

UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA

**Avaliação e monitoramento de áreas em restauração ecológica em zonas de
transição entre os biomas Pampa e Mata Atlântica no estado do Rio Grande do
Sul**

Maiara Resende Araújo
Magister Scientiae

**VIÇOSA - MINAS GERAIS
2025**

MAIARA RESENDE ARAÚJO

Avaliação e monitoramento de áreas em restauração ecológica em zonas de transição entre os biomas Pampa e Mata Atlântica no estado do Rio Grande do Sul

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

Orientador: Sebastiao Venancio Martins

**VIÇOSA - MINAS GERAIS
2025**

**Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Campus Viçosa**

T

A663a
2025

Araújo, Maiara Resende, 1999-

Avaliação e monitoramento de áreas em restauração ecológica em zonas de transição entre os biomas Pampa e Mata Atlântica no estado do Rio Grande do Sul / Maiara Resende Araújo. – Viçosa, MG, 2025.

1 dissertação eletrônica (83 f.): il. (algumas color.).

Orientador: Sebastião Venâncio Martins.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa, Departamento de Engenharia Florestal, 2025.

Inclui bibliografia.

DOI: <https://doi.org/10.47328/ufvbbt.2025.723>

Modo de acesso: World Wide Web.

1. Recuperação ecológica - Pampas (Rio Grande do Sul).
2. Recuperação ecológica - Rio Grande do Sul - Mata Atlântica.
3. Bancos de sementes - Rio Grande do Sul. I. Martins, Sebastião Venâncio, 1965-. II. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Engenharia Florestal. Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal. III. Título.

CDD 22. ed. 577.098165

MAIARA RESENDE ARAÚJO

Avaliação e monitoramento de áreas em restauração ecológica em zonas de transição entre os biomas Pampa e Mata Atlântica no estado do Rio Grande do Sul

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 4 de agosto de 2025.

Assentimento:

Maiara Resende Araújo
Autora

Sebastiao Venancio Martins
Orientador

Essa dissertação foi assinada digitalmente pela autora em 11/11/2025 às 15:17:39 e pelo orientador em 02/12/2025 às 15:47:27. As assinaturas têm validade legal, conforme o disposto na Medida Provisória 2.200-2/2001 e na Resolução nº 37/2012 do CONARQ. Para conferir a autenticidade, acesse <https://siadoc.ufv.br/validar-documento>. No campo 'Código de registro', informe o código **9RWQ.AZMV.XM9U** e clique no botão 'Validar documento'.

Dedico este trabalho à minha irmãzinha, Ana Clara, que, com seu sorriso, me deu
forças para enfrentar qualquer batalha.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente aos meus pais, Fernando e Patrícia, por todo apoio, cuidado e por sempre terem feito o possível e o impossível para que eu pudesse manter os meus estudos. Aos meus irmãos, João Pedro e Ana Clara por sempre terem acreditado em mim e confiado no meu potencial. Se hoje eu cheguei até aqui, foi por causa de vocês.

À minha noiva, Andressa de Oliveira, por sempre ter apoiado os meus sonhos, por sempre estar ao meu lado, independentemente da situação (ou da localização geográfica). Obrigada por acreditar em mim e nunca ter me deixado desistir. Eu te amo.

Ao meu orientador, professor Sebastião Venâncio, pelas orientações, confiança e principalmente pela oportunidade de pesquisa no meu local de origem.

À minha co-orientadora, Paula Kettenhuber, por toda disponibilidade, orientações, conselhos e incentivos. Obrigada por ter me auxiliado em cada etapa deste trabalho.

À empresa CMPC pelo apoio financeiro e estrutural para a realização da pesquisa.

Ao Elias Frank pelo apoio logístico. Ao Vinícius Tolfo pela disponibilidade e auxílio no viveiro e nas coletas a campo.

À minha colega de pós-graduação, Ingrid Bianca, por ter enfrentado comigo todos os desafios de estar longe de casa e por ter me ajudado inúmeras vezes durante esses 2 anos.

À Universidade Federal de Viçosa pela oportunidade de participar do Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal e aprimorar os meus conhecimentos.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES pela concessão da bolsa de mestrado.

A todos os meus familiares e amigos que contribuíram de alguma forma para que eu pudesse realizar este trabalho.

Este trabalho foi realizado com o apoio das seguintes agências de pesquisa brasileiras: Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) e Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).

RESUMO

ARAÚJO, Maiara Resende, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, agosto de 2025. **Avaliação e monitoramento de áreas em restauração ecológica em zonas de transição entre os biomas Pampa e Mata Atlântica no estado do Rio Grande do Sul.** Orientador: Sebastiao Venancio Martins.

O objetivo do presente estudo foi avaliar e monitorar áreas em processo de restauração ecológica em zonas de transição entre os biomas Pampa e Mata Atlântica, no estado do Rio Grande do Sul. O estudo integrou diferentes abordagens metodológicas, incluindo a análise da regeneração natural, o monitoramento do banco de sementes do solo e a proposição de um método de diagnóstico ambiental rápido. Foram conduzidos experimentos em áreas submetidas a diferentes metodologias de restauração, com avaliações de composição florística, diversidade, estrutura fitossociológica e cobertura do solo. Também foi analisado o banco de sementes como bioindicador da resiliência ecológica e do potencial de sucessão vegetal. Os resultados mostraram que todas as técnicas de nucleação testadas foram eficientes na recomposição inicial da vegetação e na proteção do solo, embora tenham diferido quanto à diversidade e equabilidade de espécies. O banco de sementes revelou predominância de espécies pioneiras, além da presença de invasoras, reforçando a necessidade de manejo contínuo e de enriquecimento com espécies secundárias. O diagnóstico rápido demonstrou aplicabilidade prática para subsidiar decisões em projetos de restauração, sobretudo em áreas extensas ou com restrição de tempo. Conclui-se que a restauração em ecótonos entre Pampa e Mata Atlântica requer estratégias adaptativas e complementares, capazes de equilibrar objetivos de curto prazo, como a estabilização do solo, e metas de longo prazo, como a promoção da diversidade ecológica. Os resultados obtidos oferecem subsídios científicos e técnicos relevantes para o avanço da restauração ecológica no sul do Brasil, contribuindo para a conservação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos associados.

Palavras-chave: restauração ecológica; regeneração natural; nucleação; banco de sementes

ABSTRACT

ARAÚJO, Maiara Resende, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, August, 2025.
Assessment and monitoring of areas in ecological restoration in transition zones between the Pampa and Atlantic Forest biomes in the state of Rio Grande do Sul. Adviser: Sebastiao Venancio Martins.

The objective of the present study was to evaluate and monitor areas undergoing ecological restoration in transition zones between the Pampa and Atlantic Forest biomes in the state of Rio Grande do Sul, Brazil. The study integrated different methodological approaches, including the analysis of natural regeneration, monitoring of the soil seed bank, and the proposal of a rapid environmental diagnostic method. Experiments were conducted in areas subjected to different restoration methodologies, with assessments of floristic composition, diversity, phytosociological structure, and soil cover. The soil seed bank was also analyzed as a bioindicator of ecological resilience and the potential for vegetation succession. The results showed that all nucleation techniques tested were effective in the initial reestablishment of vegetation and soil protection, although they differed in terms of species diversity and evenness. The seed bank revealed a predominance of pioneer species, along with the presence of invasive species, reinforcing the need for continuous management and enrichment with secondary species. The rapid diagnostic method demonstrated practical applicability for supporting decision-making in restoration projects, especially in large areas or time limited. It is concluded that restoration in ecotones between the Pampa and Atlantic Forest requires adaptive and complementary strategies capable of balancing short-term objectives, such as soil stabilization, with long-term goals, such as promoting ecological diversity. The results provide relevant scientific and technical support for advancing ecological restoration in southern Brazil, contributing to the conservation of biodiversity and associated ecosystem services.

Keywords: ecological restoration; natural regeneration; nucleation; soil seed bank

LISTA DE FIGURAS

| | |
|--|----|
| Figura 1 - Mapa da área de estudos no horto Águas Claras, localizado no município de Rio Pardo, RS. | 20 |
| Figura 2 - Área com solo exposto encontrada no interior de um plantio comercial de eucalipto, no município de Rio Pardo, RS, localizado em uma zona de transição entre os Biomas Pampa e Mata Atlântica, no ano de 2019. | 21 |
| Figura 3 - Mensuração de diâmetro na altura do colo com auxílio de paquímetro digital para avaliação da regeneração natural em área de monitoramento de restauração em Rio Pardo, RS. | 23 |
| Figura 4 - Moldura com medidas 1x1 para levantamento de cobertura do solo. | 24 |
| Figura 5 - Escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) da composição florística de espécies, baseado em abundância de indivíduos, entre os tratamentos, em Rio Pardo, RS. | 29 |
| Figura 6 - Altura média dos indivíduos por tratamento. | 30 |
| Figura 7 - Diâmetro médio dos indivíduos por tratamento. | 31 |
| Figura 8 - Distribuição da riqueza de espécies e abundância de indivíduos, em relação a forma de vida (A e B), Categoria sucessional (C e D) e síndrome de dispersão (E e F), nos cinco tratamentos avaliados. | 33 |
| Figura 9 - Índice de cobertura do solo proporcionada por cada tratamento. | 35 |
| Figura 10 - Localização das Áreas de Estudo, nos municípios de Eldorado do Sul, Minas do Leão e Rio Pardo - RS. | 46 |
| Figura 11 - Coleta do banco de sementes do solo. Moldura de ferro, de tamanho 0,25 x 0,25 m (11A). Moldura a 5 cm de profundidade para a retirada da amostra (11B). | 48 |

| | |
|---|----|
| Figura 12 - Diagrama de Venn apresentando o compartilhamento de espécies entre os hortos e o número de espécies exclusivas. Em que: BV – Boa Vista; SV – São Vicente; AG – Águas Claras. | 55 |
| Figura 13 - Escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) da composição florística de espécies, baseado em abundância, entre os bancos de sementes do solo dos hortos Boa Vista, São Vicente e Águas Claras no Rio Grande do Sul. | 56 |
| Figura 14 - Índice de Shannon-Weaver por unidade amostral dos bancos de sementes do solo dos hortos Águas Claras, Boa Vista e São Vicente. | 57 |
| Figura 15 - Riqueza de espécies por unidade amostral dos bancos de sementes do solo dos hortos Águas Claras, Boa Vista e São Vicente. | 58 |
| Figura 16 - Abundância de indivíduos por unidade amostral dos bancos de sementes do solo dos hortos Águas Claras, Boa Vista e São Vicente. | 59 |
| Figura 17 - Distribuição da riqueza de espécies e abundância de indivíduos, em relação a origem (A e B), forma de vida (C e D) e síndrome de dispersão (E e F), nos três hortos florestais avaliados. | 60 |
| Figura 18 - Localização das áreas de estudo. | 74 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|--|----|
| Tabela 1 - Tratamentos utilizados na restauração de uma área degradada no município de Rio Pardo, RS. | 21 |
| Tabela 2 - Estrutura horizontal das espécies amostradas em uma área em processo de restauração florestal, Rio Pardo, Rio Grande do Sul. | 26 |
| Tabela 3 - Parâmetros fitossociológicos da regeneração natural por tratamento. | 28 |
| Tabela 4 - Composição florística e parâmetros fitossociológicos das espécies identificadas no banco de sementes do solo dos hortos florestais Boa Vista, São Vicente e Águas Claras em zona de ecótipo Pampa-Mata Atlântica, no Estado do Rio Grande do Sul. | 51 |
| Tabela 5 - Indicadores de avaliação e monitoramento mensurados. | 74 |
| Tabela 6 - Indicadores observados nas 3 áreas em processo de restauração florestal avaliadas. | 77 |

SUMÁRIO

| | |
|---|-----------|
| 1. INTRODUÇÃO GERAL | 12 |
| 2. REFERÊNCIAS | 14 |
| CAPÍTULO I: AVALIAÇÃO COMPARATIVA DE TÉCNICAS DE RESTAURAÇÃO EM ZONA DE ECÓTONO PAMPA–MATA ATLÂNTICA... | 16 |
| 1. INTRODUÇÃO..... | 18 |
| 2. MATERIAL E MÉTODOS..... | 19 |
| 2.1 Caracterização da área de estudo..... | 19 |
| 2.2 Levantamento da regeneração natural e índice de cobertura do solo | 22 |
| 2.3 Análise dos dados | 24 |
| 3. RESULTADOS | 25 |
| 3.1. Diversidade de espécies e estrutura fitossociológica..... | 25 |
| 3.2. Grupos Funcionais..... | 31 |
| 3.3. Cobertura do solo | 35 |
| 4. DISCUSSÃO..... | 35 |
| 5. CONCLUSÃO..... | 38 |
| 6. REFERÊNCIAS | 39 |
| CAPÍTULO II: BANCO DE SEMENTES DO SOLO COMO BIOINDICADOR DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA EM ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE LOCALIZADAS EM ZONAS DE TRANSIÇÃO ENTRE OS BIOMAS PAMPA E MATA ATLÂNTICA, NO RIO GRANDE DO SUL..... | 42 |
| 1. INTRODUÇÃO..... | 44 |
| 2. MATERIAL E MÉTODOS..... | 45 |
| 2.1. Caracterização das Áreas de Estudo..... | 45 |
| 2.2. Coleta do Banco de Sementes do Solo | 47 |
| 2.3 Análise dos dados | 49 |
| 3. RESULTADOS | 49 |

| | |
|---|-----------|
| 3.1. Composição florística, fitossociologia e diversidade do banco de sementes do solo | 49 |
| 3.2. Riqueza e abundância do banco de sementes do solo. | 57 |
| 3.3. Grupos Funcionais | 59 |
| 4. DISCUSSÃO | 62 |
| 5. CONCLUSÃO | 64 |
| 6. REFERÊNCIAS | 65 |
| CAPÍTULO III: METODOLOGIA PARA DIAGNÓSTICO RÁPIDO EM ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO NO RIO GRANDE DO SUL | 69 |
| 1. INTRODUÇÃO | 71 |
| 2. MATERIAL E MÉTODOS | 72 |
| 2.1 Local de estudo | 72 |
| 2.2 Indicadores de avaliação e monitoramento da restauração florestal | 74 |
| 3. RESULTADOS | 76 |
| 4. DISCUSSÃO | 78 |
| 5. CONCLUSÃO | 79 |
| 6. REFERÊNCIAS | 80 |
| CONSIDERAÇÕES FINAIS | 83 |

1. INTRODUÇÃO GERAL

A restauração ecológica é uma prática essencial para a recuperação de áreas degradadas, recuperando a biodiversidade e o equilíbrio ambiental. Segundo a Lei nº 9.985 (Brasil, 2000), a restauração busca restituir um ecossistema à sua condição mais próxima possível das suas características originárias, ou seja, a restauração florestal visa não apenas restabelecer a vegetação, mas também recuperar os processos ecológicos fundamentais que sustentam a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos.

Uma questão que evidencia a necessidade de restauração florestal é o cenário encontrado no Bioma Mata Atlântica, como aponta Barbosa (2018). A Mata Atlântica é um dos biomas mais ricos em biodiversidade do mundo (SOS Mata Atlântica, 2019), estendendo-se ao longo da costa leste do Brasil, e incluindo partes significativas da região sul do país (IBGE, 2024). Esse bioma é caracterizado por uma grande diversidade de ecossistemas, incluindo florestas ombrófilas densas, florestas estacionais, semidecíduais, manguezais, restingas e campos de altitude (Jarenkow; Waechter, 2001), porém é considerado o bioma mais devastado e seriamente ameaçado do país devido às atividades agrícolas, urbanização, garimpo e outras atividades humanas (SOS Mata Atlântica, 2019), tendo apenas uma pequena fração de sua cobertura natural preservada.

A fragmentação e redução da biodiversidade do Bioma Mata Atlântica resulta em grandes impactos ambientais, como a perda de habitats, a já mencionada diminuição da biodiversidade e comprometimento dos serviços ecossistêmicos vitais, tais como, a regulação da temperatura e a proteção dos recursos hídricos (Tabarelli et al., 2006). O estado crítico deste bioma exige esforços para promover a restauração e conservação a fim de reverter os danos causados ao longo das últimas décadas. Além da Mata Atlântica, outros biomas no Brasil enfrentam sérias ameaças, como é o caso do Bioma Pampa (Ribaski et al., 2009).

O Bioma Pampa, termo indígena que também significa região plana (Drummond; Franco, 2010), é um bioma encontrado no sul do Brasil, presente no estado do Rio Grande do Sul (IBGE, 2024). Este bioma se estende também por partes do Uruguai, Argentina e Paraguai, sendo uma das áreas de maior riqueza em biodiversidade de campos naturais do mundo. O Pampa é caracterizado por suas vastas planícies e vegetação campestre,

entremeada por florestas que se localizam ao longo das margens dos rios e regiões da serra, como a Serra do Sudeste (Granzotto et al., 2021), tendo como principais ecossistemas os campos limpos, dominados por gramíneas e herbáceas, campos sujos, onde é possível observar uma maior presença de arbustos e pequenas árvores, fragmentos florestais isolados e as matas ciliares, formadas por vegetação mais densa e alta, encontradas ao longo dos cursos d'água (Brandt, 2018).

Neste bioma, também é possível observar as consequências advindas das intensas atividades humanas. A expansão da agricultura e da pecuária, especialmente com o uso intensivo do solo para monoculturas como soja e arroz (Kuplich; Capoane; Costa, 2018), tem levado à perda significativa da vegetação nativa. Esse manejo intensivo do solo resulta em erosão, perda de fertilidade e compactação do solo, comprometendo a capacidade de recuperação natural do ecossistema (Ribaski et al., 2009).

Segundo Procknow (2023), a introdução de espécies exóticas e a fragmentação do habitat ameaçam a biodiversidade local, colocando em risco espécies endêmicas e alterando a dinâmica ecológica do Pampa, afetando não apenas a fauna e flora, mas também os modos de vida tradicionais que dependem de um ecossistema saudável e funcional. O autor ainda destaca que, mesmo apresentando alto índice de degradação, o Bioma Pampa ainda apresenta carência de pesquisas no âmbito da restauração ecológica.

O planejamento das ações de restauração deve iniciar pela definição de objetivos claros, correspondentes aos resultados esperados para o ecossistema em recuperação. Tais objetivos devem estar alinhados com valores de referência, muitas vezes associados a ecossistemas de referência que são tidos como metas ideais de restauração (Brancalion et al., 2015). O monitoramento e a análise contínua do processo são etapas essenciais para garantir que os objetivos estejam sendo alcançados e permitir ajustes nas estratégias de manejo conforme necessário. Essa etapa possibilita avaliar a integridade e funcionalidade dos ecossistemas em restauração, identificar possíveis problemas e implementar ações corretivas. Sem um monitoramento adequado, os esforços de restauração podem não atingir seus objetivos, resultando em desperdício de recursos e tempo.

Dessa forma, o objetivo desse estudo foi monitorar três áreas em processo de restauração através da análise do banco de sementes do solo, propor uma metodologia

baseada em Diagnóstico Ambiental Rápido e comparar a eficiência de diferentes núcleos de restauração ecológica no Estado do Rio Grande do Sul.

2. REFERÊNCIAS

BARBOSA, J. P. L. O reflorestamento da Mata Atlântica Brasileira: um estudo sobre as relações de poder na área ambiental. **ORG & DEMO, Marília**, v. 19, n. 2, p. 109-126, Jul./Dez., 2018

BRANCALION, P. H. S.; VIANI, R. A. G.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração. In: Martins SV, editor. Restauração ecológica de ecossistemas degradados. 2. ed. Viçosa: Editora UFV; 2015

BRASIL. **Lei N. 9.985, de 18 de julho de 2000**. Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza. Brasília, DF, 18 de julho, 2000

CHAZDON, R. Regeneração de florestas tropicais. Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi Ciências Naturais, Belém, v. 7, n. 3, p. 195 - 218, 2012

DRUMMOND, J. A.; FRANCO, J. L. de A.; OLIVEIRA, Daniela de. Uma análise sobre a história e a situação das unidades de conservação no Brasil. Conservação da biodiversidade: legislação e políticas públicas. Brasília, DF: Câmara dos Deputados, Edições Câmara, p. 341-385, 2010.

GRANZOTTO, F. et al. Espécies do banco de sementes do solo, regeneração natural e componente arbóreo no Pampa brasileiro. Curitiba/PR: CRV, 2021. E-book (136 p.). ISBN 978-65-251-1462-0.

JARENKOW, J. A.; WAECHTER, J. L. Composição, estrutura e relações florísticas do componente arbóreo de uma floresta estacional no Rio Grande do Sul, Brasil. **Brazilian Journal of Botany**, v. 24, p. 263-272, 2001.

KUPLICH, T. M.; CAPOANE, V; COSTA, L. F. F. O avanço da soja no bioma Pampa. Boletim Geográfico do Rio Grande do Sul, n. 31, p. 83-100, 2018.

LIMA, P. A. F. Eficiência de indicadores da restauração ecológica em mata ripária (fase de implantação) no bioma Cerrado, Gama-DF. 2014.

OLIVEIRA, R. E.; ENGEL, V. L. Indicadores de monitoramento da restauração na Floresta Atlântica e atributos para ecossistemas restaurados. **Scientia Plena**, v. 13, n. 12, dez. 2017

PROCKNOW, D. et al. **Monitoramento da restauração ecológica em matas ciliares do bioma Pampa**. 2023. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Santa Maria.

RIBASKI, S.A.G.; HOEFLICH, V.A. & RIBASKI, J. Sistemas silvipastoris com apoio ao desenvolvimento rural para a Região Sudoeste do Rio Grande do Sul. *Pesq. Flor. Bras.*, 60:27-37, 2009.

SOS – MATA ATLÂNTICA. Relatório anual 2019. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica, 2019. 55 p. Disponível em: <sosma.org.br/sobre/relatorios-e-balancos/>. Acesso em: jun. 2024.» sosma.org.br/sobre/relatorios-e-balancos/

TABARELLI, M.; AGUIAR, A. V.; GRILLO, A. S.; SANTOS, A. M. M. Fragmentação e perda de habitats na Mata Atlântica ao norte do Rio São Francisco. In: SIQUEIRA-FILHO, J. A.; LEME, E. M. C. (org.). *Fragmentos de Mata Atlântica do Nordeste: biodiversidade, conservação e suas bromélias*. Rio de Janeiro: Andréa Jakobsson Estúdio, 2006.

CAPÍTULO I: AVALIAÇÃO COMPARATIVA DE TÉCNICAS DE RESTAURAÇÃO EM ZONA DE ECÓTONO PAMPA–MATA ATLÂNTICA

Resumo

A degradação dos ecossistemas causada por processos erosivos compromete a qualidade do solo, tornando-o inadequado para a manutenção da biodiversidade. A restauração ecológica, por meio de técnicas como a nucleação, visa controlar esses processos e promover a regeneração natural da vegetação. O objetivo deste estudo foi avaliar diferentes técnicas de nucleação para restaurar uma área degradada em região de transição entre os Biomas Pampa e Mata Atlântica, no município de Rio Pardo, RS, através da análise da regeneração natural e índice de cobertura do solo. Foram testados cinco tratamentos: T1: Cobertura com galharia; T2: Semeadura de forrageiras; T3: Semeadura de forrageiras + núcleos de mudas nativas cercadas por mudas de eucalipto e acácia; T4: Semeadura de forrageiras + núcleos de nativas; T5: apenas fertilização e posterior plantio de mudas de espécies nativas. A avaliação da regeneração natural e da cobertura do solo foi realizada em 50 unidades amostrais, avaliando-se composição florística, diversidade e estrutura da vegetação. Os resultados indicaram que todos os tratamentos foram eficientes para a restauração ecológica, contribuindo para a rápida cobertura do solo e retorno da diversidade vegetal.

Palavras-chave: Nucleação, Regeneração Natural, Cobertura do Solo.

CHAPTER I: COMPARATIVE EVALUATION OF RESTORATION TECHNIQUES IN THE PAMPA–ATLANTIC FOREST ECOTONE ZONE

Abstract

Ecosystem degradation caused by erosive processes compromises soil quality, making it unsuitable for maintaining biodiversity. Ecological restoration, through techniques such as nucleation, aims to control these processes and promote the natural regeneration of vegetation. The objective of this study was to evaluate different nucleation techniques to restore a degraded area in a transition zone between the Pampa and Atlantic Forest biomes, through the analysis of natural regeneration and soil cover index. Five treatments were tested: T1: Branch cover; T2: Forage sowing; T3: Forage sowing + nuclei of native seedlings surrounded by eucalyptus and acacia seedlings; T4: Forage sowing + native nuclei; T5: Fertilization only, followed by planting of native species seedlings. The evaluation of natural regeneration and soil cover was carried out in 50 sampling units, assessing floristic composition, diversity, and vegetation structure. The results indicated that all treatments were effective for ecological restoration, contributing to rapid soil cover and the recovery of plant diversity.

Keywords: Nucleation, Natural Regeneration, Soil Cover.

1. INTRODUÇÃO

A erosão do solo é uma das principais causas da degradação dos solos em escala global, comprometendo a produtividade agrícola, a qualidade dos recursos hídricos e o equilíbrio dos ecossistemas (Borrelli et al., 2023). Nas últimas décadas, esse processo tem se intensificado devido ao aumento na frequência e intensidade dos eventos climáticos extremos, como chuvas intensas e períodos prolongados de seca, tais como vimos no Estado do Rio Grande do Sul nos anos de 2024 e 2025. Esses eventos não apenas aceleram a perda de solo fértil, como também aumentam os riscos de enchentes, deslizamentos e assoreamento de rios e reservatórios, gerando impactos sociais, econômicos e ambientais expressivos (Schwamback et al., 2024; Shojaezadeh et al., 2022).

Nesse contexto, torna-se fundamental o desenvolvimento e a adoção de estratégias eficazes para o controle da erosão hídrica, como a utilização da vegetação para cobrir e estabilizar o solo (Ma et al., 2023; Hirose, 2013). A presença de cobertura vegetal desempenha um papel crucial na proteção do solo contra o impacto direto das chuvas, na redução do escoamento superficial e na melhoria das condições físico-químicas do solo, contribuindo significativamente para a mitigação dos processos erosivos (Guerra et al., 2018; Frankl et., 2021).

Para tanto, diversas técnicas de restauração podem ser adotadas, incluindo técnicas alternativas à restauração tradicional, que visam reduzir os custos de implantação. Dentre essas, destaca-se a nucleação, uma estratégia baseada na formação de núcleos de vegetação que favorecem a regeneração natural ao criar condições propícias para o estabelecimento de outras espécies (Fonseca et al., 2024). A nucleação pode ser realizada de inúmeras formas, desde o plantio de mudas adensadas até transposição de galharia (Bechara et al., 2016), promovendo a cobertura parcial do solo e a melhoria das condições microambientais.

Com a necessidade de definir técnicas de nucleação eficazes para diferentes ecossistemas, indicadores ecológicos, como a presença de regeneração natural, são utilizados para determinar o avanço da restauração. A regeneração natural é um processo da dinâmica florestal essencial para a manutenção do ecossistema a longo prazo, sendo responsável por garantir o futuro da floresta (Jakovac et al., 2021).

Indicadores frequentemente utilizados para a análise de regeneração natural são os que se referem à composição florística e aos padrões fitossociológicos (Procknow, 2023). Os indicadores fitossociológicos permitem que através da frequência, densidade e dominância, seja possível compreender a estrutura horizontal da vegetação (Procknow, 2023). Compreender a composição florística é essencial para que se possa não apenas comparar sua similaridade com áreas de referência, mas também entender os serviços ecossistêmicos realizados por cada um dos grupos de espécies presentes. Além disso, o entendimento sobre as espécies presentes no local, permite uma melhor compreensão sobre os estágios sucessionais de uma floresta.

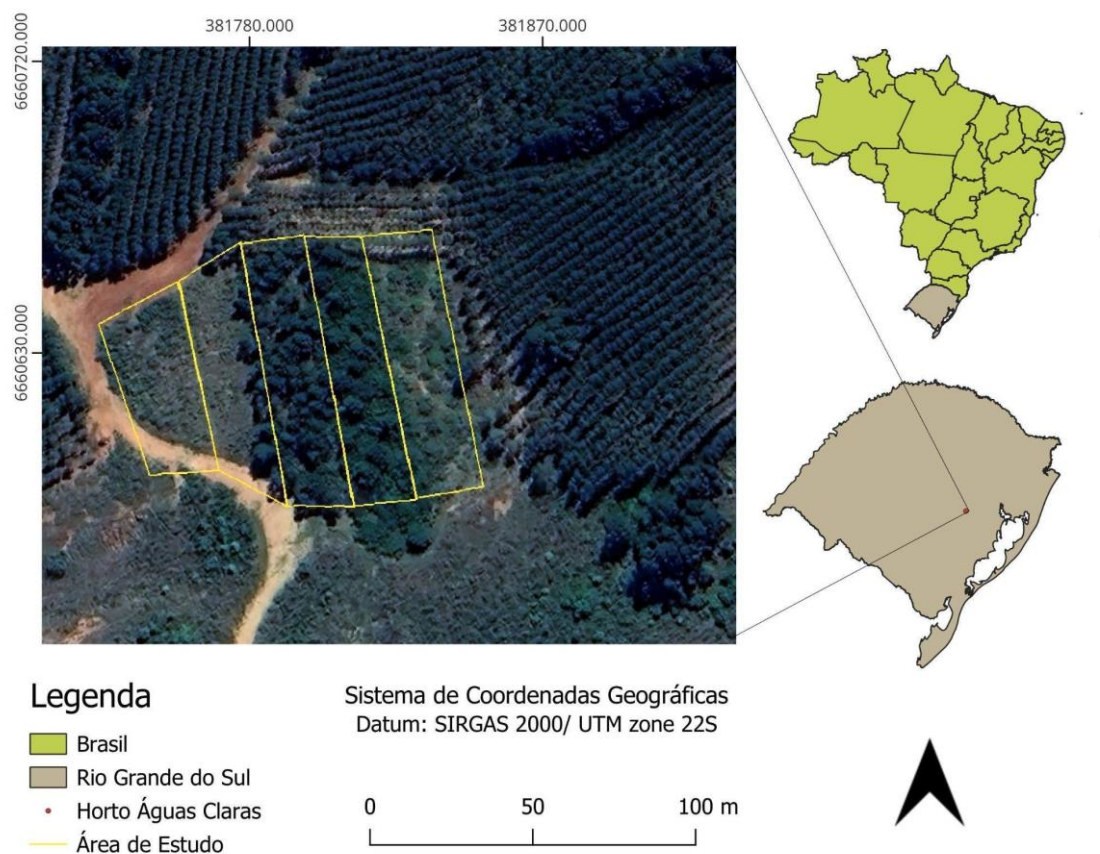
Nesse contexto, o objetivo deste estudo foi avaliar diferentes técnicas de nucleação para a restauração ecológica de uma área degradada por processos erosivos localizada em uma zona de transição entre os Biomas Pampa e Mata Atlântica, no estado do Rio Grande do Sul.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Caracterização da área de estudo

O estudo foi realizado em uma área de 0,74 hectares em processo de restauração ecológica recente no município de Rio Pardo no estado do Rio Grande do Sul, localizado em uma zona de transição entre os Biomas Pampa e Mata Atlântica (Figura 1). O clima da região, de acordo com a classificação de Köppen, é do tipo Cfa, subtropical úmido, caracterizado por verões quentes e sem estação seca (Alvares et al., 2013). A precipitação média anual encontra-se entre 1600 e 1900 mm, enquanto a temperatura média do mês mais quente, janeiro, é de 23,7°C, e a do mês mais frio, julho, é de 12,1°C (Alvares et al., 2013). A região é caracterizada por ecótono transicional entre os Biomas Pampa e Mata Atlântica, formando um mosaico de vegetação campestre, arbustiva e Floresta Estacional Semidecidual.

Figura 1 - Mapa da área de estudos no horto Águas Claras, localizado no município de Rio Pardo, RS.



A área situa-se no interior de um horto comercial de eucalipto (*Eucalyptus spp.*) da empresa CMPC Celulose Riograndense e, inicialmente, encontrava-se degradada por processos erosivos, agravados devido ao solo totalmente exposto (Figura 2).

Figura 2 - Área com solo exposto encontrada no interior de um plantio comercial de eucalipto, no município de Rio Pardo, RS, localizado em uma zona de transição entre os Biomas Pampa e Mata Atlântica, no ano de 2019.



Fonte: Google Earth, 2019.

Com o intuito de cobrir o solo e restaurar a vegetação no local, no ano de 2020, a área foi sistematizada com nivelamento do solo e fertilizada com Polyblen e Sulfammo meta 29, junto a mistura de casca de acácia. Em seguida foram implantados cinco tratamentos, como mostrado na Tabela 1.

Tabela 1 - Tratamentos utilizados na restauração de uma área degradada no município de Rio Pardo, RS.

| Tratamentos | Técnicas |
|------------------|---|
| Tratamento geral | Terraplanagem + Mistura de casca de acácia, fertilizante Polyblen e Sulfammo meta 29. |
| Tratamento 1 | Cobertura com galharia e cascas de eucalipto ou acácia (<i>Acacia mearnsii</i> de Wild). |

| | |
|--------------|---|
| Tratamento 2 | Semeadura direta de forrageiras. |
| Tratamento 3 | Semeadura de forrageiras + núcleos de mudas nativas cercadas por mudas de eucalipto e acácia. |
| Tratamento 4 | Semeadura direta de forrageiras + Plantio em núcleos de espécies nativas. |
| Tratamento 5 | Inicialmente apenas fertilização a posterior plantio em núcleos de mudas de espécies nativas. |

Nos tratamentos com semeadura de forrageiras foram utilizadas em consórcio espécies como *Pennisetum sp.* (milheto), *Arachis sp* (amendoim-forrageiro), *Crotalaria sp* (crotalária), *Lupinus sp.* (tremoço), *Vicia cracca* (ervilhaca), *Raphanus sativus L.* (nabo-forrageiro), *Mucuna sp* (mucuna), *Canavalia ensiformis (L.) DC.* (feijão-de-porco). Nos tratamentos de nucleação com plantio de mudas nativas, foram utilizadas as espécies *Schinus terebinthifolius* Raddi (aroeira-vermelha), *Mimosa bimucronata* (dc.) kuntze (maricá) e *Zanthoxylum rhoifolium* Lam. (mamica-de-cadela).

2.2 Levantamento da regeneração natural e índice de cobertura do solo

Para o levantamento da regeneração natural foram lançadas aleatoriamente 10 unidades amostrais de 2 m x 2 m em cada tratamento totalizando 50 unidades amostrais. As unidades amostrais foram alocadas utilizando o plugin “FPT Plot Allocation” no software Qgis versão 3.40.8. O levantamento foi realizado no mês de junho de 2025. Considerou-se regeneração natural todos os indivíduos com altura superior a 30 cm e circunferência na altura do peito – CAP inferior a 15 cm. Os indivíduos foram medidos em altura com o auxílio de uma vara graduada de 6 metros, desde a base até a gema apical, enquanto o diâmetro foi medido na altura do colo com um paquímetro digital (Figura 3).

Figura 3 - Mensuração de diâmetro na altura do colo com auxílio de paquímetro digital para avaliação da regeneração natural em área de monitoramento de restauração em Rio Pardo, RS.



Os indivíduos amostrados foram identificados até o nível de espécie, quando foi possível, ou então até gênero ou família. Para a classificação botânica e revisão da nomenclatura foram utilizados o sistema Angiosperm Phylogeny Group IV (APG VI, 2016) e a Lista de Espécies de Flora do Brasil (<http://floradobrasil.jbrj.gov.br>). As espécies também foram classificadas conforme sua origem (nativa ou exótica), forma de vida (árvore, palmeira, arbusto ou subarbusto) (Reflora, 2025), categoria sucessional (pioneira, secundária inicial ou secundária tardia) (Gandolfi et al., 1995) e síndrome de dispersão (anemocórica, zoocórica ou autocórica) (Van Der Pijl, 1982).

A composição florística foi avaliada por meio da composição de espécies e da diversidade, sendo a última obtida por meio do Índice de Shannon-Weaver (H') e Equabilidade de Pielou (J). Além disso, foram calculados os descritores fitossociológicos de densidade, dominância, frequência e índice de valor de importância.

A análise da cobertura do solo foi realizada nas mesmas unidades amostrais do levantamento da regeneração natural, utilizando um gabarito de 1 m² (1 m x 1 m) (Figura

4). O gabarito foi alocado aleatoriamente no interior das 10 unidades amostrais de cada tratamento, totalizando 50 unidades amostrais. Após a alocação do gabarito foram obtidas imagens da vista superior utilizando-se uma câmera digital com resolução de 64 megapixels. As estimativas de cobertura do solo foram obtidas através do software Digimazer®.

Figura 4 - Moldura com medidas 1x1 para levantamento de cobertura do solo.



2.3 Análise dos dados

Os parâmetros fitossociológicos e os índices de diversidade (Shannon-Wiener e Equabilidade de Pielou) foram calculados utilizando o programa FITOPAC 2.1 (Shepherd, 2010). A composição de espécies regenerantes foi analisada utilizando o escalonamento multidimensional não métrico (NMDS), com o índice de Bray-Curtis (dados de abundância) no software Past 4.03. O ajuste da equação foi verificado com a soma residual padronizada de quadrados (STRESS). Para determinar as possíveis diferenças na composição de espécies, foi aplicada a análise de variância permutacional multivariada PERMANOVA.

Os dados de altura e diâmetro dos regenerantes e índice de cobertura do solo foram submetidos a análise dos pressupostos de normalidade dos resíduos e a homogeneidade de variância pelo teste de Shapiro-Wilk e Bartlett, respectivamente. Na sequência, foi realizada análise não paramétrica de Kruskal-wallis ($p \leq 0,05$) para avaliar diferenças entre os tratamentos avaliados. Quando detectada diferença significativa entre as médias, foi realizado o teste de Dunn para determinar quais pares de médias diferiram em um nível de significância de 0,05. Todas as análises estatísticas foram realizadas utilizando o software R (R Core Team, 2025).

3. RESULTADOS

3.1. Diversidade de espécies e estrutura fitossociológica

Considerando todos os tratamentos, foram amostrados 405 indivíduos, distribuídos em 12 famílias e 15 espécies. As espécies mais abundantes foram *Baccharis dracunculifolia*, popularmente conhecida como vassoura ou alecrim, com 345 indivíduos, e *Baccharis semiserrata* com 31 indivíduos, como observado na Tabela 2. Entre as espécies analisadas, *Baccharis dracunculifolia* apresentou maior densidade relativa em todos os tratamentos. Em relação a dominância, essa espécie obteve os maiores valores nos tratamentos 1, 2, 3 e 5, enquanto no tratamento 4 a espécie *Mimosa bimucronata* demonstrou maior dominância.

Tabela 2 - Estrutura horizontal das espécies amostradas em uma área em processo de restauração florestal, Rio Pardo, Rio Grande do Sul.

| Espécie | Tratamento 1 | | | | Tratamento 2 | | | | Tratamento 3 | | | | Tratamento 4 | | | | Tratamento 5 | | | |
|---|--------------|------|------|-------|--------------|------|------|-------|--------------|-------|------|-------|--------------|------|------|-------|--------------|------|-------|-------|
| | NI | DR | DoR | IVI | NI | DR | DoR | IVI | NI | DR | DoR | IVI | NI | DR | DoR | IVI | NI | DR | DoR | IVI |
| Anacardiaceae | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Lithraea brasiliensis</i> Marchand | 1 | 1,69 | 0,87 | 11,66 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi | | | | | | | | | 2 | 6,9 | 1,02 | 19,68 | | | | | 4 | 2,35 | 0,53 | 8,14 |
| Arecaceae | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman | | | | | | | | | 1 | 3,45 | 16,6 | 26,29 | | | | | | | | |
| Asteraceae | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Baccharis articulata</i> (Lam.) Pers. | | | | | 2 | 1,53 | 2,5 | 10,2 | | | | | | | | | | | | |
| <i>Baccharis dracunculifolia</i> DC. | 56 | 94,9 | 92,4 | 269,2 | 110 | 83,9 | 72,2 | 212,5 | 16 | 55,17 | 57,9 | 148,4 | 9 | 56,3 | 30,7 | 123,3 | 154 | 90,6 | 80,09 | 223,3 |
| <i>Baccharis semiserrata</i> DC. | 2 | 3,39 | 6,69 | 19,17 | 19 | 14,5 | 25,2 | 77,25 | 6 | 20,69 | 12,6 | 56,86 | 1 | 6,25 | 0,21 | 15,55 | 3 | 1,76 | 2,38 | 14,67 |
| Erythroxylaceae | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Erythroxylum argentinum</i> O.E.Schulz | | | | | | | | | | | | | | | | | 3 | 1,76 | 2,03 | 14,32 |
| Fabaceae | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze | | | | | | | | | 2 | 6,9 | 0,94 | 19,6 | 2 | 12,5 | 59,7 | 90,4 | 4 | 2,35 | 0,67 | 18,81 |
| Lauraceae | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Nectandra lanceolata</i> Nees | | | | | | | | | | | | | 1 | 6,25 | 2,68 | 18,03 | | | | |
| Meliaceae | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart. | | | | | | | | | | | | | 1 | 6,25 | 4,3 | 19,64 | | | | |
| Myrtaceae | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Myrcia palustris</i> DC. | | | | | | | | | 1 | 3,45 | 0,77 | 10,1 | | | | | | | | |
| Primulaceae | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. | | | | | | | | | | | | | | | | | 2 | 1,18 | 14,3 | 20,74 |

Continua...

| Espécie | Tratamento 1 | | | | Tratamento 2 | | | | Tratamento 3 | | | | Tratamento 4 | | | | Tratamento 5 | | | |
|--|--------------|-----|-----|-----|--------------|-----|-----|-----|--------------|------|------|-------|--------------|------|------|-------|--------------|-----|-----|-----|
| | NI | DR | DoR | IVI | NI | DR | DoR | IVI | NI | DR | DoR | IVI | NI | DR | DoR | IVI | NI | DR | DoR | IVI |
| Rutaceae | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam | | | | | | | | | 1 | 3,45 | 9,76 | 19,09 | | | | | | | | |
| Salicaceae | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Casearia sylvestris</i> Sw. | | | | | | | | | | | | | 1 | 6,25 | 1,38 | 16,72 | | | | |
| Solanaceae | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Vassobia breviflora</i> (Sendtn.) Hunz. | | | | | | | | | | | | | 1 | 6,25 | 1,04 | 16,38 | | | | |
| Total | 59 | 100 | 100 | 300 | 131 | 100 | 100 | 300 | 29 | 100 | 100 | 300 | 16 | 100 | 100 | 300 | 170 | 100 | 100 | 300 |

Em que: NI: número de indivíduos; DR: densidade relativa; DoR: dominância relativa; IVI: índice de valor de importância; Origem (Nat: Nativa, Exo: Exótica); Forma de vida (Árv.: Árvore, Palm.: Palmeira, Arb: Arbusto, Subarb.: Subarbusto,); Categoria sucessional (P: Pioneira, Si: Secundaria inicial, St: Secundaria tardia); Síndrome de dispersão (Ane: anemocórica, Zoo: zoocórica).

No tratamento 1 foram contabilizados 59 indivíduos, resultando em uma densidade absoluta de 14750 indivíduos por hectare (Tabela 3). A área basal total dos indivíduos amostrados foi de 0,009 m², gerando uma dominância absoluta total de 2,178m² por hectare. No tratamento 2 foram amostrados 131 indivíduos, resultando em uma densidade absoluta de 32750 por hectare. A área basal total dos indivíduos amostrados foi de 0,013 m², gerando uma dominância absoluta total de 3,343 m²/ha. No tratamento 3 foram amostrados 29 indivíduos, resultando em uma densidade absoluta de 7250 por hectare. A área basal total dos indivíduos amostrados nesse tratamento foi de 0,002 m², gerando uma dominância absoluta total de 0,602 m²/ha. No tratamento 4 foram amostrados 16 indivíduos resultando em uma densidade absoluta de 4000 indivíduos por hectare. A área basal total dos indivíduos amostrados foi de 0,001, gerando uma dominância absoluta total de 0,333 m²/ha. No tratamento 5 foram contabilizados 170 indivíduos, resultando em 42500 indivíduos por hectare. A área basal total dos indivíduos amostrados nesse tratamento foi de 0,008, gerando uma dominância absoluta total de 1,936 m²/ha.

Tabela 3 - Parâmetros fitossociológicos da regeneração natural por tratamento.

| Parâmetros | Tratamentos | | | | | p-valor |
|-----------------------------------|-------------------|---------|---------|--------|---------|-----------------------|
| | T1 | T2 | T3 | T4 | T5 | |
| Riqueza | 1,1 ^{ns} | 1,5 | 1,7 | 1,1 | 1,9 | 0.1147 |
| Densidade (ind./ha) | 14750bc | 32720ab | 7250c | 4000c | 42500a | 5.026e ⁻⁰⁵ |
| Área basal (m²) | 0,09ab | 0,13a | 0,08ab | 0,02b | 0,01b | 0.001 |
| Dominância | 2,178ab | 3,342a | 0,602ab | 0,334b | 1,935ab | 0.001025 |
| H' | 0,233 | 0,491 | 1,371 | 1,450 | 0,461 | |
| J | 0,212 | 0,447 | 0,705 | 0,745 | 0,257 | |

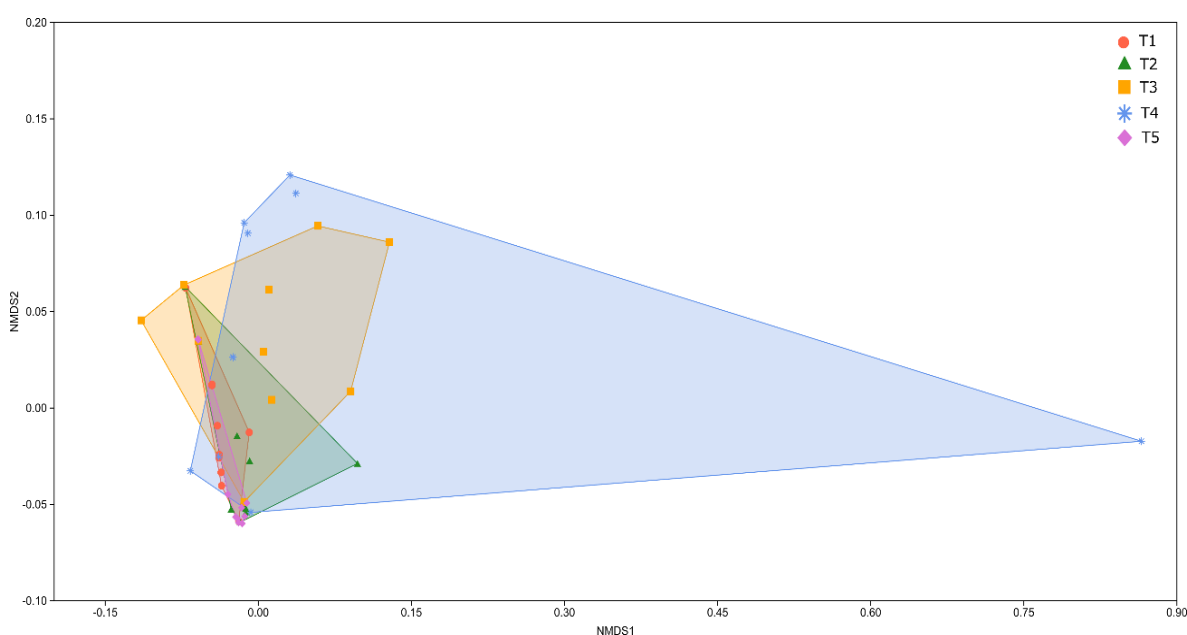
Letras diferentes indicam diferenças significativas (teste de Dunn; p-valor < 0,05). Índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') e índice de equabilidade das espécies de Pielou (J). ^{ns} não significativo.

Em relação à diversidade, foi possível observar a presença de três espécies, distribuídas em duas famílias botânicas, no tratamento 1 (Tabela 2), resultando em índice de Shannon-Weaver (H') de 0,233 e Equabilidade de Pielou (J') de 0,212. No tratamento

2 foi possível encontrar três espécies, pertencentes a uma família botânica, resultando em índice de Shannon-Weaver (H') de 0,491 e Equabilidade de Pielou (J') de 0,447. No tratamento 3, encontraram-se sete espécies, pertencentes a seis famílias botânicas. Esse tratamento apresentou um índice de Shannon-Weaver (H') de 1,371 e Equabilidade de Pielou (J') de 0,705. No tratamento 4, foram contabilizadas sete espécies e seis famílias botânicas, resultando em um índice de Shannon-Weaver (H') de 1,450 e Equabilidade de Pielou (J') de 0,745. Já no tratamento 5, foram contabilizadas seis espécies e cinco famílias botânicas, resultando em um índice de Shannon-Weaver (H') de 0,461 e Equabilidade de Pielou (J') de 0,257.

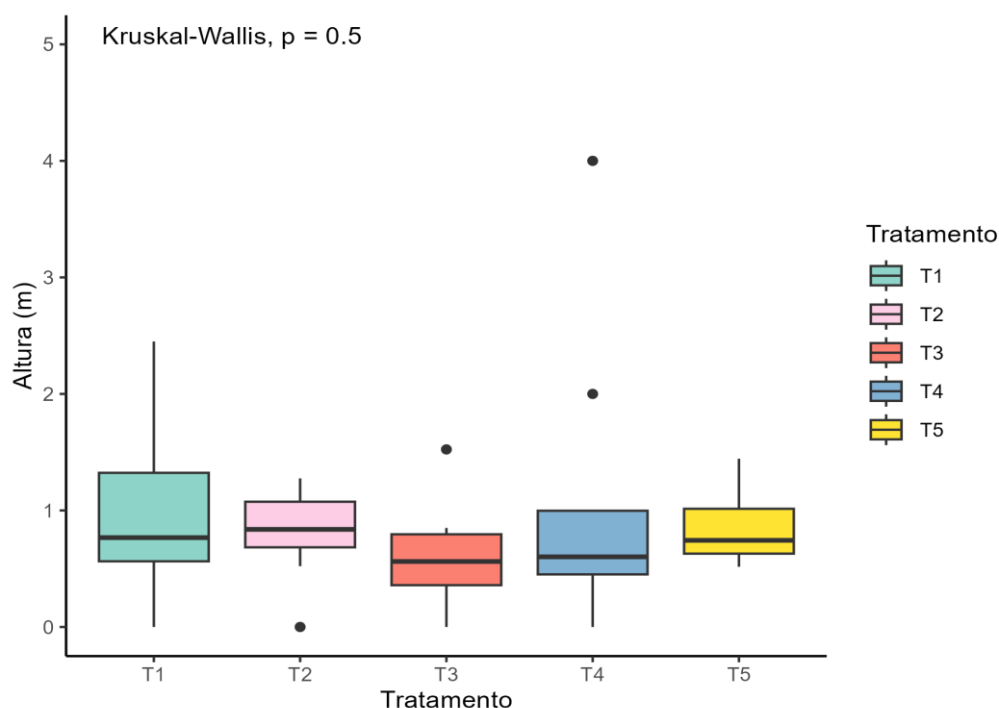
Comparando-se a composição florística da regeneração natural entre os cinco tratamentos, constatou-se uma diferença significativa (Stress 8.004204e-05; Permanova, $F = 3,576$; $p = 0,0001$), formando cinco grupos distintos no escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) (Figura 5). Analisando separadamente os tratamentos, identificou-se similaridade entre a composição florística dos tratamentos 2 e 5 ($p = 0,27$) e os tratamentos 3 e 4 ($p = 0,097$), pois como $p \geq 0,05$, não houve diferença significativa entre os tratamentos.

Figura 5 - Escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) da composição florística de espécies, baseado em abundância de indivíduos, entre os tratamentos, em Rio Pardo, RS.

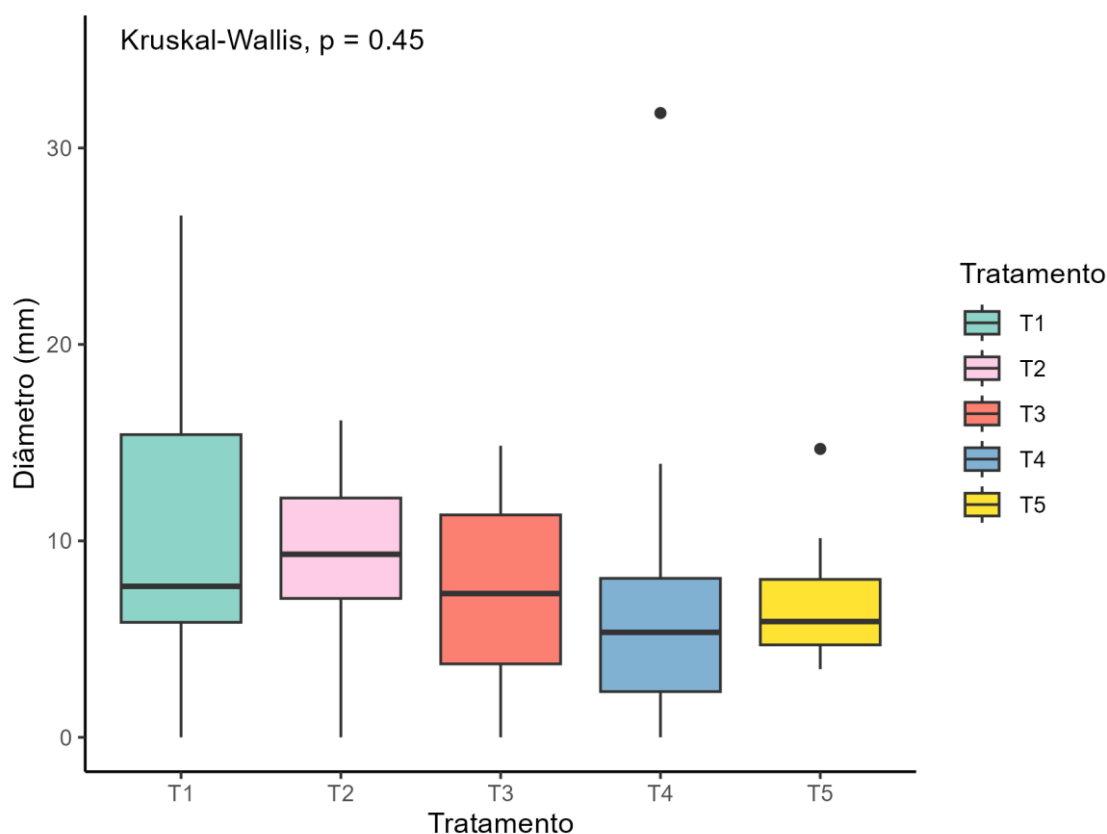


Na análise da altura dos indivíduos, não foi possível identificar diferença significativa entre os tratamentos (Kruskal-wallis = 0,76; $p \leq 0,05$). No entanto, nota-se uma maior variação de altura entre os indivíduos do tratamento 1 (Figura 6), enquanto os demais tratamentos se mostraram mais homogêneos.

Figura 6 - Altura média dos indivíduos por tratamento.



Assim como a altura, o diâmetro médio dos indivíduos também não demonstrou diferença significativa entre os cinco tratamentos (Kruskal-wallis = 0,31; $p \leq 0,05$), porém é possível observar maior variação de tamanho entre os indivíduos do Tratamento 1 (Figura 7). A análise indicou diâmetro médio entre 5 a 10 cm nos cinco tratamentos.

Figura 7 - Diâmetro médio dos indivíduos por tratamento.

3.2. Grupos Funcionais

Das 15 espécies amostradas nos 5 tratamentos, todas são de origem nativas, sendo 53% consideradas pioneiras, 27% secundárias tardias e 20% secundárias iniciais. Quanto à forma de vida, foi observada a predominância de espécies arbóreas, totalizando 66% das espécies, enquanto as espécies arbustivas obtiveram uma porcentagem de 20%, seguidas pelas palmeiras e subarbustos ambos com 7%. Entre as espécies identificadas, 73% apresentaram síndrome de dispersão zoocórica, 20% anemocórica e 7% barocórica (Figura 8).

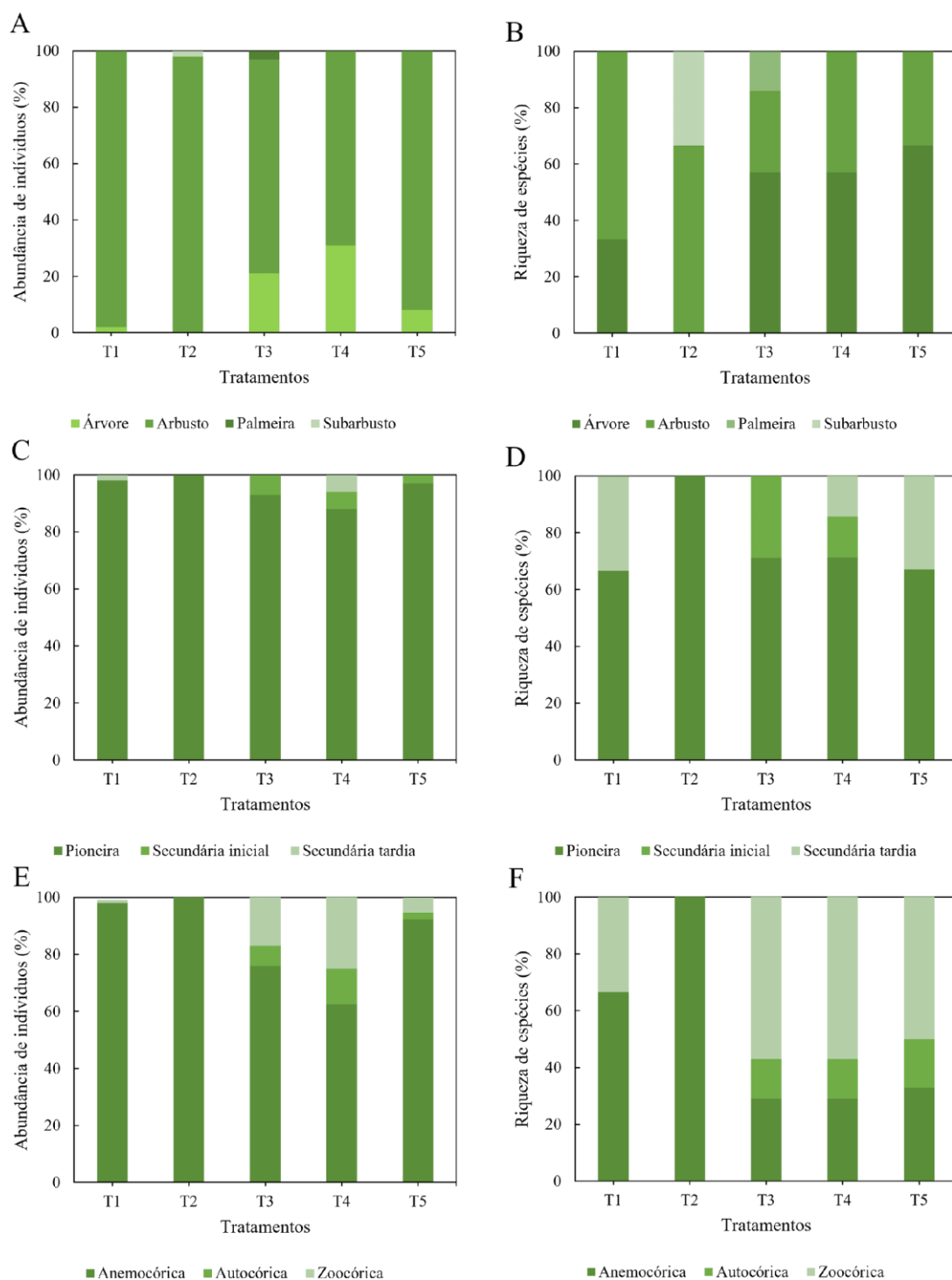
Assim como na riqueza de espécies, na abundância de indivíduos houve maior porcentagem do grupo pioneiro, com 97% dos indivíduos, seguido pelo grupo dos indivíduos classificados como secundários tardios com 2% e secundários iniciais com 1%. Entre os indivíduos contabilizados, 93,1% são classificados como arbustos, 6,2% árvores, 0,2 % palmeiras e 0,5% subarbustos. Já em relação à síndrome de dispersão,

percebeu-se predomínio de indivíduos anemocóricos, com 93%, enquanto indivíduos zoocóricos e autocóricos representam 6% e 2% da população amostrada, respectivamente.

Na riqueza, no tratamento 1 predominou a síndrome de dispersão anemocórica, grupo sucessional pioneiro e forma de vida arbustiva, todos com 66,6% das espécies, seguidos pela dispersão zoocórica, grupo sucessional secundário tardio e forma de vida arbórea com 33,3%. Quanto a abundância de indivíduos, no tratamento 1, 98% dos indivíduos amostrados são da categoria sucessional pioneira, possuindo forma de vida arbustiva e síndrome de dispersão anemocórica, enquanto 2% dos indivíduos são da categoria secundária tardia, possuindo forma de vida arbórea e síndrome de dispersão zoocórica.

No tratamento 2, houve totalidade de indivíduos e espécies pioneiras e anemocóricas, sendo 66,6% das espécies classificadas como arbustivas e 33,3% consideradas subarbustivas. Em relação à abundância, a percentagem de indivíduos foi de 98% para a forma de vida arbustiva e 2% para a forma de vida subarbustiva.

Figura 8 - Distribuição da riqueza de espécies e abundância de indivíduos, em relação a forma de vida (A e B), Categoria sucessional (C e D) e síndrome de dispersão (E e F), nos cinco tratamentos avaliados.



No tratamento 3, 71% das espécies foram classificadas como pioneiras e 29% secundárias iniciais. A forma de vida encontrada em maior porcentagem entre as espécies, foi a arbórea, com 57% das espécies, seguida pelas espécies 29% arbustivas e 14% palmeiras. Quanto à síndrome de dispersão, constatou-se que 57% das espécies são zoocóricas, 29% anemocóricas e 14% autocóricas. Tratando-se de abundância, houve predomínio da categoria sucessional pioneira, com 93% dos indivíduos, seguida pela categoria secundária inicial com 7% dos indivíduos. Já para a forma de vida, 76% dos indivíduos são classificados como arbustos, 21% como árvores e 3% como palmeiras. Tratando-se de síndrome de dispersão, houve maior abundância de indivíduos anemocóricos, com 76% dos indivíduos, seguida da síndrome de dispersão zoocórica e autocórica com 17% e 7% dos indivíduos respectivamente.

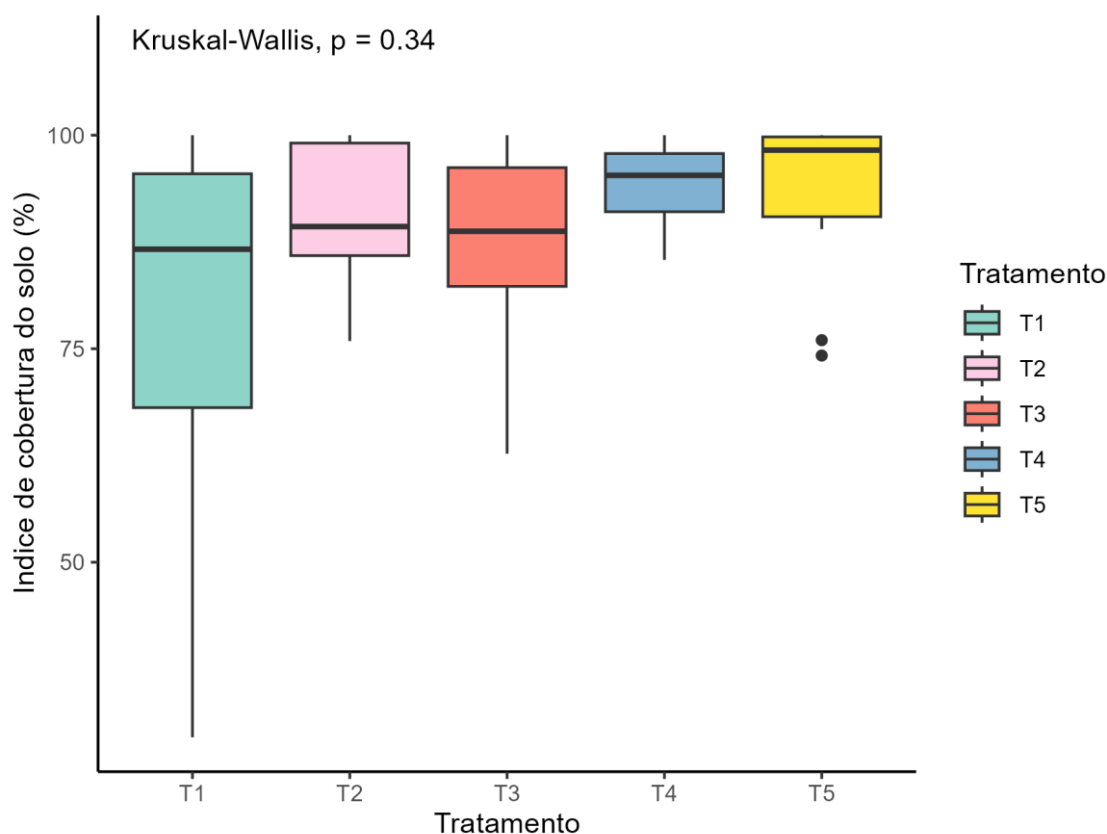
No tratamento 4, constatou-se que 71% das espécies são pioneiras e 29% secundárias tardias, ao passo que 57% das espécies apresentam forma de vida arbórea e 43% arbustiva. Quanto à síndrome de dispersão, esse tratamento apresentou os mesmos resultados que o Tratamento 3, com 57% das espécies zoocóricas, 29% anemocóricas e 14% autocóricas. Quanto a abundância de indivíduos, também houve uma maior presença de indivíduos da categoria sucessional pioneira com 88% dos indivíduos, seguida das categorias secundárias iniciais e tardias, ambas com 6%. A forma de vida de 69% dos indivíduos amostrados nesse tratamento é arbustiva e 31% arbórea. A síndrome de dispersão que se destacou nesse tratamento foi a anemocórica, contendo 62,5% dos indivíduos, seguida pela zoocórica com 25% dos indivíduos e autocórica com 12,5%.

No tratamento 5, 67% das espécies são consideradas pioneiras e arbóreas e 33% secundárias tardias e arbustivas. Quanto à síndrome de dispersão, foram encontradas espécies zoocóricas, anemocóricas e autocóricas, com 50%, 33% e 17% respectivamente. No Tratamento 5, 97% dos indivíduos são da categoria sucessional pioneira, enquanto 3% dos indivíduos são classificados como secundários tardios. Além disso, 92% dos indivíduos são classificados como arbustivos e 8% arbóreos. Quanto à síndrome de dispersão, 92,3% dos indivíduos são classificados como anemocóricos, 5,3% zoocóricos e 2,3% autocóricos.

3.3. Cobertura do solo

Em relação a cobertura do solo, não houve diferença significativa entre os tratamentos (p -valor = 0,4817), com todos os tratamentos apresentando índice de cobertura do solo superior à 80%, como observado na Figura 9.

Figura 9 - Índice de cobertura do solo proporcionada por cada tratamento.



4. DISCUSSÃO

Os resultados encontrados corroboram com os estudos de Procknow et al. (2025), Procknow et al. (2023) e Piaia et al. (2020) e mostram a alta densidade e importância da espécie *Baccharis dracunculifolia* em áreas de restauração localizadas em ecótono Pampa-Mata Atlântica. Essa espécie, além de ser característica do bioma, compondo o tipo de vegetação conhecida como campos sujos (Overbeck, 2009; Rosa, 2011; Pillar, 2015;), é considerada, junto com as demais espécies do mesmo gênero, uma espécie colonizadora, conseguindo estabelecer-se em locais perturbados. Além disso, a presença da espécie é um indicativo de sucessão inicial da vegetação florestal (Procknow et al., 2025). Essa espécie apresentou maior densidade e dominância em todos os tratamentos,

com exceção do tratamento 4, onde manteve maior densidade, mas a espécie dominante foi *Mimosa bimucronata*, indicando que, apesar de possuir menor densidade, essa espécie possui indivíduos maiores em diâmetro, ocupando uma área maior no espaço amostral, resultado que está relacionado com as características morfológicas das duas espécies.

Os tratamentos 2 e 5 apresentaram alta densidade de indivíduos em relação aos demais tratamentos, o que pode ser explicado pela fisionomia aberta da paisagem, devido a característica de cada área, o que permitiu maior dispersão das sementes pelo vento, considerando que o tratamento 5, inicialmente foi apenas adubado e somente após alguns meses foi realizada a implantação dos núcleos. A dominância mais elevada nesses tratamentos está relacionada com a densidade maior de indivíduos contabilizados.

Apesar da menor densidade de indivíduos, os tratamentos 3 e 4 apresentaram maiores índice de Shannon-Weaver (H') e Equabilidade de Pielou (J'), significando que possuem maior diversidade de espécies em relação ao número de indivíduos e maior uniformidade na distribuição de indivíduos das espécies, o que indica que as espécies encontradas possuem abundância similar entre si e menor dominância de uma única espécie em relação a outra, quando comparados aos outros tratamentos. Em contrapartida, os tratamentos 1 e 5 apresentaram menor índice de Shannon-Weaver (H') e Equabilidade de Pielou (J'), que estão associados com pouca diversidade e presença de indivíduos dominantes dentro da população.

A diversidade de espécies amostradas foi inferior a outros estudos realizados em área de transição entre esses dois biomas (Piaia et al., 2020; Procknow et al., 2023; Procknow., 2025), porém, deve-se levar em consideração que o objetivo principal da restauração foi o controle da erosão no solo. Além disso, o estado de degradação da área influencia diretamente no tempo necessário para o desenvolvimento do processo de restauração ecológica, principalmente em áreas relacionadas ao Bioma Pampa em que os processos de sucessão ocorrem mais lentamente (Piaia et al. 2020). Ademais, a totalidade de espécies nativas nos tratamentos analisados é um indicativo positivo da restauração, sinalizando que as espécies do local não terão que competir com espécies exóticas invasoras.

Embora, de modo geral, o teste PERMANOVA tenha indicado diferenças entre os tratamentos, observou-se uma similaridade entre os tratamentos 2 e 5. Tal resultado pode estar associado à elevada densidade de indivíduos da espécie *Baccharis* presente em

ambos os tratamentos. A similaridade nos tratamentos 3 e 4 se deve às espécies em comum, sendo em maioria as mesmas espécies plantadas nos núcleos na fase de instalação dos tratamentos, resultado esperado, visto que foram os únicos tratamentos com plantio de mudas adensadas desde o início da restauração.

A abundância de indivíduos arbustivos prevaleceu em relação aos outros, o que está associado a densidade elevada da espécie *Baccharis dracunculifolia*. Tratando-se de espécies, a forma de vida arbustiva prevaleceu nos tratamentos 1 e 2, mas nos tratamentos 3, 4 e 5 encontrou-se maior porcentagem de espécies arbóreas, o que pode ser explicado pelo plantio em núcleos de indivíduos de espécies arbóreas nativas, acelerando o processo sucessional e permitindo a regeneração natural dessas espécies. Esses resultados indicam uma fisionomia de campos sujos nos tratamentos 1 e 2, fisionomia caracterizada pela presença de indivíduos arbustivos no Bioma Pampa (Overbeck, 2009; Rosa, 2011; Pillar, 2015) podendo também indicar sucessão inicial de uma formação florestal (Brasil, 1994).

Em todas as situações analisadas, o predomínio foi da categoria sucessional pioneira, resultado esperado para áreas pós-perturbação, visto que são as mais tolerantes à luz, sendo as primeiras a ocuparem áreas abertas. A presença de muitas espécies pioneiras demonstra uma restauração mais recente, pois esse grupo ecológico representa espécies de rápido crescimento e intolerantes à sombra (Silva, 2003), logo, a predominância de espécies a pleno sol demonstra uma área sem dossel fechado, característica de florestas em estágio inicial (Brasil, 1994). Já a presença de indivíduos considerados clímax nos tratamentos 1, 4 e 5, demonstra um resultado positivo tratando-se de estágios sucessionais, pois espécies dessa classe estabelecem-se normalmente em ambientes sombreados, indicando a presença de um dossel mais fechado (Brasil, 1994).

O predomínio da síndrome de dispersão anemocórica em todos os tratamentos está relacionado à densidade de indivíduos da espécie *Baccharis*. A alta densidade dessa espécie em todos os tratamentos pode ser explicada pela sua forma de dispersão, pois, de maneira geral, espécies com síndrome de dispersão anemocórica podem ser beneficiadas por fisionomias abertas (Procknow et al., 2023). Tratando-se da riqueza de espécies, nos tratamentos 4 e 5 houve presença de espécies de espécies clímax, aumentando a síndrome de dispersão zoocórica, sendo um indicador positivo, visto que espécies com esse tipo de dispersão atraem a fauna e permitem um aumento da biodiversidade, potencializando o retorno dos processos ecológicos.

Quanto à cobertura do solo, os tratamentos apresentaram valores próximos a um estudo sobre áreas restauradas na mesma região (Kettenhuber et al., 2024). Apesar de algumas distinções quanto a variação das amostras, todos os tratamentos demonstraram similaridade referente a média de cobertura, mostrando-se eficazes no propósito de cobrir o solo, diminuindo a área exposta e facilitando o controle da erosão, sendo todos, para esse objetivo, recomendados.

Assim como a cobertura do solo, os resultados de altura e diâmetro médios dos indivíduos não apresentaram diferença significativa, demonstrando que, entre os tratamentos, a única diferença observada foi a composição florística, devendo-se levar em conta, esse critério para a escolha da técnica ideal para cada situação.

5. CONCLUSÃO

Embora não tenham sido observadas diferenças significativas em parâmetros estruturais como altura, diâmetro e da cobertura do solo, a composição florística e os descritores fitossociológicos evidenciaram respostas distintas entre os tratamentos. A alta densidade de *Baccharis dracunculifolia* em quase todos os tratamentos, associada ao predomínio de espécies pioneiras e à dispersão anemocórica, indica uma vegetação em estágio inicial de sucessão, característica esperada para áreas em processo de restauração recente.

Os tratamentos com maior diversidade e equabilidade (T3: Semeadura de forrageiras + núcleos de mudas nativas cercadas por mudas de eucalipto e acácia e T4: Semeadura de forrageiras + núcleos de nativas) apresentaram maior equilíbrio na abundância das espécies, favorecendo a heterogeneidade estrutural e florística, enquanto os tratamentos com maior densidade (T2: Semeadura de forrageiras e T5: apenas fertilização e posterior plantio de mudas de espécies nativas) destacaram-se pela rápida cobertura e estabilização do solo, embora com baixa diversidade.

Todos os tratamentos resultaram em aumento da cobertura do solo, mostrando-se eficazes em diminuir a área exposta e facilitando o controle da erosão, sendo todos, para esse objetivo, recomendados.

Esses resultados indicam que a escolha da técnica de nucleação deve considerar os objetivos da restauração, seja a rápida proteção do solo ou a promoção de maior diversidade ecológica a longo prazo.

6. REFERÊNCIAS

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; DE MORAES GONÇALVES, J. L.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift, Stuttgart**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.

ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP – APG IV. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 181, p. 1–20, 2016.

BORRELLI, P. *et al.* Policy implications of multiple concurrent soil erosion processes in European farmland. **Nature Sustainability**, v. 6, n. 1, p. 103–112, 2023.

FONSECA, W. S. *et al.* Complementing seedling planting with nucleation techniques increases forest restoration potential in areas around bauxite mining. **Land Degradation & Development**, v. 35, n. 9, p. 3075–3089, 2024.

FRANKL, A. *et al.* Gully prevention and control: techniques, failures and effectiveness. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 46, n. 1, p. 220–238, 2021.

GANDOLFI, S.; LEITÃO FILHO, HERMÓGENES, F.; BEZERRA, C. L. F. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 55, n. 4, p. 753–767, 1995.

GUERRA, A. J. T. *et al.* Gully erosion and land degradation in Brazil: a case study from Sao Luis municipality, Maranhao State. In: **Ravine Lands: Greening for Livelihood and Environmental Security**, p. 195–216, 2018.

JAKOVAC, C. C. et al. The role of land-use history in driving successional pathways and its implications for the restoration of tropical forests. **Biological Reviews**, [S. l.], v. 96, n. 5, p. 2245-2266, 2021.

MA, R. *et al.* Vegetation restoration enhances soil erosion resistance through decreasing the net repulsive force between soil particles. **Science of The Total Environment**, v. 877, art. 162935, 2023.

OKSANEN, J., BLANCHET, F. G., FRIENDLY, M., Kindt, R., LEGENDRE, P., MCGLINN, D., MINCHIN, P. R., O'HARA, R. B., SIMPSON, G. L., SOLYMOS, P., STEVENS, M. H. H., SZOECS, & E., WAGNER, E. (2018) 'Vegan': community ecology package. R package version 2.4-6. <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/vegan.pdf>.

OVERBECK, G. E. et al. Os Campos Sulinos: um bioma negligenciado. **Campos Sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade**, p. 24, 2009.

PIAIA, B. B. et al. Restoration of riparian forest to improve water quality: a review of ecological engineering approaches. **Ecological Engineering**, v. 154, art. 105991, 2021.

PILLAR, V. D. P.; LANGE, O. (Eds.). **Os campos do sul**. Porto Alegre, RS: Rede Campos Sulinos – UFRGS, 2015.

PROCKNOW, D. et al. **Monitoramento da restauração ecológica em matas ciliares do bioma Pampa**. 2023. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Santa Maria.

PROCKNOW, D. *et al.* Monitoring ecological restoration of riparian forest: Is the applied nucleation effective ten years after implementation in the Pampa? **Forest Ecology and Management**, v. 538, art. 120955, 2023.

PROCNOW, A. *et al.* Temporal monitoring of applied nucleation ecological restoration: a case study in the Pampa, southern Brazil. **Ecological Engineering**, v. 212, art. 107490, 2025.

R-CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2018. Disponível em: <https://www.r-project.org/>.

ROSA, A. S. Uso da terra no Rebordo do Planalto do Rio Grande do Sul. **Ciência e Natura**, v. 33, n. 1, p. 161–173, 2011.

SCHWAMBACK, D. et al. Quantifying soil loss in the Brazilian savanna ecosystem: current rates and anticipated impact of climate changes. *Land Degradation & Development, Hoboken*, v. [online], p. 1–18, 2024.

SHEPHERD, G. J. Fitopac 2.1. Campinas, Brasil: Departamento de Botânica, Universidade Estadual de Campinas, 2010.

SHOHAAEIZADEH, S. A. et al. Soil erosion in the United States: present and future (20202050). *Catena, Amsterdã*, v. 242, art. 108074, 2024.

VAN DER PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants**. Berlin: Springer, 1982.

CAPÍTULO II: BANCO DE SEMENTES DO SOLO COMO BIOINDICADOR DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA EM ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE LOCALIZADAS EM ZONAS DE TRANSIÇÃO ENTRE OS BIOMAS PAMPA E MATA ATLÂNTICA, NO RIO GRANDE DO SUL

Resumo

Este estudo avaliou o banco de sementes do solo como bioindicador do processo de restauração ecológica em áreas de transição entre os Biomas Pampa e Mata Atlântica, no Rio Grande do Sul. Foram monitoradas três Áreas de Preservação Permanente (APPs), submetidas a diferentes técnicas de restauração: nucleação e restauração passiva. O banco de sementes foi amostrado sistematicamente e germinado em casa de vegetação por seis meses, contabilizando 4.517 indivíduos pertencentes a 77 espécies distribuídas em 23 famílias. Observou-se predomínio de espécies pioneiras, nativas e herbáceas, com índices elevados de diversidade florística, embora com baixa representatividade de espécies arbóreas e presença de invasoras como *Cyperus rotundus*. Conclui-se que as áreas apresentam resiliência ecológica, porém com necessidade de monitoramento contínuo, controle de invasoras e enriquecimento com espécies secundárias para avançar os processos sucessionais. Os resultados destacam a importância do banco de sementes como ferramenta para o diagnóstico e monitoramento de áreas em restauração.

Palavras-chave: Restauração florestal; Nucleação; Regeneração natural; Plantio de mudas; Sucessão ecológica.

CHAPTER II: SOIL SEED BANK AS A BIOINDICATOR OF ECOLOGICAL RESTORATION IN PERMANENT PRESERVATION AREAS LOCATED IN TRANSITION ZONES BETWEEN THE PAMPA AND ATLANTIC FOREST BIOMES IN RIO GRANDE DO SUL

Abstract

This study evaluated the soil seed bank as a bioindicator of ecological restoration process in transitional areas between the Pampa and Atlantic Forest biomes, in Rio Grande do Sul, Brazil. Three Permanent Preservation Areas (PPAs), subjected to different restoration techniques—nucleation and passive restoration—were monitored. The soil seed bank was systematically sampled and germinated in a greenhouse for six months, yielding 4,517 individuals belonging to 77 species distributed across 23 families. A predominance of pioneer, native, and herbaceous species was observed, with high floristic diversity indices, although with low representation of tree species and the presence of invasive species such as *Cyperus rotundus*. The results indicate that the areas exhibit ecological resilience; however, continuous monitoring, control of invasive species, and enrichment with secondary species are needed to advance successional processes. The results underscore the importance of the soil seed bank as a tool for diagnosing and monitoring restoration areas.

Keywords: Forest restoration; Nucleation; Natural regeneration; Seedling planting; Ecological succession.

1. INTRODUÇÃO

De acordo com o artigo 225 da Constituição da República Federativa do Brasil “Todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações” (Brasil, 1988). Com isso, torna-se indispensável a preservação e restauração dos ecossistemas brasileiros.

A restauração de um ecossistema busca reconstituir um ambiente degradado da forma mais similar possível a sua condição antes da degradação (Brasil, 2000). Para isso, diversas técnicas de restauração podem ser implementadas, sendo o plantio em área total uma das técnicas mais utilizadas e considerada como “restauração tradicional” (Martins et al., 2012). Além da restauração tradicional, existem técnicas alternativas que tornam a restauração menos custosa economicamente, entre elas, a restauração passiva e a nucleação.

A restauração passiva consiste na retirada dos fatores de degradação, de forma que permita a regeneração natural do ecossistema. Esse método usa a resiliência da própria vegetação para restaurar a área afetada, portanto, deve ser utilizado em casos em que a vegetação ainda possui potencial de regeneração (Crouzeilles et al., 2017). Para determinar a possibilidade de utilização desse método, é importante a avaliação da paisagem, pois a restauração passiva depende da entrada de propágulos e da conectividade entre fragmentos florestais (Magnago et al., 2012).

Em locais onde apenas a regeneração natural não é suficiente para garantir a restauração do ecossistema, é necessária a utilização de outras técnicas além da restauração passiva, como a nucleação, que consiste na implantação de núcleos na área afetada (Martins et al., 2012). A nucleação é uma metodologia de restauração ecológica utilizada com o intuito de gerar um microclima favorável à sucessão natural, buscando desencadear gatilhos ecológicos para facilitar o processo (Martins et al., 2012). De acordo com Reis et al. (2006), esses núcleos devem ocupar aproximadamente 5% da área total e desempenharem funções ecológicas a fim de resgatar o fluxo natural do ecossistema. Entre as técnicas de nucleação, uma das mais utilizadas é o plantio de mudas em grupos de Anderson, essa técnica consiste no plantio adensado de cinco mudas em forma de cruz,

onde as espécies da borda proporcionam um ambiente sombreado para a espécie secundária localizada no meio do núcleo (Reis et al., 2006).

Para assegurar que a restauração ecológica seja bem-sucedida, é necessário não apenas o método de restauração adequado para cada situação, mas também seu monitoramento ao longo dos anos para garantir que os objetivos sejam alcançados (Brancalion et al., 2015). O monitoramento é realizado por meio de indicadores específicos que são capazes de avaliar o desenvolvimento das áreas em restauração. Esses indicadores permitem uma análise detalhada do progresso e das condições dos ecossistemas em restauração (Oliveira; Engel, 2017). Dessa forma, o monitoramento não apenas assegura a eficácia das ações de restauração, mas também fornece informações essenciais para ajustar estratégias de manejo, se necessário, ao longo do processo de restauração.

Um dos indicadores mais importantes para avaliação do desenvolvimento florestal é o banco de sementes do solo (Calegari et al., 2013; Martins et al., 2015). O banco de sementes é o estoque de sementes viáveis ou dormentes do solo, responsável pela regeneração e estabelecimento das populações vegetais. Dessa forma, o banco de sementes está diretamente relacionado à manutenção do ecossistema (Harper, 1977), sendo sua análise essencial para compreensão da futura estrutura e dinâmica da floresta.

Nesse contexto, o objetivo deste estudo foi avaliar áreas em processo de restauração por meio das técnicas de restauração passiva e nucleação, com base na análise do banco de sementes do solo, em uma região de transição entre os Biomas Pampa e Mata Atlântica no Rio Grande do Sul.

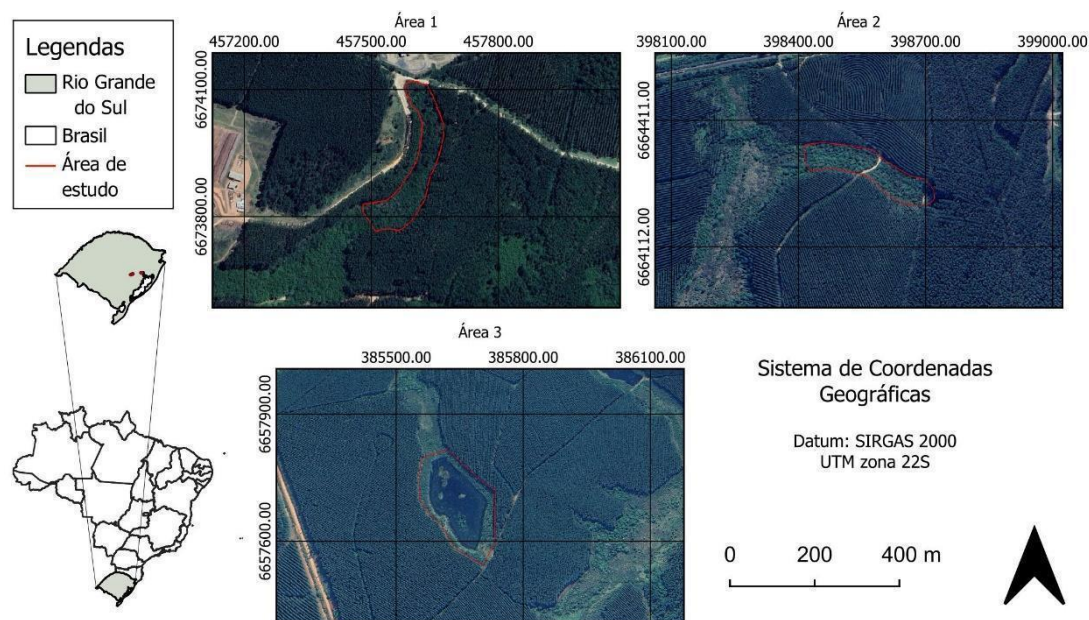
2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Caracterização das Áreas de Estudo

O estudo foi realizado em três Áreas de Preservação Permanente (Figura 10) em processo de restauração, localizadas em hortos florestais de eucalipto (*Eucalyptus spp.*) no estado do Rio Grande do Sul. De acordo com a classificação de Köppen, o clima da região é do tipo Cfa, subtropical úmido, caracterizado por verões quentes e sem estação

seca (Alvares et al., 2013). As áreas encontram-se em uma região de transição entre os Biomas Pampa e Mata Atlântica, herdando características dos dois ecossistemas.

Figura 10 - Localização das Áreas de Estudo, nos municípios de Eldorado do Sul, Minas do Leão e Rio Pardo - RS.



2.1.1. Área 1: Horto da Boa Vista – Área 1

Área de Preservação Permanente – APP de 1,17 hectares (Figura 10), localizada no município de Eldorado do Sul - RS, originalmente de floresta ripária com histórico de supressão vegetal e substituição por plantio comercial de eucalipto. Em 2012, foi realizada supressão dos eucaliptos e posteriormente, no ano de 2020, morte em pé dos indivíduos remanescentes.

2.1.2. Área 2: Horto São Vicente – Área 2

A área corresponde a uma APP de 1,89 hectares (Figura 10), localizada no município de Minas do Leão – RS, originalmente de floresta ripária, com histórico de supressão da vegetação natural e substituição por pastagem. No ano de 2011, foi realizada restauração através de plantio de núcleos. Os núcleos foram compostos por cinco mudas adensadas, com espaçamento de 1 x 1 m, das seguintes espécies nativas: *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong, *Schinus terebinthifolia* Raddi, *Eugenia uniflora* L.,

Citharexylum montevidense (Spreng.) Moldenke, *Luehea divaricata* Mart. and Zucc., *Psidium cattleianum* Sabine, *Cordia americana* (L.) Gottshling & J.E.Mill, *Inga vera* Willd., *Vitex megapotamica* (Spreng.) Moldenke e *Cedrela fissilis* Vell.

2.1.3. Área 3: Horto Águas Claras – Área 3

A área corresponde a uma APP de 3,0 hectares localizada no município de Rio Pardo- RS, originalmente composta por floresta ripária, com histórico de supressão da vegetação natural e substituição por pastagem. A restauração foi realizada através do plantio de mudas em grupos de Anderson, em núcleos cercados no ano de 2020. Os núcleos foram compostos por cinco mudas adensadas, com espaçamento de 1 x 1 m entre mudas, contendo as seguintes espécies distribuídas de forma aleatória: *Eugenia hiemalis* Cambess., *Inga vera* Willd., *Cordia americana* (L.) Gottshling & J.E.Mill, *Casearia sylvestris* Sw., *Parapiptadenia rigida* (Benth.) Brenan, *Allophylus edulis* (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl., *Mimosa bimucronata* (DC.) Kuntze, *Schinus molle* L., *Inga marginata* Willd., *Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub., *Casearia decandra* Jacq., *Erythroxylum argentinum* O.E.Schulz, *Jacaranda micrantha* Cham., *Jacaranda mimosifolia* D. Don, *Matayba elaeagnoides* Radlk., *Ceiba speciosa* (A.St.-Hil.) Ravenna, *Psidium cattleianum* Sabine e *Gymnanthes klotzschiana* Müll. Arg.

2.2. Coleta do Banco de Sementes do Solo

A coleta do banco de sementes do solo foi realizada de forma sistemática nas áreas dos hortos São Vicente, Boa Vista e Águas Claras, consistindo em 48 amostras em cada local. As áreas foram divididas em quatro transectos equidistantes dez metros entre si. Em cada transecto foram coletadas 12 amostras a cada 20 metros, totalizando 48 amostras em cada horto.

A coleta foi padronizada através de uma moldura de ferro, de tamanho 0,25 x 0,25 m (Figura 11A) alocada em cada ponto, de onde foi retirada, com o auxílio de uma pá, uma amostra dos primeiros 5 cm de solo (Figura 11B), contendo uma fina camada de serapilheira. As amostras do banco de sementes do solo foram identificadas e armazenadas inicialmente em sacos plásticos transparentes até serem transportadas para a casa de vegetação da empresa CMPC, localizada no município de Barra do Ribeiro, RS.

Na casa de vegetação, as amostras de solo foram transferidas para bandejas plásticas de 3 litros com dimensões de 30,3 x 22,1 x 7,5 cm, furadas na parte inferior para evitar o acúmulo de água. As bandejas foram mantidas na casa de vegetação com irrigação diária, automatizada por aspersão, juntamente com uma bandeja com substrato esterilizado para servir como controle.

Figura 11 - Coleta do banco de sementes do solo. Moldura de ferro, de tamanho 0,25 x 0,25 m (11A). Moldura a 5 cm de profundidade para a retirada da amostra (11B).



O material coletado foi monitorado quinzenalmente por um período de 6 meses. Ao fim do quarto mês de experimento, o solo das bandejas foi revolvido, com o intuito de facilitar a germinação de sementes localizadas no fundo das bandejas. Em cada avaliação foi realizada a contagem e identificação botânica dos indivíduos germinados. A classificação das espécies seguiu o sistema proposto pelo *Angiosperm Phylogeny Group IV* (APG IV, 2016) e verificados através do site Flora do Brasil (REFLORA, 2025). Todas as espécies identificadas foram classificadas quanto à origem (nativa e exótica) e forma de vida (arbórea, arbustiva, herbácea não gramínea, gramínea e trepadeira, considerando gramíneas todas as espécies da família Poaceae), bem como quanto à sua respectiva classe sucessional (pioneira, secundária inicial e secundária

tardia) (GANDOLFI et al., 1995) e síndrome de dispersão (autocórica, anemocórica e zoocórica) (VAN DER PIJL, 1982). Após cada avaliação, os indivíduos identificados foram retirados das bandejas e descartados.

2.3 Análise dos dados

Os parâmetros fitossociológicos e os índices de diversidade (Shannon-Wiener e Equabilidade de Pielou) foram calculados utilizando o programa FITOPAC 2.1 (Shepherd, 2010). O diagrama de Venn foi desenhado usando a função “*venn.diagram*” do pacote “*VennDiagram*” (Chen & Boutros, 2011) para verificar o número de espécies compartilhadas e exclusivas nos três hortos florestais avaliados.

A composição de espécies regenerantes foi analisada utilizando escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) usando o índice de Jaccard baseado em dados de presença e ausência. O NMDS foi obtido utilizando a função “*metaMDS*” do pacote “*vegan*” (Oksanen et al. 2018). Para determinar as possíveis diferenças na composição de espécies, foi aplicada a análise de variância permutacional multivariada (PERMANOVA, 9999 *permutations*), utilizando a rotina “*adonis2*” disponível no pacote “*vegan*” (Oksanen et al. 2018). As comparações pareadas para os tratamentos foram realizadas por meio da função “*adonis.pair*” do pacote “*EcolUtils*”.

Para testar a distribuição normal da riqueza de espécies e abundância de indivíduos, utilizou-se o teste de Shapiro–Wilk e o gráfico Q–Q, e a homogeneidade das variâncias foi avaliada pelo teste de Bartlett (Crawley, 2013). A comparação das médias de abundância de plântulas, riqueza e diversidade de Shannon entre os bancos de sementes foi executada por meio do teste de Kruskal-Wallis adotando um nível de significância de $p < 0,05$. Os gráficos foram desenhados usando as funções ‘*geom_violin*’ e ‘*geom_boxplot*’ do pacote “*ggplot2*” (Wickham 2016), no software R (versão 4.4.0; R Core Team, 2025).

3. RESULTADOS

3.1. Composição florística, fitossociologia e diversidade do banco de sementes do solo

Durante os seis meses de experimento, foram contabilizados 4.517 indivíduos nas três áreas, distribuídos em 77 espécies e 23 famílias botânicas, dessas 77 espécies, duas

não foram identificadas e sete foram identificadas em nível de gênero (Tabela 4). Não foram identificados indivíduos nas bandejas de controle, indicando ausência de propágulos vindos da área externa.

Tabela 4 - Composição florística e parâmetros fitossociológicos das espécies identificadas no banco de sementes do solo dos hortos florestais Boa Vista, São Vicente e Águas Claras em zona de ecótipo Pampa-Mata Atlântica, no Estado do Rio Grande do Sul.

| Espécies | Boa Vista | | | São Vicente | | | Águas Claras | | |
|---|-----------|-------|------|-------------|-----|------|--------------|------|------|
| | Ni | DR | FR | Ni | DR | FR | Ni | DR | FR |
| Acanthaceae | | | | | | | | | |
| <i>Thunbergia alata</i> Bojer ex Sims | 4 | 0,25 | 1,01 | | | | | | |
| Amaranthaceae | | | | | | | | | |
| <i>Chenopodium album</i> L. | | | | | | | 8 | 0,55 | 1,04 |
| Apiaceae | | | | | | | | | |
| <i>Centella asiatica</i> (L.) Urb. | 8 | 0,49 | 1,35 | 19 | 1,3 | 3,28 | 17 | 1,16 | 2,08 |
| Asteraceae | | | | | | | | | |
| <i>Ageratum conyzoides</i> L. | 10 | 0,62 | 1,01 | 16 | 1,1 | 2,87 | 115 | 7,86 | 4,17 |
| <i>Ambrosia polystachya</i> DC. | | | | 4 | 0,3 | 0,82 | | | |
| <i>Chromolaena laevigata</i> (Lam.) R.M.King & H.Rob. | 1 | 0,06 | 0,34 | | | | | | |
| <i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist | 17 | 1,05 | 1,69 | 12 | 0,8 | 2,46 | 47 | 3,21 | 4,51 |
| <i>Conyza</i> sp. | 3 | 0,18 | 0,34 | | | | | | |
| <i>Gamochaeta americana</i> (Mill.) Wedd. | 20 | 1,23 | 2,7 | 18 | 1,3 | 3,69 | 33 | 2,25 | 3,82 |
| <i>Gamochaeta</i> sp. | 4 | 0,25 | 0,68 | 15 | 1,1 | 2,87 | 3 | 0,2 | 0,35 |
| <i>Mikania micrantha</i> Kunth | 17 | 1,05 | 2,7 | | | | | | |
| <i>Pluchea sagittalis</i> (Lam.) Cabrera | 19 | 1,17 | 3,72 | | | | | | |
| <i>Bidens pilosa</i> L. | | | | | | | 3 | 0,2 | 0,35 |
| <i>Chromolaena odorata</i> (L.) R.M.King & H.Rob. | | | | | | | 1 | 0,07 | 0,35 |
| <i>Chromolaena ulei</i> (Hieron.) R.M.King & H.Rob. | | | | | | | 36 | 2,46 | 2,43 |
| <i>Emilia</i> sp. | | | | | | | 3 | 0,2 | 0,35 |
| <i>Senecio brasiliensis</i> (Spreng.) Less. | | | | | | | 10 | 0,68 | 1,39 |
| Commelinaceae | | | | | | | | | |
| <i>Commelina erecta</i> L. | 48 | 2,96 | 5,07 | 2 | 0,1 | 0,41 | 2 | 0,14 | 0,69 |
| Convolvulaceae | | | | | | | | | |
| <i>Ipomoea</i> sp. | | | | 8 | 0,6 | 1,23 | 3 | 0,2 | 0,69 |
| Cyperaceae | | | | | | | | | |
| <i>Bulbostylis capillaris</i> (L.) C.B. Clarke | 63 | 3,88 | 3,38 | | | | | | |
| <i>Cyperus difformis</i> L. | 31 | 1,91 | 2,7 | | | | | | |
| <i>Cyperus esculentus</i> L. | 11 | 0,68 | 0,34 | 39 | 2,7 | 0,82 | | | |
| <i>Cyperus aggregatus</i> (Willd.) Endl. | 271 | 16,69 | 5,74 | 64 | 4,5 | 2,87 | | | |
| <i>Cyperus hermaphroditus</i> (Jacq.) Standl. | 130 | 8 | 4,73 | 69 | 4,8 | 6,56 | | | |
| <i>Cyperus rotundus</i> L. | 102 | 6,28 | 5,41 | | | | 22 | 1,5 | 0,69 |
| <i>Fimbristylis dichotoma</i> (L.) Vahl | 38 | 2,34 | 2,7 | 25 | 18 | 8,2 | | | |
| <i>Kyllinga brevifolia</i> Rottb. | 10 | 0,62 | 0,68 | 20 | 14 | 4,1 | 80 | 5,46 | 3,82 |
| <i>Kyllinga odorata</i> Vahl | | | | | | | 94 | 6,42 | 3,47 |
| <i>Kyllinga vaginata</i> Lam. | 3 | 0,18 | 0,34 | 7 | 0,5 | 0,41 | 1 | 0,07 | 0,35 |

Continua...

| Espécies | Boa Vista | | | São Vicente | | | Águas Claras | | |
|---|-----------|-------|------|-------------|-----|------|--------------|------|------|
| | Ni | DR | FR | Ni | DR | FR | Ni | DR | FR |
| <i>Pycneus polystachyos</i> (Rottb.) P. Beauv. | 7 | 0,43 | 0,68 | | | | 98 | 6,69 | 5,21 |
| <i>Schoenoplectus californicus</i> (C.A. Mey.) Soják | 45 | 2,77 | 5,07 | 3 | 0,2 | 1,23 | 3 | 0,2 | 0,69 |
| Euphorbiaceae | | | | | | | | | |
| <i>Euphorbia hyssopifolia</i> L. | 8 | 0,49 | 1,01 | 17 | 1,2 | 2,05 | | | |
| Fabaceae | | | | | | | | | |
| <i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze | 38 | 2,34 | 6,42 | 11 | 0,8 | 1,23 | 16 | 1,09 | 2,43 |
| <i>Crotalaria pallida</i> Aiton | | | | | | | 4 | 0,27 | 0,69 |
| Iridaceae | | | | | | | | | |
| <i>Sisyrinchium palmifolium</i> L. | | | | 1 | 0,1 | 0,41 | | | |
| <i>Sisyrinchium</i> sp. | 47 | 2,89 | 5,07 | 13 | 0,9 | 2,05 | 3 | 0,2 | 0,35 |
| Lamiaceae | | | | | | | | | |
| <i>Cantinoa mutabilis</i> (Rich.) Harley & J.F.B. Pastore | | | | 23 | 1,6 | 3,28 | 81 | 5,53 | 4,17 |
| Linderniaceae | | | | | | | | | |
| <i>Lindernia dubia</i> (L.) Pennell | | | | 1 | 0,1 | 0,41 | | | |
| Malvaceae | | | | | | | | | |
| <i>Sida cordifolia</i> L. | 1 | 0,06 | 0,34 | | | | | | |
| <i>Sida rhombifolia</i> L. | 17 | 1,05 | 1,69 | 150 | 11 | 9,43 | | | |
| <i>Sida spinosa</i> L. | | | | 6 | 0,4 | 0,82 | 83 | 5,67 | 7,64 |
| Onagraceae | | | | | | | | | |
| <i>Ludwigia elegans</i> (Cambess.) H. Hara | 7 | 0,43 | 0,68 | | | | | | |
| <i>Ludwigia octovalvis</i> (Jacq.) P.H.Raven | 5 | 0,31 | 1,01 | | | | 5 | 0,34 | 0,69 |
| <i>Ludwigia peploides</i> (Kunth) P.H.Raven | | | | 2 | 0,1 | 0,41 | | | |
| Oxalidaceae | | | | | | | | | |
| <i>Oxalis corniculata</i> L. | 15 | 0,92 | 0,68 | 2 | 0,1 | 0,41 | | | |
| <i>Oxalis latifolia</i> Kunth | | | | 13 | 0,9 | 1,23 | | | |
| Phyllanthaceae | | | | | | | | | |
| <i>Phyllanthus niruri</i> L. | 11 | 0,68 | 0,68 | | | | | | |
| Plantaginaceae | | | | | | | | | |
| <i>Scoparia dulcis</i> L. | 259 | 15,95 | 7,09 | 98 | 6,9 | 2,87 | 59 | 4,03 | 2,08 |
| <i>Plantago lanceolata</i> L. | | | | | | | 7 | 0,48 | 2,08 |
| Poaceae | | | | | | | | | |
| <i>Urochloa</i> sp. | | | | 87 | 6,1 | 7,38 | | | |
| <i>Digitaria sanguinalis</i> (L.) Scop. | 60 | 3,69 | 2,36 | 52 | 3,6 | 6,15 | 29 | 1,98 | 2,78 |
| <i>Digitaria</i> sp. | 12 | 0,74 | 1,69 | | | | 43 | 2,94 | 4,17 |
| <i>Melinis minutiflora</i> p. beauv. | 5 | 0,31 | 0,34 | | | | 26 | 1,78 | 0,69 |
| <i>Panicum schwackeanum</i> Mez | 14 | 0,86 | 1,01 | 6 | 0,4 | 0,41 | | | |
| <i>Paspalum conjugatum</i> P.J. Bergius | 24 | 1,48 | 1,69 | 12 | 0,8 | 2,05 | | | |
| <i>Setaria parviflora</i> (Poir.) Kerguelen | 12 | 0,74 | 1,01 | 98 | 6,9 | 5,74 | 76 | 5,19 | 4,51 |
| <i>Urochloa decumbens</i> (Stapf) R.D.Webster | 9 | 0,55 | 0,68 | | | | | | |
| <i>Urochloa platyphylla</i> (Munro ex C.Wright) R.D.Webster | 20 | 1,23 | 2,03 | | | | | | |
| <i>Andropogon bicornis</i> L. | | | | | | | 24 | 1,64 | 1,39 |

Continua...

| Espécies | Boa Vista | | | São Vicente | | | Águas Claras | | |
|---|-----------|------|------|-------------|-----|------|--------------|------|------|
| | Ni | DR | FR | Ni | DR | FR | Ni | DR | FR |
| <i>Axonopus affinis</i> Chase | | | | 6 | 0,4 | 0,41 | 41 | 2,8 | 1,74 |
| <i>Dactyloctenium aegyptium</i> (L.) Willd. | | | | | | | 5 | 0,34 | 0,35 |
| <i>Echinochloa colona</i> (L.) Link | | | | | | | 42 | 2,87 | 1,74 |
| <i>Eragrostis airoides</i> Nees. | | | | 8 | 0,6 | 0,41 | 5 | 0,34 | 0,35 |
| <i>Paspalum paniculatum</i> L. | | | | 6 | 0,4 | 0,82 | 32 | 2,19 | 2,08 |
| <i>Sporobolus indicus</i> (L.) R.Br. | | | | | | | 26 | 1,78 | 2,43 |
| Polygonaceae | | | | | | | | | |
| <i>Polygonum hydropiperoides</i> Michx. | | | | | | | 19 | 1,3 | 2,08 |
| Portulacaceae | | | | | | | | | |
| <i>Portulaca oleracea</i> L. | | | | | | | 39 | 2,66 | 0,69 |
| Rubiaceae | | | | | | | | | |
| <i>Diodia saponariifolia</i> (Cham. & Schltdl.) K. Schum. | | | | | | | 4 | 0,27 | 0,35 |
| <i>Mitracarpus hirtus</i> (L.) DC. | | | | | | | 17 | 1,16 | 1,04 |
| <i>Richardia brasiliensis</i> Gomes | | | | 5 | 0,4 | 1,23 | 124 | 8,47 | 6,94 |
| Solanaceae | | | | | | | | | |
| <i>Physalis angulata</i> L. | | | | 4 | 0,3 | 0,41 | | | |
| <i>Physalis pubescens</i> L. | | | | 3 | 0,2 | 0,82 | | | |
| <i>Solanum americanum</i> Mill. | 160 | 9,85 | 7,43 | 37 | 2,6 | 2,05 | 45 | 3,07 | 4,17 |
| <i>Solanum sisymbriifolium</i> Lam. | 4 | 0,25 | 1,35 | 6 | 0,4 | 0,82 | 21 | 1,43 | 4,17 |
| <i>Solanum viarum</i> Dunal | 2 | 0,12 | 0,34 | 12 | 0,8 | 1,64 | 3 | 0,2 | 0,69 |
| Urticaceae | | | | | | | | | |
| <i>Cecropia pachystachya</i> Trécul | 6 | 0,37 | 1,35 | | | | | | |
| <i>Pilea microphylla</i> (L.) Liebm. | 9 | 0,55 | 0,68 | 6 | 0,4 | 0,82 | 3 | 0,2 | 0,35 |
| Verbenaceae | | | | | | | | | |
| <i>Stachytarpheta</i> sp. | | | | 1 | 0,1 | 0,41 | | | |
| <i>Verbena bonariensis</i> L. | 12 | 0,74 | 0,34 | | | | | | |
| <i>Verbena litoralis</i> Kunth | | | | 9 | 0,6 | 2,05 | 3 | 0,2 | 0,69 |
| NI | | | | | | | | | |
| Espécie 1 | 3 | 0,18 | 0,34 | | | | | | |
| Espécie 2 | 2 | 0,12 | 0,34 | | | | | | |
| Total | 1624 | 100 | 100 | 1429 | 100 | 100 | 1464 | 100 | 100 |

Em que: Ni: número de indivíduos; DR: densidade relativa; FR: frequência.

Entre as três áreas avaliadas, o horto Boa Vista apresentou maior número de indivíduos, totalizando 1624, distribuídos em 48 espécies pertencentes a 18 famílias botânicas, resultando em uma densidade de 542 propágulos por m². As famílias encontradas em maior abundância no local foram as famílias Cyperaceae, Plantaginaceae, Solanaceae e Poaceae, englobando 44, 16, 10 e 10% de dos indivíduos respectivamente.

Em relação à diversidade local, encontrou-se um índice de Shannon-Weaver (H') de 3,015 e uma Equabilidade de Pielou (J') de 0,775, tendo como espécies mais

representativas *Scoparia dulcis* L., com 15,95 % dos indivíduos totais, *Cyperus aggregatus* (Willd.) Endl., com 16,69%, *Cyperus hermaphroditus* (Jacq.) Standl., com 8%, *Solanum americanum* Mill, com 9,85% e *Cyperus rotundus* L., com 6,28%. Em relação à frequência, indivíduos das espécies *Mimosa bimucronata* (DC.) Kuntze, *Scoparia dulcis* L. e *Solanum americanum* Mill. demonstraram maiores valores mais elevados (Tabela 4).

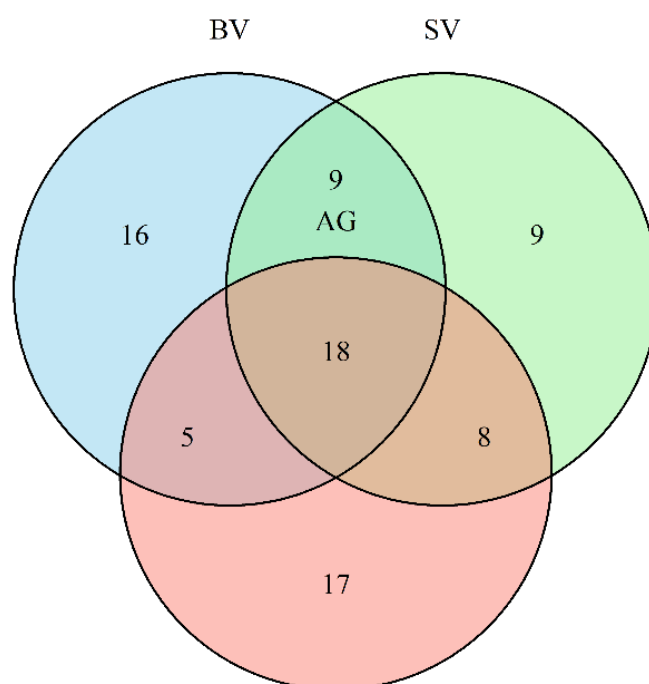
No horto Águas Claras, foram contabilizados 1.464 indivíduos, distribuídos em 47 espécies e 19 famílias botânicas, resultando em uma densidade de 509 plântulas por m². As famílias mais abundantes foram as famílias Poaceae, Cyperaceae e Asteraceae, onde são encontrados 24, 20 e 17% de todos os indivíduos amostrados. O índice de Shannon-Weaver (H') da área foi de 3,344 e a Equabilidade de Pielou (J') de 0,864, tendo como espécies mais abundantes *Richardia brasiliensis* Gomes, com uma densidade relativa de 8,5%, *Ageratum conyzoides* L. com 7,9% e *Kyllinga odorata* Vahl. com 6,4%. Tratando-se de frequência, espécies como *Sida spinosa* L. e *Richardia brasiliensis* Gomes foram observadas em mais amostras, quando comparadas com as outras espécies.

No horto São Vicente, foram amostrados 1429 indivíduos, distribuídos em 44 espécies de 19 famílias botânicas, resultando em uma densidade de 486 plântulas por m². As famílias mais abundantes nessa área foram as famílias Cyperaceae, onde encontram-se 45% dos indivíduos, Poaceae, com 19% e Malvaceae com 11% dos indivíduos. O local apresentou um índice de Shannon-Weaver (H') da área foi de 2,907 e a Equabilidade de Pielou (J') de 0,768, tendo como espécies mais abundantes *Fimbristylis dichotoma* (L.) Vahl, *Kyllinga brevifolia* Rottb. e *Sida rhombifolia* L., com 18, 14 e 10% dos indivíduos amostrados respectivamente. Quanto à frequência, destacaram-se *Fimbristylis dichotoma* (L.) Vahl, *Sida rhombifolia* L e *Urochloa* sp.

Tratando-se das espécies compartilhadas, foi possível identificar 18 espécies em comum entre as três áreas de estudo (Boa Vista, São Vicente e Águas Claras), nove espécies em comum entre o horto Boa Vista e São Vicente, oito espécies em comum entre o horto São Vicente e Águas Claras e cinco espécies em comum entre o horto Águas Claras e Boa Vista. O horto Águas Claras foi o que apresentou maior quantidade de

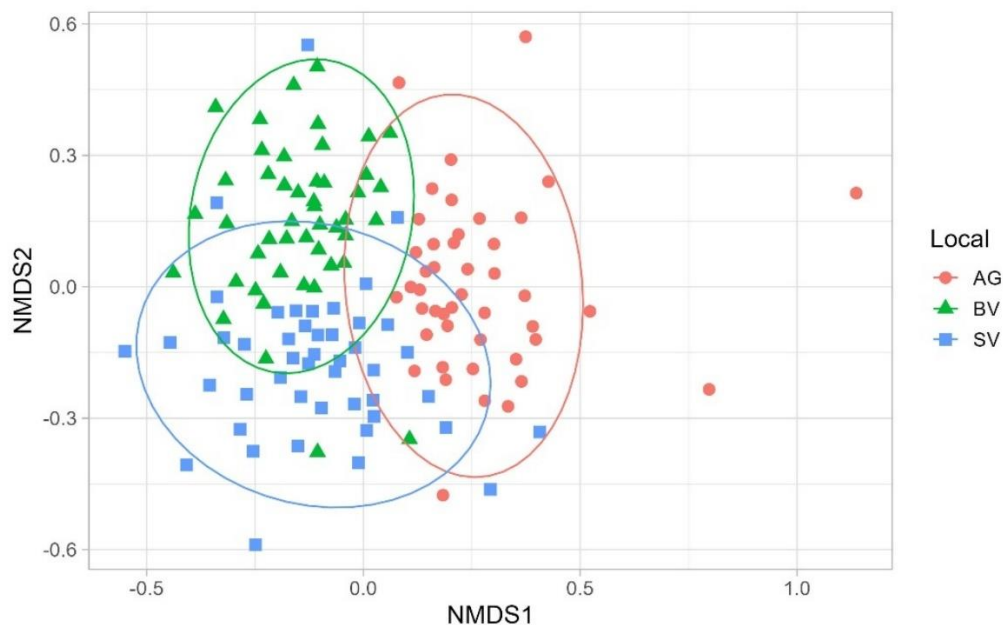
espécies exclusivas, seguido pelo Boa Vista e São Vicente, com 17, 16 e nove espécies respectivamente (Figura 12).

Figura 12 - Diagrama de Venn apresentando o compartilhamento de espécies entre os hortos e o número de espécies exclusivas. Em que: BV – Boa Vista; SV – São Vicente; AG – Águas Claras.



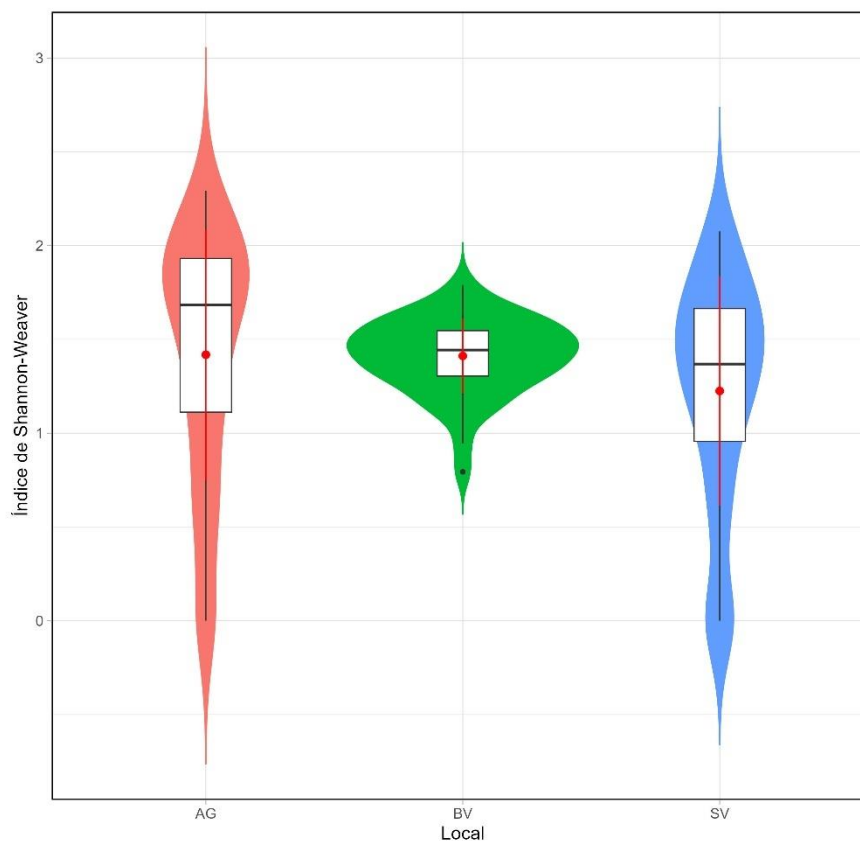
Ao comparar a composição florística dos bancos de sementes do solo nos três locais, foi identificada uma diferença significativa (Stress=0,18; Permanova, $F_{2,138}=8,57$; $p\text{-valor}<0,001$), resultando na formação de dois grupos distintos no escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) (Figura 13).

Figura 13 - Escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) da composição florística de espécies, baseado em abundância, entre os bancos de sementes do solo dos hortos Boa Vista, São Vicente e Águas Claras no Rio Grande do Sul.



Em relação à diversidade, o índice de diversidade de Shannon-Weaver (Kruskal-Wallis, $p\text{-valor} = 0.08408$) não diferiu estatisticamente entre os bancos de sementes, com os bancos de sementes do HF Águas Claras e HF Boa Vista apresentando valores médios por parcela muito próximos de 1,42 e 1,41, respectivamente, ao passo que o HF São Vicente apresentou H' de 1,21 (Figura 14).

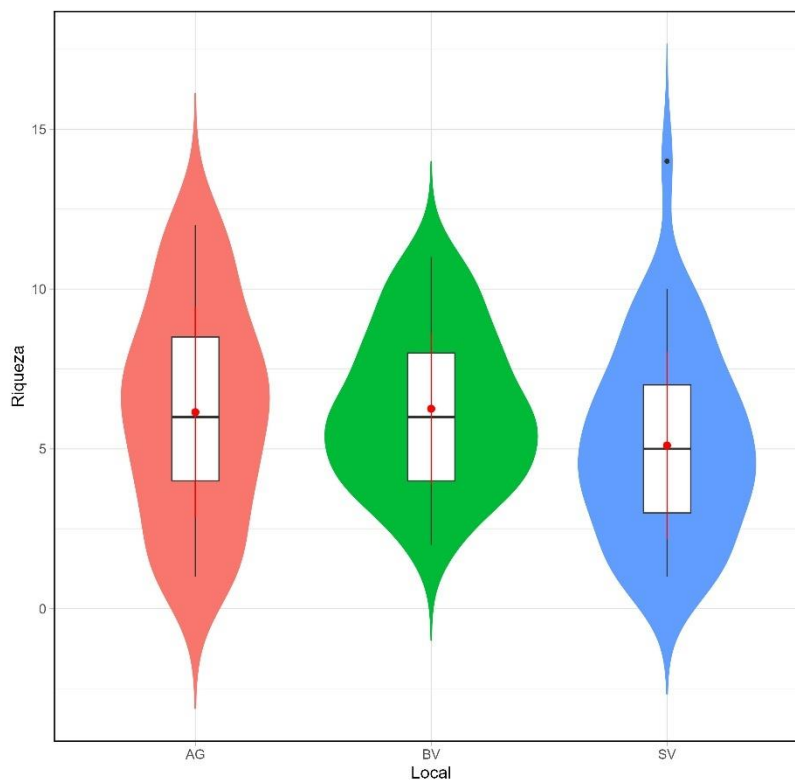
Figura 14 - Índice de Shannon-Weaver por unidade amostral dos bancos de sementes do solo dos hortos Águas Claras, Boa Vista e São Vicente.



3.2. Riqueza e abundância do banco de sementes do solo.

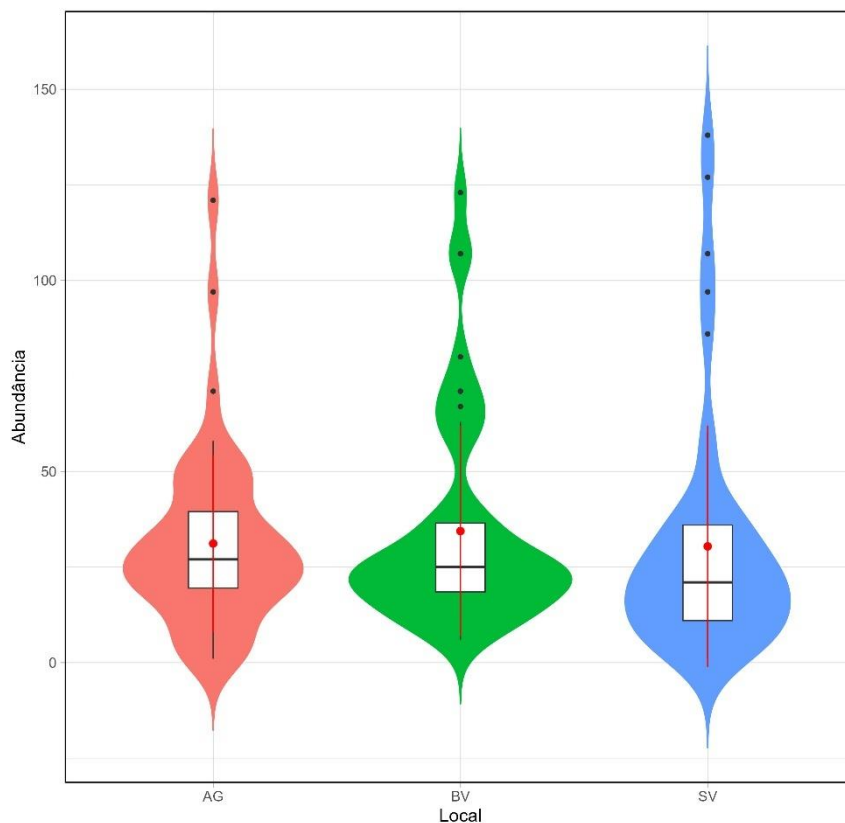
A riqueza média de espécies por unidade amostral não diferiu estatisticamente entre os três locais avaliados (Kruskal-Wallis, $p\text{-valor} = 0,09$), com o banco de sementes do solo do HF Boa Vista (BV) apresentando média de 6,3 espécies, o HF Águas Claras de 6,15 espécies e o HF São Vicente de 5,1 espécies por parcela (Figura 15).

Figura 15 - Riqueza de espécies por unidade amostral dos bancos de sementes do solo dos hortos Águas Claras, Boa Vista e São Vicente.



Comparando-se a variabilidade da abundância de plântulas por unidade amostral nos três bancos de sementes do solo (Kruskal-Wallis, $p\text{-valor} = 0,2818$) não foram detectadas diferenças significativas, com o HF Boa Vista apresentando um média de 34,4 indivíduos por parcela, o HF Águas Claras 31,15 indivíduos e o HF São Vicente 30,40 indivíduos por parcela (Figura 16).

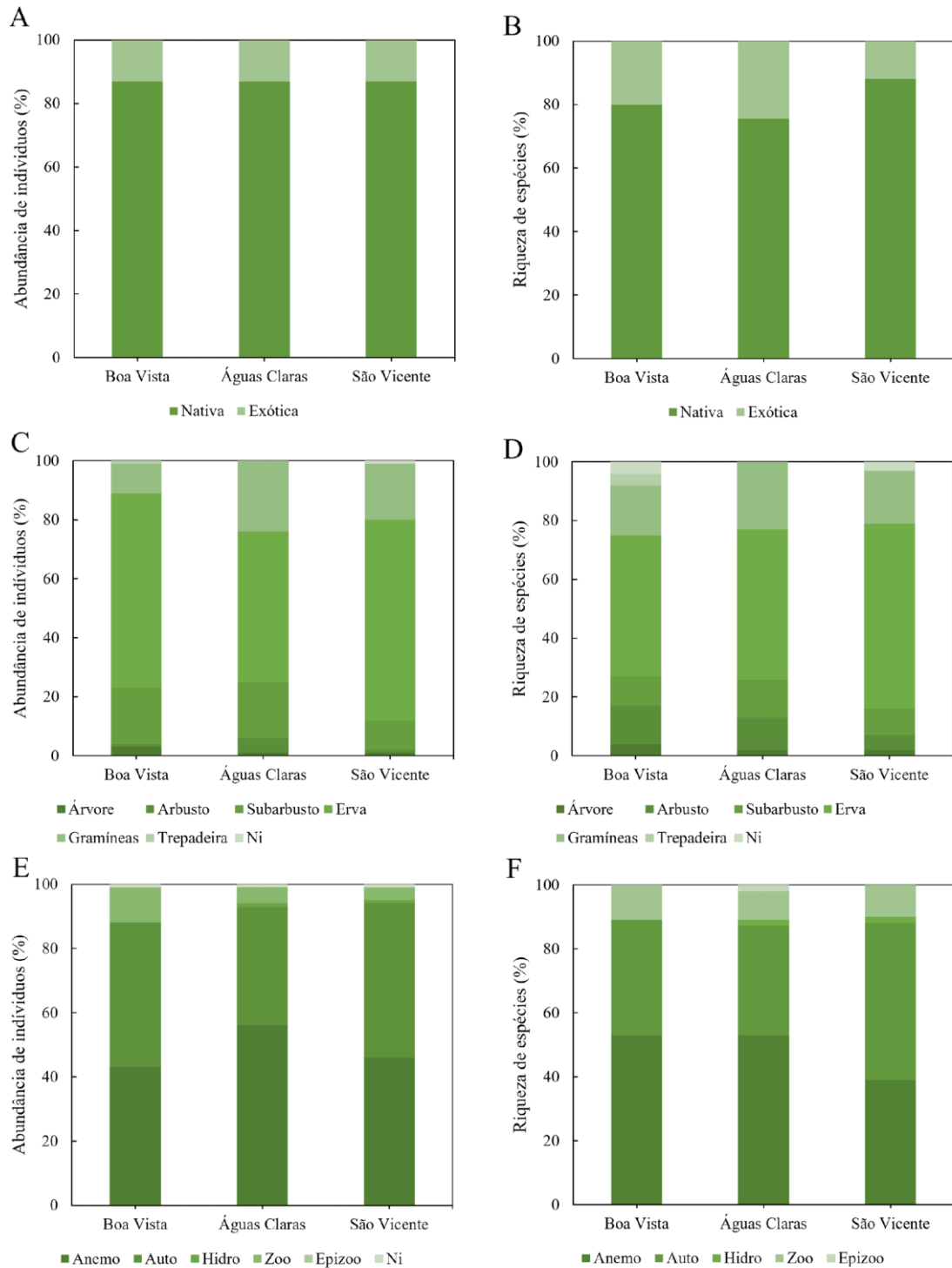
Figura 16 - Abundância de indivíduos por unidade amostral dos bancos de sementes do solo dos hortos Águas Claras, Boa Vista e São Vicente.



3.3. Grupos Funcionais

Entre os indivíduos identificados, todos são do grupo sucessional pioneiro. De maneira geral, percebeu-se predomínio de espécies de origem nativa e forma de vida herbácea, com destaque para as síndromes de dispersão anemocóricas e autocóricas, como observado na Figura 17. Esse padrão se repetiu quando observada a abundância de indivíduos.

Figura 17 - Distribuição da riqueza de espécies e abundância de indivíduos, em relação a origem (A e B), forma de vida (C e D) e síndrome de dispersão (E e F), nos três hortos florestais avaliados.



Na área 1, 80% das espécies identificadas são consideradas nativas no estado do Rio Grande do Sul, enquanto 20% são consideradas de origem exótica. Em relação a abundância de indivíduos, também foi observado um predomínio de indivíduos considerados nativos, sendo 86% de indivíduos nativos, 13% de indivíduos exóticos e 1 não foi possível identificar a origem. Nessa área, foram encontradas espécies com as formas de vida herbácea não gramínea, gramínea, subarbastiva, arbustiva, arbórea, trepadeira e espécies não identificadas, com 48, 17, 13, 4, 4 e 4% das espécies respectivamente. Quando classificada a abundância da forma de vida, percebe que 66% dos indivíduos são considerados ervas, 19% subarbastos, 10% gramíneas, 3% árvores, 1% trepadeiras, e 1% arbustos, tendo 1% dos indivíduos não identificados.

Em relação as outras áreas, a área 1 apresentou menos tipos de síndrome de dispersão, sendo estas anemocóricas, autocóricas e zoocóricas, com 53, 36 e 11% das espécies respectivamente. Quanto a abundância, os valores diferiram um pouco da riqueza de espécies, havendo maior quantidade de indivíduos autocóricos, com 45% do total de indivíduos identificados, seguida pela síndrome de dispersão anemocórica com 43% e zoocórica permanecendo com 11%.

Entre as três áreas avaliadas, a área 2 foi a que apresentou maior porcentagem de espécies nativas, possuindo 88% de espécies identificadas autóctones e 12 % de espécies alóctones. Quanto a abundância de indivíduos identificados, os valores se mantiveram similares, possuindo 87% de indivíduos nativos e 13% exóticos. A forma de vida predominante da área foi a herbácea não gramínea, com 63% das espécies, seguida pela gramínea com 18% das espécies, subarbastiva, arbustiva e arbórea com 9, 5 e 2% das espécies respectivamente. Quanto a abundância, 68% dos indivíduos foram classificados como herbáceas não gramínea, 19 como gramíneas, 10% como subarbastivos, 1% arbustivos e 1% arbóreos.

Na área 2, foi possível observar síndromes de dispersão anemocóricas, autocóricas, hidrocóricas e zoocóricas, em 39, 49, 2 e 10% das espécies respectivamente. Quanto a abundância de indivíduos, percebeu-se maior número de indivíduos autocóricos, com 48% dos indivíduos, seguido pelos anemocóricos com 46% dos indivíduos,

zoocóricos com 4% dos indivíduos e hidrocóricos com 1% dos indivíduos, não sendo possível identificar a síndrome de dispersão de 1% dos indivíduos quantificados.

Das áreas analisadas, a área 3 foi a que apresentou menor porcentagem de espécies nativas, mas mantendo um predomínio de 75,5% das espécies, enquanto 24,5 são consideradas exóticas. Em relação a abundância de indivíduos, há um aumento na porcentagem de espécies nativas, tendo 87% dos indivíduos com essa origem e 13 possuindo origem exótica. Quanto a forma de vida, 51% das espécies são classificadas como herbáceas não gramíneas, 23% gramíneas, 13% subarbustivas, 11% arbustivas e 2% arbóreas. Já para a abundância de indivíduos, 51% são classificados como ervas, 24 como gramíneas, 19% subarbustos, 5% arbustos, e 1% árvores.

Em relação as síndromes de dispersão, a área 1 demonstrou maior diversidade, encontrando anemocoria, autocoria, epizocoria, hidrocória e zoocoria, em 53, 34, 2, 2 e 9% das espécies respectivamente. Em relação a abundância de indivíduos, 56% são classificados como anemocóricos, 37% autocóricos, 5% zoocóricos, 0,2% epizocóricos e 1% hidrocóricos, não sendo possível identificar a síndrome de dispersão de 1% dos indivíduos.

4. DISCUSSÃO

Os resultados referentes a densidade de indivíduos foram inferiores a estudos como o de Scot et al. (2021) para uma Floresta Estacional Decidual localizada no mesmo estado, porém superior ao de Piaia et al. (2017) em uma área de transição entre os Biomas Pampa e Mata Atlântica, indicando que manteve valores médios de densidade. Além disso, manteve-se entre os valores de 48 a 18.900 indivíduos por m² indicados por Gardwood (1989) como valores mínimos e máximos de densidade de indivíduos em áreas de florestas secundárias tropicais.

A representatividade das famílias Cyperaceae, Asteraceae e Solanaceae foi observada em outros trabalhos (Oliveira, 2023; Piaia, 2017; Scoti, 2021), mostrando-se uma característica comum em estudos de bancos de sementes de florestas estacionais. Além disso, a alta diversidade de espécies da família Poaceae, como no trabalho de

Procknow (2023), demonstra a influência do Bioma Pampa na composição florística do banco de sementes.

Os Índices Shannon-Wiener observados nas três áreas demonstram valores superiores a outro estudo na mesma região (Piaia, 2017), porém manteve Equabilidade de Pielou similar. A alta diversidade encontrada nos bancos de sementes das três áreas, é um resultado positivo, principalmente levando em consideração que muitas espécies encontradas são responsáveis pela formação campestre do Bioma Pampa, demonstrando potencial de regeneração natural da área.

A alta densidade da espécie *Scoparia dulcis* L também foi observada em outros estudos (Oliveira, 2023), podendo indicar uma dominância da espécie sobre as demais, porém não é apontada como um problema para a restauração ecológica da área, visto que é uma espécie nativa e desempenhou o seu papel na cobertura do solo. Em contrapartida, a espécie *Cyperus rotundus* L., considerada invasora agressiva e com efeitos alelopáticos sobre algumas espécies (Andrade, 2009), também apresentou alta densidade na Área 1, reforçando a importância do monitoramento para garantir o sucesso da restauração.

O predomínio de espécies herbáceas anemocóricas é uma característica comum em estudos de bancos de sementes do solo no Bioma Pampa e em áreas em início de sucessão no Bioma Mata Atlântica (Piaia et al, 2017; Procknow, 2023; Dueñez, 2024; Oliveira, 2023) pois o ciclo de vida curto e alta produção de sementes destas espécies facilita sua propagação em áreas abertas. Essa alta densidade de indivíduos herbáceos anemocóricos desempenha um papel crucial para a regeneração natural do ecossistema, servindo como cobertura vegetal para a diminuição dos processos erosivos e aumento da estabilidade do solo (Calegari et al., 2013).

Assim como o predomínio de espécies com forma de vida herbácea e anemocórica, a alta quantidade de espécies pioneiras também é um resultado esperado, pois espécies dessa categoria sucessional produzem altas quantidades de sementes e mecanismos de dispersão eficientes, além disso, sua capacidade de manter sementes dormentes viáveis são capazes de formar um banco de sementes mais persistente (Sousa et al., 2017). Essa categoria sucessional é extremamente importante para o início dos processos de sucessão ecológica, sendo as primeiras espécies a colonizar áreas abertas,

proporcionando um microclima mais favorável para o estabelecimento de espécies mais exigentes.

Apesar do baixo número de indivíduos de espécies arbóreas, foi possível encontrar indivíduos da espécie *Cecropia pachystachya* Trécul, que tem sua dispersão feita por aves e morcegos, servindo como poleiros naturais e formando núcleos de vegetação ao seu redor, o que facilita o desenvolvimento da regeneração natural. Além disso, é uma espécie com baixa taxa de mortalidade e crescimento rápido, conseguindo superar a competição com nativas exóticas estabelecer-se no ambiente (Pilon, 2013, indicando potencial da área para o avanço dos processos sucessionais.

A média densidade e alta diversidade encontrada nas três áreas, demonstra a resiliência da vegetação frente a degradação, demonstrando que, mesmo após distúrbios, a vegetação natural é capaz de se regenerar, porém é recomendada a continuação do monitoramento, visto que o baixo número de espécies arbóreas e arbustivas e ausência de outra categoria sucessional, além da pioneira, pode indicar uma dificuldade no avanço do processo sucessional, podendo ser recomendado o enriquecimento da área, por exemplo, com bolas de sementes (Martins et al., 2021) No entanto, essa ausência de grupos ecológicos mais tardios na sucessão também pode estar relacionada ao pouco tempo de restauração, visto que zonas influenciadas pelo Bioma Pampa são caracterizadas por processos sucessionais mais demorados (Procknow et al., 2023).

5. CONCLUSÃO

O estudo demonstrou que o banco de sementes do solo das três áreas localizadas em zona de transição entre os biomas Pampa e Mata Atlântica apresenta elevada diversidade florística, com predominância de espécies nativas, pioneiras e herbáceas, caracterizando-se por estágios iniciais da sucessão ecológica. Apesar do baixo número de espécies arbóreas e da presença de exóticas invasoras como *Cyperus rotundus*, os resultados indicam que as áreas analisadas mantêm um potencial para a regeneração natural, evidenciando a resiliência dos ecossistemas frente aos distúrbios sofridos. Apesar disso, os resultados reforçam a importância do monitoramento contínuo do banco de

sementes do solo, permitindo identificar avanços e desafios ao longo da restauração, como o controle de espécies invasoras e a promoção da entrada de espécies secundárias e tardias através do enriquecimento.

6. REFERÊNCIAS

ANDRADE, H. M. *et al.* Potencial alelopático de *Cyperus rotundus* L. sobre espécies cultivadas. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 33, supl. especial, p. 1984–1990, 2009.

ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP – APG IV. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 181, p. 1–20, 2016.

BRANCALION P.H.S. *et al.* Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração. In: Martins, S. V. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Viçosa: Editora UFV, 2015, p. 263-292.

BRASIL. **Constituição (1988)**. Constituição da República Federativa do Brasil. Brasília, DF: Senado Federal, 1988

BRASIL. **Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000**. Regulamenta o art. 225, §1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. *Diário Oficial da União*: seção 1, Brasília, DF, 19 jul. 2000.

CALEGARI, L.; MARTINS, S. V.; CAMPOS, L. C.; SILVA, E.; GLERIANI, J. M. Avaliação do banco de sementes do solo para fins de restauração florestal em Carandaí, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 37, n. 5, p. 871–880, 2013.

CROUZEILLES, R. *et al.* Ecological outcomes of restoration in tropical forests: a global meta-analysis. **Forest Ecology and Management**, [S.l.], v. 391, p. 416–425, 2017.

Dueñez, L. K.S. **Estudo sobre banco de sementes do solo e bolas de sementes, para restauração florestal em ambientes de mineração de bauxita, na Zona da Mata de Minas Gerais**. 2024. 86 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 2024

GANDOLFI, S.; LEITÃO FILHO, HERMÓNES, F.; BEZERRA, C. L. F. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 55, n. 4, p. 753–767, 1995.

HARPER, J.L. **Population biology of plants**. London: Academic Press, 892p., 1977.

MAGNAGO, L. F. S.; MARTINS, S. V.; Venzke, T.S.L.; Ivanauskas, N.M. Os processos e estágios sucessionais da Mata Atlântica como referência à restauração florestal. In: MARTINS, S. V. (Org.). *Restauração ecológica de ecossistemas degradados*. Restauração ecológica de ecossistemas degradados. 1ed. Viçosa, MG: Editora UFV, 2012, v. 1, p. 69-100.

MARTINS, S. V.; ALVES, W. V. L.; VILLA, P.M.; KRUSCHEWSKY, G. C.; DIAS, A. A. Bolas de sementes com rejeito da barragem de Fundão: uma inovação na restauração florestal das áreas atingidas na região de Mariana, MG. In: OLIVEIRA, R. J. (Org). *Gestão de Resíduos e a Elaboração de Bioprodutos para Uso na Agricultura: pesquisa e aplicação*. 1ed. Guarujá, SP: Editora Científica Digital, 2021, p. 61-72.

MARTINS, S.V.; BORGES, E.E.L.; SILVA, K.A. O banco de sementes do solo e sua utilização como bioindicador de restauração ecológica. In: Martins, S. V. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Viçosa: Editora UFV, 2015, p. 331-376.

MARTINS, S. V.; MIRANDA NETO, A.; RIBEIRO, T. M. Uma abordagem sobre diversidade e técnicas de restauração ecológica. **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Viçosa: Editora UFV, 2012. p. 17–40.

OKSANEN, J. et al. (2018) ‘Vegan’: community ecology package. R package version 2.4-6. <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/vegan.pdf>.

OLIVEIRA, M. E. A. **Banco de sementes do solo como bioindicador de resiliência de áreas em restauração florestal, Brumadinho, MG.** 2023. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 2023.

OLIVEIRA, R. E.; ENGEL, V. L. Indicadores de monitoramento da restauração na Floresta Atlântica e atributos para ecossistemas restaurados. **Scientia Plena**, v. 13, n. 12, dez. 2017

PIAIA, B. B. *et al.* Análise do banco de sementes visando estratégia de transposição para a restauração ecológica no Rio Grande do Sul. *Floresta*, Curitiba, v. 47, n. 3, p. 221–228, 2017.

PILON, N. A. L. *et al.* Critérios para indicação de espécies prioritárias para a restauração da vegetação de Cerrado. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 41, n. 99, p. 389–399, set. 2013.

PROCKNOW, D. et al. **Monitoramento da restauração ecológica em matas ciliares do bioma Pampa.** 2023. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Santa Maria.

PROCKNOW, D. *et al.* Monitoring ecological restoration of riparian forest: Is the applied nucleation effective ten years after implementation in the Pampa? **Forest Ecology and Management**, v. 538, art. 120955, 2023.

REIS, A.; TRES, D. R.; BECHARA, F. C. A Nucleação como Novo Paradigma na Restauração Ecológica: “Espaço para o Imprevisível”. In: Simpósio sobre recuperação de áreas degradadas com ênfase em matas ciliares e Workshop sobre recuperação de áreas degradadas no estado de São Paulo: avaliação da aplicação e aprimoramento da resolução SMA 47/03, 2006. São Paulo. Simpósios... São Paulo: Instituto de Botânica, 2006, p. 17

SCCOTI, M. S. V. *et al.* Mecanismos de regeneração natural em remanescente de floresta estacional decidual. *Ciência Florestal*, Santa Maria, v. 21, n. 3, p. 455–468, 2011.

SHEPHERD, G. J. Fitopac 2.1. Campinas, Brasil: Departamento de Botânica, Universidade Estadual de Campinas, 2010.

SOUSA, T. R. *et al.* The effect of forest fragmentation on the soil seed bank of Central Amazonia. *Forest Ecology and Management*, v. 393, p. 105–112, 2017.

VAN DER PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants.** Berlin: Springer, 1982.

CAPÍTULO III: METODOLOGIA PARA DIAGNÓSTICO RÁPIDO EM ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO NO RIO GRANDE DO SUL

Paula Letícia Wolff Kettenhuber^{1*}; Maiara Resende Araujo¹; Elias Frank de Araujo²; Sebastião Venâncio Martins¹

¹Laboratório de Restauração Florestal, Departamento de Engenharia Florestal, Universidade Federal de Viçosa. E-mail: paulakettenhuber@gmail.com, maiara.resende@ufv.br, venancio@ufv.br. ² CMPC – Celulose Riograndense. E-mail: elias.araujo@cmpcrs.com.br.

*Corresponding author.

Resumo

O monitoramento de áreas restauradas ou em processo de restauração ainda é um procedimento de difícil implementação devido ao seu custo elevado e a falta de profissionais habilitados para realizar a identificação botânica das espécies. Para solucionar esse problema, metodologias alternativas de monitoramento da restauração, que utilizam parâmetros mais simples e visuais, têm sido propostas. Contudo essas metodologias carecem de estudos para a sua validação. O objetivo desse trabalho foi propor uma metodologia, baseada no Diagnóstico Ambiental Rápido desenvolvida pelo INEA, para o monitoramento de Áreas de Preservação Permanente de hortos florestais da CMPC Celulose Riograndense, em processo de restauração através de regeneração natural assistida e plantio de mudas em núcleos, localizadas no Estado do Rio Grande do Sul. Para isso, são propostos uma série de indicadores de fácil e rápida mensuração, que foram utilizados para monitorar três áreas de mata ciliar em hortos florestais da empresa CMPC Celulose Riograndense. Os resultados encontrados foram similares aos obtidos com metodologias convencionais de monitoramento para áreas em condições semelhantes. A metodologia proposta nesse estudo mostrou-se eficaz para o monitoramento de áreas em processo de restauração passiva, regeneração natural assistida e por núcleos no Estado do Rio Grande do Sul, especialmente quando há escassez de

profissionais habilitados para a identificação botânica e para áreas com grandes extensões.

Palavras-chave: Monitoramento; Indicadores ecológicos; Regeneração Natural; Nucleação.

1. INTRODUÇÃO

Com o surgimento das áreas de preservação permanente instituídas pelo Código Florestal (Brasil, 1965) e reforçadas pelo Novo Código Florestal (Brasil, 2012), juntamente com uma maior conscientização da população a respeito da degradação ambiental, tornou-se indispensável a restauração florestal como forma de promover o desenvolvimento sustentável (Martins, 2020). De acordo com a Lei nº 9.985 (Brasil, 2000), a restauração busca restituir um ecossistema da forma mais próxima possível da sua condição original, ou seja, da sua condição antes da degradação.

Entre as formas de promover a restauração, tem-se a restauração passiva que consiste na regeneração natural da vegetação em áreas que ainda possuem resiliência e a nucleação que busca proporcionar um ambiente mais favorável para o desenvolvimento florestal, por exemplo através da implantação de núcleos de mudas (Martins et al., 2019). A restauração florestal envolve não apenas a aplicação de técnicas restauradoras, mas também seu monitoramento ao longo dos anos para que se possa avaliar o desenvolvimento da área, identificar possíveis problemas e verificar a eficiência dos métodos aplicados, sendo essencial para a tomada de decisões (Ignácio et al., 2007). O monitoramento de áreas restauradas é um fator chave para que a restauração ecológica seja bem-sucedida, devendo ser realizado através da avaliação de parâmetros capazes de indicar o desenvolvimento florestal (Oliveira e Engel, 2017).

Múltiplos indicadores ecológicos têm sido propostos para a avaliação e monitoramento da sustentabilidade dos projetos de restauração, como parâmetros fitossociológicos, crescimento e sobrevivência de mudas, regeneração natural, cobertura do solo, estoque de biomassa, banco de sementes do solo, entre outros (Martins, 2021; Martins et al., 2020). No entanto, quando se tem um grande número de áreas em restauração, a utilização de indicadores que requerem, por exemplo, a identificação botânica das espécies torna-se difícil e onerosa, devido à baixa disponibilidade de mão-de-obra qualificada e ao alto custo, que muitas vezes pode ultrapassar os custos de implantação das técnicas de restauração. Para solucionar problemas como estes, têm surgido metodologias alternativas de monitoramento da restauração que utilizam parâmetros mais simples e visuais, contudo essas metodologias carecem de estudos para a sua validação.

Mesmo com diferentes tipos de indicadores capazes de avaliar o desenvolvimento de uma floresta, o monitoramento de áreas restauradas ou em processo de restauração ainda é um procedimento de difícil implementação devido ao seu custo elevado e a falta de profissionais habilitados para realizar a identificação botânica das espécies (Ribeiro de Moura et al., 2022). Nesse sentido, o Instituto Estadual do Ambiente (INEA) desenvolveu uma metodologia simplificada para o estado do Rio de Janeiro, denominada de Diagnóstico Ambiental Rápido (DAR), que consiste na sistematização e simplificação da coleta de dados a campo (Instituto Estadual do Ambiente (RJ), 2019). O DAR busca compreender os parâmetros ecológicos de uma área através de estimativa visual, de maneira que seja possível obter dados de forma mais rápida e prática, sem a necessidade de identificação botânica e da mensuração tradicional dos indicadores, possibilitando, assim, que seja aplicada por diversos profissionais.

Nesse contexto, buscando tornar o monitoramento da restauração florestal mais rápido e acessível, o objetivo do trabalho foi propor uma metodologia, baseada no Diagnóstico Ambiental Rápido desenvolvida pelo INEA, para o monitoramento de Áreas de Preservação Permanente de hortos florestais da CMPC Celulose Riograndense, em processo de restauração através de regeneração natural assistida e plantio de mudas em núcleos, localizadas no Estado do Rio Grande do Sul.

2. MATERIAL E MÉTODOS

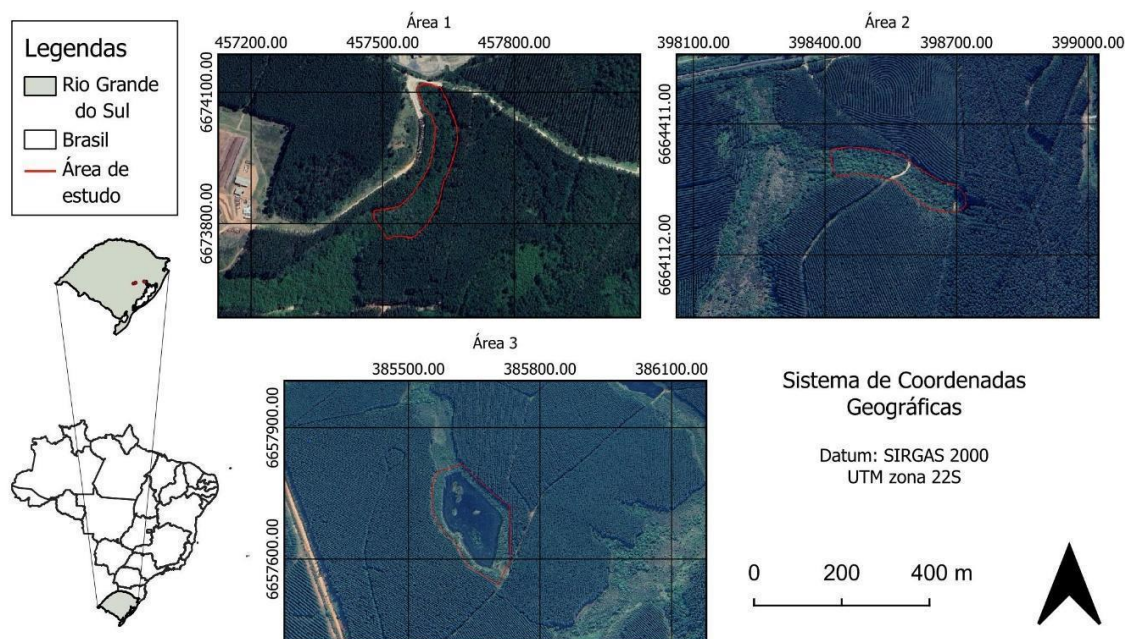
2.1 Local de estudo

Este estudo foi realizado em áreas de mata ciliar em processo de restauração em hortos florestais da empresa CMPC Celulose Riograndense, no Rio Grande do Sul, Brasil (Figura 18). O clima da região é subtropical, tipo "Cfa", segundo a classificação de Köppen, caracterizado por verões quentes e sem estação seca. A temperatura média do mês mais frio (julho) é de 12,1°C e do mês mais quente (janeiro) é de 23,7°C. A precipitação média anual situa-se entre 1600 e 1900 mm (Alvares et al., 2013). A região é caracterizada por ecótono transicional entre as formações vegetais dos Biomas Pampa e Mata Atlântica, formando um mosaico de vegetação campestre, arbustos e Floresta Estacional Semidecidual. Foram avaliadas três Áreas de Preservação Permanente:

Área 1: área de dois hectares localizada no Horto Florestal Boa Vista, originalmente composta por floresta ripária, com histórico de supressão de parte da vegetação natural e substituição por silvicultura comercial de eucalipto. No ano de 2012, foi realizada a supressão dos eucaliptos e posteriormente em 2020, foi realizada a morte em pé dos indivíduos de eucalipto remanescentes na APP.

Área 2: área de dois hectares localizada no Horto Florestal São Vicente, originalmente composta por floresta ripária, com histórico de supressão da vegetação natural e substituição por pastagem. A restauração florestal foi realizada através do plantio em núcleos cercados em 2011. Os núcleos foram compostos por cinco mudas adensadas, com espaçamento de 1x1 m entre mudas, com as seguintes espécies distribuídas aleatoriamente: *Schinus terebinthifolia* Raddi, *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong, *Eugenia uniflora* L., *Luehea divaricata* Mart. and Zucc., *Cordia americana* (L.) Gottshling & J.E.Mill, *Inga vera* Willd., *Psidium cattleianum* Sabine, *Vitex megapotamica* (Spreng.) Moldenke, *Cedrela fissilis* Vell., *Citharexylum montevidense* (Spreng.) Moldenke.

Área 3: área de três hectares localizada no Horto Florestal Águas Claras, originalmente composta por floresta ripária, com histórico de supressão da vegetação natural e substituição por pastagem. A restauração foi realizada através do plantio em núcleos cercados em 2020. Os núcleos foram compostos por cinco mudas adensadas, com espaçamento de 1x1 m entre mudas, com as seguintes espécies distribuídas aleatoriamente: *Cordia americana* (L.) Gottshling & J.E.Mill, *Casearia sylvestris* Sw., *Allophylus edulis* (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl., *Mimosa bimucronata* (DC.) Kuntze, *Schinus molle* L., *Inga vera* Willd., *Inga marginata* Willd., *Eugenia hiemalis* Cambess., *Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub., *Parapiptadenia rigida* (Benth.) Brenan, *Casearia decandra* Jacq., *Erythroxylum argentinum* O.E.Schulz, *Jacaranda micrantha* Cham., *Jacaranda mimosifolia* D. Don, *Matayba elaeagnoides* Radlk., *Ceiba speciosa* (A.St.-Hil.) Ravenna, *Psidium cattleianum* Sabine e *Sebastiania commersoniana* (Baill.) L.B. Sm. & Downs.

Figura 18 - Localização das áreas de estudo.

2.2 Indicadores de avaliação e monitoramento da restauração florestal

Os indicadores avaliados foram definidos considerando áreas em processo de restauração através da condução da regeneração natural e do plantio em núcleos (Tabela 5). As parcelas utilizadas nesta metodologia possuem dimensões de 10 x 10 metros, totalizando 100 m² por parcela.

Tabela 5 - Indicadores de avaliação e monitoramento mensurados.

| Indicador | Descrição | Unidade de medida/escala |
|--|---|--|
| Densidade espécies arbóreas ou plantadas | Contagem de indivíduos arbóreos (CAP> 10 cm) ou plantados | Nº de indivíduos arbóreos/plantados/ha |
| Densidade regeneração natural | Contagem de indivíduos regenerantes (CAP> 10 cm) | Nº de indivíduos regenerantes/ha |

| | | |
|--|---|--|
| Riqueza aparente de espécies arbóreas ou plantadas | Contagem das diferentes morfoespécies arbóreas (CAP > 10 cm) ou plantadas | Nº de espécies arbóreas/plantadas |
| Riqueza aparente da regeneração natural | Contagem das diferentes morfoespécies com CAP < 10 cm e altura > 30 cm | Nº de espécies regenerantes |
| Altura média | Estimativa visual | Metros |
| Espécies atrativas para a fauna | Verificação da disponibilidade de flores e frutos | Nº de espécies com flores e frutos |
| Dominância | Verificação de dominância de poucas espécies | () há dominância de poucas espécies () não há dominância |
| Solo exposto | Estimativa visual | () 0% () 25-50% () 1-5% () 50-75% () 5-10% () 75-95% () 10-25% () 95-100% |
| Cobertura do dossel | Estimativa visual da cobertura do dossel | () 0% () 25-50% () 1-5% () 50-75% () 5-10% () 75-95% () 10-25% () 95-100% |
| Cobertura de gramíneas/arbustivas competidoras | Estimativa visual da cobertura de gramíneas e arbustivas competidoras | () 0% () 25-50% () 1-5% () 50-75% () 5-10% () 75-95% () 10-25% () 95-100% |
| Remanescentes/presença de espécies exóticas | Verificação da presença de espécies exóticas | () todos indivíduos foram eliminadas () há presença de alguns indivíduos () há presença de muitos indivíduos |

A determinação da densidade e riqueza de indivíduos arbóreos/ha e de indivíduos regenerantes/ha foram realizadas através da contagem dos indivíduos e das diferentes morfoespécies com circunferência à altura do peito (CAP) maior ou igual a 10 cm e dos indivíduos com CAP menor que 10 cm e altura maior que 30 cm, respectivamente. Na área 3, como ainda não há ocorrência de espécies com porte arbóreo (CAP > 10 cm) foram contabilizadas as espécies plantadas nos núcleos. A riqueza foi contabilizada considerando o total de espécies diferentes encontradas nas parcelas.

A altura média foi determinada através de estimativa visual. A % de solo exposto, da cobertura do dossel e de gramíneas/arbustivas competidoras foram avaliadas utilizando a escala adaptada de Braun – Blanquet: 0%, 1–5%, 5–10%, 10–25%, 25–50%, 50–75%, 75–95% e 95–100% (Mueller-Dombois; Ellenberg, 1974). A presença de espécies zoocóricas e a dominância foram avaliadas através de verificação visual. Além disso, foi avaliada a presença/permanência de indivíduos de espécies exóticas nas áreas onde houve a supressão destes.

3. RESULTADOS

Nas três áreas de estudo, foram observados 411 indivíduos plantados ou com CAP maior que 10 cm, sendo 291, 77 e 43 indivíduos encontrados nas áreas 1, 2 e 3 respectivamente. Esses valores equivalem a uma densidade populacional de 5820, 1540 e 430 indivíduos por hectare, respectivamente (Tabela 6). Na área 1 a riqueza de espécies com porte arbóreo foi de 25 e na área 2 de 15. Na área 3 a riqueza de espécies plantadas nos núcleos foi de 19 espécies. Quanto à regeneração natural, na área 1 foram encontrados 66 indivíduos, distribuídos em 12 espécies, na área 2 213 indivíduos, distribuídos em 25 espécies e na área 3 24 indivíduos, pertencentes à 8 espécies.

Como observado na Tabela 6, as maiores alturas médias foram observadas na área 1 com 5,9 m, seguida pela área 2 com 3,9 m e pela área 3 com 1,4 m.

As espécies consideradas atrativas para a fauna, ou seja, aquelas que continham flores e frutos no momento da observação, foram encontradas em maior quantidade na área 1, onde foi possível observar um total de sete espécies, seguida pela área 2 com cinco espécies e área 3 com uma espécie. Entre as áreas estudadas, apenas na área 1 verificou-

se a presença de espécies exóticas, na qual foram encontrados seis indivíduos. Quanto à dominância de espécies, foi observado que não há dominância aparente em nenhuma das áreas de estudo.

Tabela 6 - Indicadores observados nas 3 áreas em processo de restauração florestal avaliadas.

| Indicador | Área 1 | Área 2 | Área 3 |
|------------------------------------|----------------------------------|---------------|---------------|
| Densidade esp. (ind./ha) | 5820 | 1540 | 430 |
| Densidade reg. natural (ind./ha) | 1320 | 4260 | 240 |
| Riqueza aparente | 25 | 16 | 19* |
| Riqueza reg. natural | 12 | 26 | 8 |
| Altura média (m) | 5,95 | 3,87 | 1,37 |
| Espécies atrativas para a fauna | 7 | 5 | 1 |
| Dominância | não | não | não |
| Solo exposto (%) | 0 | 5-10 | 0 |
| Cobertura do dossel (%) | 75-95 | 50-75 | 10-25 |
| Cobertura de esp. competidoras (%) | 10-25 | 25-50 | 75-95 |
| Presença de esp. exóticas | há presença de alguns indivíduos | - | - |

*Riqueza de espécies plantadas nos núcleos.

Entre as áreas de estudo, apenas na área 2 foi possível observar locais com solo exposto, sendo as demais áreas inteiramente cobertas com algum tipo de vegetação. Na área 1, a cobertura predominante foi a do dossel, com valores de cobertura de 75–95%, enquanto a cobertura de vegetação gramínea/arbustiva observada foi de 10–25%. Na área 2, o dossel e as espécies gramíneas/arbustivas obtiveram porcentagens de cobertura de 50–75% e de 25–50%, respectivamente, enquanto o solo exposto foi observado em apenas 5–10% do local. Na área 3, foi possível observar predominância gramíneo/arbustiva na cobertura do solo, atingindo 75–95% da área, enquanto a cobertura do dossel foi de apenas 10–25%.

4. DISCUSSÃO

As áreas estudadas encontram-se em diferentes estágios de restauração, devido às particularidades de cada local, tempo de restauração e histórico da área. Na área 1 as APPs já estavam estabelecidas, ocorrendo apenas a morte em pé de indivíduos do gênero *Eucalyptus*, o que impulsionou o crescimento da vegetação nativa já existente. Por outro lado, as áreas 2 e 3, apresentavam histórico de supressão da vegetação nativa e substituição por pastagem, o que explica a necessidade de um período maior para a sua restauração. Além disso, na área 3, o plantio em núcleos foi realizado há apenas 4 anos e a ocorrência de regeneração natural é dificultada pela ausência de remanescentes de florestas nativas próximos do local.

Os resultados encontrados nas áreas analisadas foram similares aos obtidos por Piaia (2021) e Procknow et al. (2023), onde foram utilizadas metodologias convencionais de monitoramento para áreas em condições semelhantes. A riqueza de regenerantes encontrada por Piaia (2021), em três áreas distintas com plantio em núcleos, variaram de 30 a 32, enquanto a riqueza obtida através do DAR foi de 26 para a área 2. As coberturas de dossel obtidas por Piaia (2021) variaram de 62 a 76 e a do DAR foi estimada em 50-75%, enquanto as densidades de indivíduos de regeneração natural também mostraram valores similares, tendo os valores de Piaia variado de 4137 a 5078 indivíduos por hectare e o obtido pelo DAR foi de 4260, reforçando a ideia de que o DAR é capaz de gerar resultados muito próximos daqueles obtidos utilizando metodologias convencionais.

Os resultados obtidos demonstram um estágio de sucessão entre o médio e avançado na área 1, de acordo com a resolução do CONAMA 33/1994 que define os estágios sucessionais das formações vegetais que ocorrem na região da Mata Atlântica do Estado do Rio Grande do Sul (Brasil, 1994). Apesar da área ainda possuir características do estágio médio de sucessão, como a altura inferior a 6 metros, outras características como predominância do estrato arbóreo, dossel fechado e sub-bosque menos expressivo, reforçam um estágio mais avançado da vegetação (Tabela 6).

Na área 2 foi possível observar um estágio médio de regeneração (Brasil, 1994) onde a vegetação possui altura inferior a 8 metros e a fisionomia é dividida entre espécies arbóreas e gramíneo/arbustiva. Além disso, o número de indivíduos regenerantes sobressaiu-se sobre as demais áreas, característica de uma área em processo médio de

sucessão. O número de espécies encontradas na área 2 foi maior que o número de espécies inicialmente plantadas nos núcleos, o que demonstra a entrada de propágulos na área e a efetividade dos núcleos como facilitadores para o desenvolvimento da regeneração natural (Martins, 2018).

Os indicadores obtidos na área 3, expressam um local em sucessão inicial de regeneração (Brasil, 1994), onde há predomínio de vegetação herbácea e arbustiva e indivíduos arbóreos com altura menor que 3 metros. A presença de alguns indivíduos provenientes de regeneração natural evidência que, apesar de estar em estágio inicial, as técnicas nucleadoras estão cumprindo com seu papel de impulsionar a restauração (Martins et al., 2019).

O baixo número de espécies atrativas à fauna é característico de áreas em processo de sucessão inicial (Piaia et al., 2021), estado em que há predomínio de espécies anemocóricas (Magnago et al., 2012), o que pode explicar a presença de apenas uma espécie atrativa à fauna na área 3. No entanto, possivelmente esse número seja maior, uma vez que só foram contabilizadas as espécies com flores ou frutos no momento da avaliação. Nas áreas 1 e 2 houve maior número de espécies capazes de atrair à fauna, contribuindo para o aumento de interações ecológicas, garantindo o estabelecimento e manutenção da dinâmica florestal (Magnago et al., 2012).

Cabe salientar que apesar da metodologia proposta ter obtido valores próximos a estudos que utilizaram metodologias convencionais, pode haver algumas limitações referentes à falta de identificação botânica das espécies. A riqueza de espécies e a presença de indivíduos alóctones podem ser subestimadas ou superestimadas dependendo da experiência do observador em determinar as diferentes morfoespécies e do conhecimento prévio das espécies exóticas presentes na área. Além disso, o número de espécies atrativas à fauna é subestimado, uma vez que este é contabilizado apenas no momento da observação.

5. CONCLUSÃO

A metodologia proposta nesse estudo mostrou-se eficaz para o monitoramento de áreas em processo de restauração passiva, regeneração natural assistida e por núcleos no Estado do Rio Grande do Sul. Mesmo com limitações causadas pela falta de identificação

botânica de todas as espécies, o método forneceu dados capazes de indicar o desenvolvimento florestal das áreas avaliadas, caracterizando os estágios de sucessão natural e auxiliando na tomada de decisão referente à necessidade de manutenção ou de novas intervenções nas áreas. Dessa forma, a metodologia proposta apresentou-se promissora quando há escassez de profissionais habilitados para a identificação botânica, pouco tempo para realização do monitoramento e para áreas com grandes extensões.

6. REFERÊNCIAS

ALVARES CA, STAPE JL, SENTELHAS PC, DE MORAES GONÇALVES JL, SPAROVEK G. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*. 2013; 22(6):711–28. Doi: 10.1127/0941-2948/2013/0507

BRASIL. Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965. Instituiu o código florestal brasileiro. Brasília, DF; 1965.

BRASIL. Resolução CONAMA N. 33, de 7 de dezembro de 1994. Dispõe sobre a definição dos estágios sucessionais das formações vegetais ocorrentes na região da Mata Atlântica do Rio Grande do Sul. Brasília, DF; 1994.

BRASIL. Lei N. 9.985, de 18 de julho de 2000. Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza. Brasília, DF; 2020.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Institui o novo código florestal brasileiro. Brasília, DF; 2020.

IGNÁCIO ED, ATTANASIO CM, TONIATO MTZ. Monitoramento de plantios de restauração de florestas ciliares: microbacia do ribeirão São João, Mineiros do Tietê, SP. *Rev. Inst. Flor.* 2007;19(2): 137-148.

INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTE (RJ). Manual de procedimentos para o monitoramento e avaliação de áreas em restauração florestal no Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro; 2019.

MAGNAGO LFS, MARTINS SV, VENZKE TSL, IVANAUSKAS NM. Os processos e estágios sucessionais da Mata Atlântica como referência para restauração florestal. In:

Martins SV (Org.). Restauração ecológica de ecossistemas degradados. Viçosa, MG: Ed. UFV, p. 69-100; 2012.

MARTINS SV. Alternative Forest Restoration Techniques. In: New Perspectives in Forest Science. InTech; 2018.

MARTINS SV, BAUCHSPIESS C, ARAUJO EF. Ecological Restoration of Permanent Preservation Areas through Seedling Nuclei, Rio Grande Do Sul, Brazil. In: Vlieger K de, editor. Recent Advances in Ecological Restoration. 1st ed. New York: Nova Science Publishers; 2019. p. 1–32.

MARTINS SV. Restauração florestal. Viçosa; 2020.

MARTINS SV. Recuperação de áreas degradadas: ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração. 5 ed. Viçosa: Aprenda Fácil; 2021. 230 p.

RIBEIRO DE MOURA CJ, SANTOS QUINTELA DA COSTA NUNES MF, REAL DE ABREU RC. A novel monitoring protocol to evaluate large-scale forest restoration projects in the tropics. *Tropical Ecology*. 2022;63: 113–121. Doi: <https://doi.org/10.1007/s42965-021-00194-x>

MUELLER-DOMBOIS D, ELLENBERG HA. Aims and methods of vegetation ecology. New York: John Wiley & Sons; 1974.

OLIVEIRA RE, ENGEL VL. Indicadores de monitoramento da restauração na Floresta Atlântica e atributos para ecossistemas restaurados. *Scientia Plena*. 2017;13(12). Doi: <https://doi.org/10.14808/sci.plena.2017.127301>

PIAIA BB (2021) Indicadores Ecológicos no Monitoramento da Restauração de Florestas Ciliares no Sul do Brasil. 122 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2021.

PIAIA BB, ROVEDDER APM, PROCKNOW D, CAMARGO B. Assessment of ecological indicators in restoration by applied nucleation with different ages. *Ciencia Florestal*. 2021;31(3):1512–34. Doi: <https://doi.org/10.5902/1980509848105>

PROCKNOW D, ROVEDDER APM, PIAIA BB, CAMARGO B, DE MORAES STEFANELLO M, DA SILVA MPKL, DA SILVA PS, CRODA JP, DREYER JB.

Monitoring ecological restoration of riparian forest: Is the applied nucleation effective ten years after implementation in the Pampa? *Forest Ecology and Management*. 2023;538. Doi: 10.1016/j.foreco.2023.120955.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados indicaram que todas as técnicas de nucleação analisadas foram eficazes para promover cobertura do solo e iniciar o processo sucessional, com diferenças quanto à densidade, diversidade e equabilidade de espécies. O banco de sementes demonstrou potencial como bioindicador, evidenciando a resiliência das áreas estudadas, mas também a necessidade de manejo de espécies invasoras e de enriquecimento com espécies secundárias. A metodologia de diagnóstico rápido mostrou-se aplicável como ferramenta de monitoramento, especialmente em contextos de restrição de recursos.

De forma geral, constatou-se que a restauração em ecótonos demanda estratégias adaptativas, capazes de equilibrar a proteção imediata do solo e a promoção da diversidade em longo prazo. Recomenda-se a continuidade do monitoramento para avaliar a estabilidade sucessionais e a consolidação da vegetação, de modo a orientar intervenções futuras e aprimorar as práticas de restauração na região.