitat characteristics of Collembola at European scale. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 75, p. 73–85, 2014.

SANTOS, M. A. B.; OLIVEIRA FILHO, L. C. I.; POMPEO, P. N.; ORTIZ, D. C.; MAFRA, A. L.; KLAUBERG FILHO, O.; BARETTA, D. Morphological diversity of springtails in land use systems. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 42, e0170277, 2018.

SCHROTH, G.; DA MOTA, M. S. **Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes**. Washington, DC: Island Press, 2013.

SHIMIZU, J. Y. **Pinus na silvicultura brasileira**. Colombo: Embrapa Florestas, 2020. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/315381/pinus-na-silvicultura-brasileira>. Acesso em: 6 nov. 2025.

SILVA, A. B. da. **Fauna do solo como bioindicadora de restauração ecológica após retirada de *Pinus taeda* L em Unidade de Conservação**. 2024. Dissertação (Mestrado em Ecossistemas Agrícolas e Naturais) – Universidade Federal de Santa Catarina, Curitibanos.

SILVA, J. C.; KUBIAK, K. L.; ZARZICKI, L. F. W.; DONAZZOLO, J.; TESSARO, D. Morphological diversity of springtails in agroforests systems in the southwest of Paraná. **Research, Society and Development**, v. 9, n. 6, e184963606, 2020.

SIMBERLOFF, D. The Role of Propagule Pressure in Biological Invasions. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 40, n. 1, p. 81–102, 1 dez. 2009.

SOUSA, J. P. et al. Effects of Land-Use on Collembola Diversity Patterns in a Mediterranean Landscape. **Pedobiologia**, v. 48, n. 5–6, p. 609–622, dez. 2004.

SOUSA, J. P. et al. Soil fauna and functions across Europe: biodiversity and ecosystem services. **European Journal of Soil Biology**, v. 42, Suppl. 1, p. S33–S39, 2006.

SOUZA, S. T.; CASSOL, P. C.; BARETTA, D.; BARTZ, M. L. C.; KLAUBERG FILHO, O.; MAFRA, A. L.; ROSA, M. G. Abundance and diversity of soil macrofauna in native forest, Eucalyptus plantations, perennial pasture, integrated crop-livestock, and no-tillage cropping. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 40, e0150248, 2016.

SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION INTERNATIONAL. **The SER International Primer on Ecological Restoration**. Tucson: SER, 2004. 16 p.

STRASSBURG, B. B. N. et al. Global Priority Areas for Ecosystem Restoration. **Nature**, v. 586, n. 7831, p. 724–729, 29 out. 2020.

SMITH, P. et al. Biogeochemical Cycles and Biodiversity as Key Drivers of Ecosystem Services Provided by Soils. **SOIL**, v. 1, n. 2, p. 665–685, 19 nov. 2015.

SU, N.-Y. How to Become a Successful Invader[§]. **Florida Entomologist**, v. 96, n. 3, p. 765–769, set. 2013.

SWIFT, M. J.; HEAL, O. W.; ANDERSON, J. M. **Decomposition in Terrestrial Ecosystems**. Berkeley: University of California Press, 1979.

TIMOFEEVA, A. M.; GALYAMOVA, M. R.; SEDYKH, S. E. Plant growth-promoting bacteria of soil: designing of consortia beneficial for crop production. **Microorganisms**, v. 11, n. 12, p. 2864, 2023.

TRENTIN, B. E. et al. Restauração florestal na Mata Atlântica: passiva, nucleação e plantio de alta diversidade. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 1, p. 160–174, jan./mar. 2018.

VAN DER HEIJDEN, M. G. A.; BARDGETT, R. D.; VAN STRAALLEN, N. M. The unseen majority: soil microbes as drivers of plant diversity and productivity in terrestrial ecosystems. **Ecology Letters**, v. 11, n. 3, p. 296–310, 2008.

VELDKAMP, E. et al. Deforestation and Reforestation Impacts on Soils in the Tropics. **Nature Reviews Earth & Environment**, v. 1, n. 11, p. 590–605, 15 set. 2020.

VEZZANI, F. M.; MIELNICZUK, J. Uma visão sobre qualidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, n. 4, p. 743–755, 2009.

VIVIAN, M. A. et al. Qualidade das madeiras de Pinus taeda e Pinus sylvestris para a produção de polpa celulósica kraf. **Scientia Forestalis**, v. 43, n. 105, p. 183–191, 2015.

WALL, D. H.; NIELSEN, U. N.; SIX, J. Soil Biodiversity and Human Health. **Nature**, v. 528, n. 7580, p. 69–76, dez. 2015.

WILSON, E. O. (Ed.). **Biodiversity**. Washington, D.C.: National Academy Press, 1988.

WINCK, G. R. Collembola como bioindicadores da qualidade do solo em sistemas agroflorestais. **Revista Árvore**, v. 40, n. 2, p. 243–252, 2016.

YOUNG, S. L.; KIMBALL, S.; NOVAK, S. J. Invasion of Plant Communities. In: CLEMENTS, D. R. et al. (Org.). . **Global Plant Invasions**. Cham: Springer International Publishing, 2022. p. 29–51. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/978-3-030-89684-3_2>. Acesso em: 26 ago. 2025.

ZEPPELINI, D.F.; BELLINI, B.C. **Introdução ao estudo dos Collembola**. João Pessoa: Editora da UFPB, 2004. 82 p.

ZENNI, R. D.; SIMBERLOFF, D. Number of Source Populations as a Potential Driver of Pine Invasions in Brazil. **Biological Invasions**, v. 15, n. 7, p. 1623–1639, jul. 2013.

ZENNI, R. D.; ZILLER, S. R. An Overview of Invasive Plants in Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 34, n. 3, p. 431–446, set. 2011.

ANEXO A

Anexo A – Traços morfológicos dos colêmbolos, categorias formadas de morfotipos e ocorrência nas coletas. (Continua)

Valor eco-morfológico parcial					EMI final	Grupo eco-morfológico	Morfotipo	Coletado
Ocelos	Antenas	Fúrcula	Pelos/ escamas	Pigmentação				
0-4	0-2-4	0-2-4	0-4	0-2-4				
4	4	4	4	4	20	Edáfico	Ed 1	X
4	4	4	4	2	18	Edáfico	Ed 2	
4	4	2	4	4	18	Edáfico	Ed 3	
4	2	4	4	4	18	Edáfico	Ed 4	
4	4	4	4	0	16	Edáfico	Ed 5	
4	4	4	0	4	16	Edáfico	Ed 6	
4	4	2	4	2	16	Edáfico	Ed 7	
4	4	0	4	4	16	Edáfico	Ed 8	
4	2	4	4	2	16	Edáfico	Ed 9	
4	2	2	4	4	16	Edáfico	Ed 10	
4	0	4	4	4	16	Edáfico	Ed 11	
0	4	4	4	4	16	Edáfico	Ed 12	
4	4	4	0	2	14	Edáfico	Ed 13	
4	4	2	4	0	14	Edáfico	Ed 14	
4	4	2	0	4	14	Edáfico	Ed 15	
4	4	0	4	2	14	Edáfico	Ed 16	
4	2	4	4	0	14	Edáfico	Ed 17	
4	2	4	0	4	14	Edáfico	Ed 18	
4	2	2	4	2	14	Edáfico	Ed 19	
4	2	0	4	4	14	Edáfico	Ed 20	
4	0	4	4	2	14	Edáfico	Ed 21	
4	0	2	4	4	14	Edáfico	Ed 22	
0	4	4	4	2	14	Edáfico	Ed 23	
0	4	2	4	4	14	Edáfico	Ed 24	
0	2	4	4	4	14	Edáfico	Ed 25	
4	4	4	0	0	12	Hemiedáfico	H 1	X
4	4	2	0	2	12	Hemiedáfico	H 2	
4	4	0	4	0	12	Hemiedáfico	H 3	
4	4	0	0	4	12	Hemiedáfico	H 4	
4	2	4	0	2	12	Hemiedáfico	H 5	
4	2	2	4	0	12	Hemiedáfico	H 6	
4	2	2	0	4	12	Hemiedáfico	H 7	
4	2	0	4	2	12	Hemiedáfico	H 8	
4	0	4	4	0	12	Hemiedáfico	H 9	
4	0	4	0	4	12	Hemiedáfico	H 10	
4	0	2	4	2	12	Hemiedáfico	H 11	
4	0	0	4	4	12	Hemiedáfico	H 12	
0	4	4	4	0	12	Hemiedáfico	H 13	
0	4	4	0	4	12	Hemiedáfico	H 14	
0	4	2	4	2	12	Hemiedáfico	H 15	
0	4	0	4	4	12	Hemiedáfico	H 16	

Fonte: Oliveira Filho et al. 2016.

Anexo A – Traços morfológicos dos colêmbolos, categorias formadas de morfotipos e ocorrência nas coletas. (Continuação)

Valor eco-morfológico parcial					EMI final	Grupo eco-morfológico	Morfotipo	Coletado
Ocelos	Antenas	Fúrcula	Pelos/ escamas	Pigmentação				
0-4	0-2-4	0-2-4	0-4	0-2-4				
0	2	4	4	2	12	Hemiedáfico	H 17	
0	2	2	4	4	12	Hemiedáfico	H 18	
0	0	4	4	4	12	Hemiedáfico	H 19	
4	4	2	0	0	10	Hemiedáfico	H 20	
4	4	0	0	2	10	Hemiedáfico	H 21	
4	2	4	0	0	10	Hemiedáfico	H 22	
4	2	2	0	2	10	Hemiedáfico	H 23	
4	2	0	4	0	10	Hemiedáfico	H 24	
4	2	0	0	4	10	Hemiedáfico	H 25	
4	0	4	0	2	10	Hemiedáfico	H 26	
4	0	2	4	0	10	Hemiedáfico	H 27	
4	0	2	0	4	10	Hemiedáfico	H 28	
4	0	0	4	2	10	Hemiedáfico	H 29	
0	4	4	0	2	10	Hemiedáfico	H 30	X
0	4	2	4	0	10	Hemiedáfico	H 31	
0	4	2	0	4	10	Hemiedáfico	H 32	
0	4	0	4	2	10	Hemiedáfico	H 33	X
0	2	4	4	0	10	Hemiedáfico	H 34	
0	2	4	0	4	10	Hemiedáfico	H 35	
0	2	2	4	2	10	Hemiedáfico	H 36	
0	2	0	4	4	10	Hemiedáfico	H 37	
0	0	4	4	2	10	Hemiedáfico	H 38	
0	0	2	4	4	10	Hemiedáfico	H 39	
4	4	0	0	0	8	Hemiedáfico	H 40	
4	2	2	0	0	8	Hemiedáfico	H 41	
4	2	0	0	2	8	Hemiedáfico	H 42	
4	0	4	0	0	8	Hemiedáfico	H 43	
4	0	2	0	2	8	Hemiedáfico	H 44	
4	0	0	4	0	8	Hemiedáfico	H 45	
4	0	0	0	4	8	Hemiedáfico	H 46	
0	4	4	0	0	8	Hemiedáfico	H 47	X
0	4	2	0	2	8	Hemiedáfico	H 48	
0	4	0	4	0	8	Hemiedáfico	H 49	
0	4	0	0	4	8	Hemiedáfico	H 50	X
0	2	4	0	2	8	Hemiedáfico	H 51	
0	2	2	4	0	8	Hemiedáfico	H 52	
0	2	2	0	4	8	Hemiedáfico	H 53	X
0	2	0	4	2	8	Hemiedáfico	H 54	X
0	0	4	4	0	8	Hemiedáfico	H 55	X
0	0	4	0	4	8	Hemiedáfico	H 56	
0	0	2	4	2	8	Hemiedáfico	H 57	
0	0	0	4	4	8	Hemiedáfico	H 58	
4	2	0	0	0	6	Epígeo	Ep 1	
4	0	2	0	0	6	Epígeo	Ep 2	

Fonte: Oliveira Filho et al. 2016.

Anexo A – Traços morfológicos dos colêmbolos, categorias formadas de morfotipos e ocorrência nas coletas. (Conclusão)

Valor eco-morfológico parcial					EMI final	Grupo eco-morfológico	Morfotipo	Coletado
Ocelos	Antenas	Fúrcula	Pelos/ escamas	Pigmentação				
0-4	0-2-4	0-2-4	0-4	0-2-4				
4	0	0	0	2	6	Epígeo	Ep 3	
0	4	2	0	0	6	Epígeo	Ep 4	X
0	4	0	0	2	6	Epígeo	Ep 5	X
0	2	4	0	0	6	Epígeo	Ep 6	X
0	2	2	0	2	6	Epígeo	Ep 7	
0	2	0	4	0	6	Epígeo	Ep 8	
0	2	0	0	4	6	Epígeo	Ep 9	X
0	0	4	0	2	6	Epígeo	Ep 10	
0	0	2	4	0	6	Epígeo	Ep 11	
0	0	2	0	4	6	Epígeo	Ep 12	
0	0	0	4	2	6	Epígeo	Ep 13	
4	0	0	0	0	4	Epígeo	Ep 14	
0	4	0	0	0	4	Epígeo	Ep 15	X
0	2	2	0	0	4	Epígeo	Ep 16	X
0	2	0	0	2	4	Epígeo	Ep 17	X
0	0	4	0	0	4	Epígeo	Ep 18	X
0	0	2	0	2	4	Epígeo	Ep 19	
0	0	0	4	0	4	Epígeo	Ep 20	
0	0	0	0	4	4	Epígeo	Ep 21	
0	2	0	0	0	2	Epígeo	Ep 22	X
0	0	2	0	0	2	Epígeo	Ep 23	X
0	0	0	0	2	2	Epígeo	Ep 24	X
0	0	0	0	0	0	Epígeo	Ep 25	X

Fonte: Oliveira Filho et al. 2016.

ANEXO B

Anexo B - Espécies nativas plantadas nos tratamentos PL (Plantio de mudas nativas em linha) e PI (Plantio de mudas nativas em ilhas de biodiversidade), na área de pesquisa no Parque Estadual do Rio Canoas, Município Campos Novos, SC.

Espécies	Grupo ecológico	Quantidade por parcela
Angico (<i>Parapiptadenia rigida</i> Benth.)	P/SI	24
Araçá-amarelo (<i>Psidium</i> sp.)	ST	15
Araçá-vermelho (<i>Psidium</i> sp.)	ST	15
Araucária (<i>Araucaria angustifolia</i> Bertol.)	P/SI	30
Aroeira-do-campo (<i>Schinus</i> sp.)	P/SI	20
Aroeira-salsa (<i>Schinus molle</i> L.)	P/SI	20
Aroeira-vermelha (<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi)	P/SI	30
Bracatinga (<i>Mimosa scabrella</i> Benth.)	P/SI	80
Butiá (<i>Butia</i> sp.)	ST	15
Cedro (<i>Cedrela fissilis</i> Vell.)	P/SI	60
Cerejeira (<i>Eugenia involucrata</i> DC.)	ST	15
Goiaba-serrana (<i>Acca sellowiana</i> O. Berg)	ST	15
Guabiju (<i>Myrcianthes pungens</i> O. Berg)	ST	15
Guabiroba (<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O. Berg)	ST	15
Ingá-feijão (<i>Inga marginata</i> Willd.)	P/SI	30
Ipê-amarelo (<i>Handroanthus albus</i> (Cham.) Mattos)	ST	15
Pitanga (<i>Eugenia uniflora</i> L.)	ST	15
Rabo-de-bugio (<i>Lonchocarpus campestris</i> Mart. ex Benth.)	P/SI	20
Tarumã (<i>Vitex montevidensis</i> Cham.)	P/SI	20
Uvaia (<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.)	ST	14
Total		483 indivíduos

P/SI: Primária/Secundária Inicial; ST: Secundária Tardia.

Fonte: Silva, 2024.