

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE CIÊNCIAS RURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA**

Fabiane Granzotto

**POTENCIAL DE REGENERAÇÃO NATURAL EM MATRIZ
PRODUTIVA DE EUCALIPTO NO BIOMA PAMPA**

Santa Maria, RS
2022

Fabiane Granzotto

**POTENCIAL DE REGENERAÇÃO NATURAL EM MATRIZ PRODUTIVA DE
EUCALIPTO NO BIOMA PAMPA**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Área de Concentração em Engenharia Agroambiental, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutora em Engenharia Agrícola**.

Orientadora: Prof. Dr^a. Ana Paula Moreira Rovedder

Santa Maria, RS
2022

This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Finance Code 001

Granzotto, Fabiane
Potencial de regeneração natural em matriz produtiva
de eucalipto no bioma Pampa / Fabiane Granzotto.- 2022.
228 p.; 30 cm

Orientadora: Ana Paula Moreira Rovedder
Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa
Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós
Graduação em Engenharia Agrícola, RS, 2022

1. Restauração passiva 2. Banco de sementes do solo 3.
Remanescentes florestais nativos 4. Plantio de eucalipto 5.
Ecótono I. Moreira Rovedder, Ana Paula II. Título.

Sistema de geração automática de ficha catalográfica da UFSM. Dados fornecidos pelo autor(a). Sob supervisão da Direção da Divisão de Processos Técnicos da Biblioteca Central. Bibliotecária responsável Paula Schoenfeldt Patta CRB 10/1728.

Declaro, FABIANE GRANZOTTO, para os devidos fins e sob as penas da lei, que a pesquisa constante neste trabalho de conclusão de curso (Tese) foi por mim elaborada e que as informações necessárias objeto de consulta em literatura e outras fontes estão devidamente referenciadas. Declaro, ainda, que este trabalho ou parte dele não foi apresentado anteriormente para obtenção de qualquer outro grau acadêmico, estando ciente de que a inveracidade da presente declaração poderá resultar na anulação da titulação pela Universidade, entre outras consequências legais.

Fabiane Granzotto

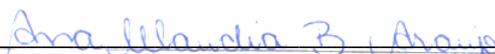
**POTENCIAL DE REGENERAÇÃO NATURAL EM MATRIZ PRODUTIVA DE
EUCALIPTO NO BIOMA PAMPA**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Área de Concentração em Engenharia Agroambiental, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutora em Engenharia Agrícola**.

Aprovada em 31 de março de 2022.



Ana Paula Moreira Rovedder, Dr^a. (UFSM)
(Presidente/Orientadora - Videoconferência)



Ana Claudia Bentancor Araujo, Dr^a. (IFFar/Alegrete)
(Videoconferência)



Bruna Balestrin Araujo, Pós-Doutoranda (UFSM)
(Videoconferência)



Cristina Gouvêa Redin, Dr^a. (ECO A Ambiental)
(Videoconferência)



Ricardo Bergamo Schenato, Dr. (UFSM)
(Videoconferência)

Santa Maria, RS
2022

AGRADECIMENTOS

Por vezes na vida, temos coisas a dizer e queremos falar, porém nem sempre as palavras certas surgem e a emoção nos toma.

Por vezes na vida, o silêncio se sobressai a qualquer fala e não podemos explicar porque só sentimos.

Por vezes na vida, pessoas e momentos passam muito rapidamente e não conseguimos dizer a elas o quanto foram e são importantes para nós pela infinitude que nos representam. Isso, simplesmente porque tem pessoas que ao cruzarem nossas vidas nos marcam de maneira permanente.

Para algumas dessas pessoas deixo registrado minha imensa gratidão por me proporcionarem chegar aqui:

Aos meus pais Alduíno Granzotto (*in memoriam*) e Terezinha Osmari Granzotto exemplos do bem.

Aos meus irmãos Kelly, Gustavo e Jaqueline e cunhados Valmir, Liziane e Genésio pelo apoio e incentivo.

As fofuras dos meus amados sobrinhos Luísa, Luiz Gustavo e Davi que enchem meu coração de alegria com os mais lindos sorrisos.

Ao “meu bem” Éverton, simplesmente, por tudo.

À minha orientadora professora Dr^a. Ana Paula Moreira Rovedder. A ti prof^a. Ana sou grata pela oportunidade de enriquecimento profissional e pessoal durante esta caminhada.

Aos integrantes do Núcleo de Estudos e Pesquisas em Recuperação de Áreas Degradadas (Neprade) pela disposição que tiveram em ajudar. À equipe de discentes: Aline, Amanda, Betina, Bruna, Clara, Djonei, Gabrielle, Gabriele, Jaqueline, Jéssica, Jhonitan, José, Marcela, Matheus, Maureen, Patrícia, Pedro Nunes, Pedro Seeger, Rafaela e Rodrigo. E, também, aos que passaram pelo grupo e contribuíram no início do projeto de pesquisa que possibilitou esta tese: Frederico, Luana, Lutero e Márcio.

Agradeço de forma especial aos colegas e grandes amigos Jhonitan, José, Patrícia e Rodrigo pelas imensas ajudas e presença em todas as etapas desta tese. Sem vocês não sei como seria! Da mesma forma, agradeço o reforço recebido no final das coletas e avaliações a campo dos queridos Pedros.

As técnicas Bernardete e a Tania do Herbário Santa Maria Departamento de Biologia (SMDB) pelo auxílio na identificação das espécies.

Ao professor Dr. Luciano Denardi do Herbário do Departamento de Ciências Florestais (HDCF) pelo apoio na identificação correta das espécies coletadas durante a pesquisa.

Ao colega e amigo Matheus Degrandi Gazzola pela disponibilidade, contribuição e troca de conhecimentos na identificação das espécies.

Ao professor Dr. Fernando Luiz Ferreira Quadros e ao Fernando Fosters Furquim do Departamento de Zootecnia/UFSM, no auxílio da identificação de plantas herbáceas.

Às equipes do Laboratório de Análises de Solos (LAS/UFSM) e do Laboratório de Pesquisa em Biotransformação de Carbono e Nitrogênio do Solo (LABCEN/UFSM) pela parceria e auxílio nas análises de solo.

À banca examinadora de tese Ana Claudia Bentancor Araujo, Bruna Balestrin Piaia, Cristina Gouvêa Redin, Ricardo Bergamo Schenato pela disponibilidade e pelas contribuições que oportunizaram a melhoria da qualidade deste trabalho. Menciono também o professor Pedro Higuchi que juntos aos professores Ana Claudia, Cristina e Ricardo participaram da fase de qualificação dessa tese. Esses, ampliaram minhas percepções e me desafiaram em não esquecer de trabalhar na pesquisa científica de forma a convertê-la em ações práticas.

Aos amigos, colegas e professores de longa data (nível técnico a Pós-Graduação) que me incentivaram e estiveram juntos nesta eterna caminhada de estudos.

À Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) que me acolheu e pelo qual tenho muito carinho. Instituição pública e de qualidade que possibilitou à minha formação profissional.

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola (PPGEA) pelas oportunidades, organização, transparência, planejamento e direcionamento que proporciona para com seus discentes. Grata pelo ensejo de conhecimentos multidisciplinares proporcionados! À secretária desse programa Luciana Nunes de Oliveira pela disponibilidade, eficiência e competência em nos atender e aos professores sempre comprometidos com a qualidade do curso.

À CMPC Brasil pela valiosa parceria junto ao grupo Neprade, para com o projeto “Fragmentação e conectividade entre habitats florestais em paisagens do bioma Pampa” que deu origem a este trabalho de tese.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo importantíssimo apoio financeiro (bolsa). Gratidão!

Por fim: A Deus meu guia e aos Anjos da minha vida.

Às plantas que me inspiram.

A todos os que acreditam que a pesquisa transforma pessoas, traz conhecimento e melhora nossos laços com o universo fazendo a vida acontecer.

RESUMO

POTENCIAL DE REGENERAÇÃO NATURAL EM MATRIZ PRODUTIVA DE EUCALIPTO NO BIOMA PAMPA

AUTORA: Fabiane Granzotto
ORIENTADORA: Ana Paula Moreira Rovedder

A regeneração natural de espécies nativas em plantios comerciais de eucalipto ainda é pouco estudada. Informações científicas quanto ao seu potencial podem contribuir com o entendimento da dinâmica dos ecossistemas associados à matriz produtiva da eucaliptocultura e auxiliar na tomada de decisão para conservação e restauração dos ecossistemas naturais adjacentes. Investigamos o potencial da regeneração natural de espécies arbustivo-arbóreas, a expressão do banco de sementes do solo (BSS), a capacidade desse BSS em produzir mudas arbustivo-arbóreas e a relação entre as espécies regenerantes e variáveis ambientais. Organizamos o trabalho em quatro artigos e utilizamos uma área de hortos florestais com plantios de eucalipto e remanescentes florestais nativos na Serra do Sudeste, Pampa brasileiro, como área do estudo. No primeiro artigo, analisamos o potencial regenerativo através do levantamento florístico de espécies arbustivo-arbóreas. Confirmamos esse potencial em função da diversidade florística e da expressão de espécies raras, ameaçadas de extinção e endêmicas. Levantamos 13.007 indivíduos e 113 espécies em 1,96 ha. A família Myrtaceae e o gênero *Baccharis* são os mais ricos em espécies, *Psychotria leiocarpa* Cham. & Schltl. é a espécie mais abundante em indivíduos e o *Podocarpus lambertii* Klotzsch ex Endl. ocorre em todos os tratamentos e classes de regeneração. No segundo artigo, levantamos e caracterizamos a composição do BSS com o intuito de investigarmos a influência do eucalipto na regeneração natural. Constatamos que a qualidade do banco de sementes pode estar sofrendo maior influência conforme o uso e manejo dos tratamentos na área de acordo com a proximidade de remanescentes nativos quando comparado à presença de eucalipto. Contabilizamos 8.659 plântulas, identificamos 100 espécies, 44 famílias e 88 gêneros. A Asteraceae tem maior riqueza de espécie e o *Ichnanthus* sp. (Poaceae) é a espécie mais abundante. *Trema micrantha* (L.) Blume predomina nas áreas nativas. No terceiro artigo, avaliamos a técnica de produção de mudas arbustivo-arbóreas com capacidade de uso em recuperação de áreas degradadas resgatadas do BSS. Essa técnica pode contribuir para aumentar a diversidade de espécies que tem potencial de uso em projetos de restauração ecológica, considerando as condições e local de estudo. Sobreviveram 59,0% das mudas, distribuídas em 17 famílias, 21 gêneros e 25 espécies. *Trema micrantha* é a espécie mais abundante e, ao mesmo tempo, a que sofreu a maior perda de indivíduos (58,3%). No quarto artigo, verificamos a relação entre variáveis ambientais e espécies arbustivo-arbóreas regenerantes. Houve a formação de dois grupos que, de modo geral, separou os remanescentes nativos das áreas com plantio de eucalipto, refletindo o grau de conservação desses ambientes. A inclinação do terreno, abertura do dossel, matéria orgânica, cálcio, magnésio e alumínio são as variáveis que mais se correlacionam a 17 espécies. Por fim, nossos dados sugerem que os remanescentes nativos e as manchas de Eucalipto Borda-Floresta Nativa servem de amortecimento na área da matriz produtiva da exótica. Estudos desta natureza podem apoiar o desenvolvimento de estratégias de gestão da biodiversidade para áreas com plantio de eucalipto nas condições apresentadas no estudo e para a região da Serra do Sudeste, Pampa brasileiro.

Palavras-chave: Banco de sementes. Ecótono. Eucaliptocultura. Restauração passiva. Variáveis ambientais.

ABSTRACT

NATURAL REGENERATION POTENTIAL IN EUCALYPTUS PRODUCTIVE MATRIX IN THE PAMPA BIOME

AUTHOR: Fabiane Granzotto

ADVISOR: Ana Paula Moreira Rovedder

The native species natural regeneration in commercial eucalyptus plantations is still poorly studied. Scientific information regarding its potential can contribute with the understanding of ecosystems dynamics associated with the eucalyptus production matrix and assist in decision-making for the conservation and restoration of adjacent natural ecosystems. We investigated the potential of shrub tree species natural regeneration, the expression of soil seed bank (SSB), the ability of this SSB to produce shrub tree seedlings and the relation between regenerating species and environmental variables. We organized the work into four articles and used an area of forest gardens with eucalyptus plantations and native forest remnants in Southeast Serra, Brazilian Pampa, as the study area. In the first article, we analyzed the regenerative potential through the floristic survey of shrub tree species. We confirmed this potential due to the floristic diversity and the expression of rare, endangered and endemic species. We surveyed 13,007 individuals and 113 species in 1.96 ha. The Myrtaceae family and the genus *Baccharis* are the richest in species, *Psychotria leiocarpa* Cham. & Schltld. is the most abundant species in individuals and *Podocarpus lambertii* Klotzsch ex Endl. occurs in all treatments and regeneration classes. In the second article, we surveyed and characterized the composition of SSB in order to investigate the influence of eucalyptus on natural regeneration. We found that the seed bank quality may be suffering greater influence according to the use and management of treatments in the area according to the native remnants proximity when compared to the presence of eucalyptus. We counted 8,659 seedlings, identified 100 species, 44 families and 88 genera. Asteraceae has the highest species richness and *Ichnanthus* sp. (Poaceae) is the most abundant species. *Trema micrantha* (L.) Blume predominates in native areas. In the third article, we evaluated the technique of producing shrub tree seedlings able to use in degraded areas recovery rescued from the SSB. This technique can contribute to increase the diversity of species that have potential use in ecological restoration projects, considering the conditions and place of study. 59.0% of the seedlings survived, distributed in 17 families, 21 genera and 25 species. *Trema micrantha* is the most abundant species and, at the same time, the one that suffered the greatest loss of individuals (58.3%). In the fourth article, we verified the relation between environmental variables and regenerating shrub tree species. There were two groups formed that, in general, have separated the native remnants from the areas with eucalyptus plantations, reflecting the conservation degree of these environments. Terrain slope, canopy opening, organic matter, calcium, magnesium and aluminum are the most correlated variables to 17 species. Finally, our data suggest that native remnants and Native Forest Edge Eucalyptus patches serve as a buffer in the exotic productive matrix area. Studies of this nature can support the biodiversity management strategies development for areas with eucalyptus plantations under the conditions presented in the study and for Southeast Serra region, Brazilian Pampa.

Keywords: Seed bank. Ecotone. Eucalyptus forestry. Passive restoration. Environmental variables.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localização geográfica das áreas de estudo na Serra do Sudeste, Pampa brasileiro	40
Figura 2 - Definição dos tratamentos nas áreas de estudo, Serra do Sudeste, Rio Grande do Sul	42
Figura 3 - Remanescentes florestais nativos na área de estudo, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro	44
Figura 4 - Imagens da disposição de tratamentos na área de estudo, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro	45
Figura 5 - Imagens da disposição de tratamentos com plantio de eucalipto na área de estudo, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro	46
Figura 6 - Montagem de parcelas e mensuração de diâmetro e altura dos indivíduos arbustivo-arbóreos regenerantes na área de estudo, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro	47
Figura 7 - Classes de regeneração, parcelas, subparcelas e critérios da amostragem no levantamento dos indivíduos arbustivo-arbóreos da regeneração natural, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro	48
Figura 8 - Disposição de algumas das bandejas do banco de sementes do solo oriundo de área de hortos florestais, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro	49
Figura 9 - Amostragem e caracterização do banco de sementes do solo na área de estudo, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro	50
Figura 10 - Brotações de indivíduos oriundos do banco de sementes do solo da área de estudo, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro	52
Figura 11 - Etapas do crescimento e sobrevivência de arbustivo-arbóreas do banco de sementes do solo oriundas dos hortos florestais Santa Helena I e Arroio dos Lopes I, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro	53
Figura 12 - Destaque para diferenças nas altura de espécies pioneiras e secundária tardia de plântulas arbustivo-arbóreas do banco de sementes do solo oriundas de hortos florestais, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro	54
Figura 13 - Emergência de plântulas, com destaque para a <i>Trema micrantha</i> oriundas do banco de sementes do solo em remanescente florestal nativo, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro	55
Figura 14 - Morte de <i>Trema micrantha</i> em bandeja na casa de sombra oriunda do banco de sementes do solo de hortos florestais, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro	55

Figura 15 - Comportamento de <i>Trema micrantha</i> aos quatro meses em bandeja na casa de sombra oriunda do banco de sementes de hortos florestais, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro	57
Figura 16 - Marcação de parcelas e levantamento da regeneração natural em hortos florestais, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro	58
Figura 17 - Amostragem de algumas variáveis ambientais nos hortos florestais, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro	60
Figura 18 - Análise de agrupamento hierárquico de similaridade pelo índice e Bray-Curtis para as classes de regeneração natural estudadas nos horto florestais Santa Helena I e Arroio dos Lopes I, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro	75
Figura 19 - Área de coleta do banco de sementes do solo na área de estudo, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro	101
Figura 20- Emergência de plântulas por tratamentos no banco de semente do solo na área de estudo, Santana da Boa Vista/RS. A) Emergência de plântulas por tratamento e período de avaliação e B) Abundância de plântulas em ordem decrescente nos tratamentos estudados	105
Figura 21 - Número de indivíduos, em ordem decrescente, por famílias botânicas presentes no banco de sementes do solo na área de estudo, Santana da Boa Vista/RS.....	106
Figura 22 - Ordem decrescente do número de indivíduos por hábito de vida, com a representação gráfica iniciada com as ervas do banco de sementes do solo nos tratamentos da área de estudo, Santana da Boa Vista/RS.....	107
Figura 23 - Análise de agrupamento hierárquico de similaridade pelo índice de Bray-Curtis na área de estudo, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro.....	110
Figura 24 - Coleta do banco de sementes do solo, emergência e crescimento das plântulas em casa de sombra, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro	129
Figura 25 - Número de indivíduos transplantados por famílias botânicas (A) e espécies (B) arbustivo-arbóreas do banco de sementes do solo na área de estudo, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro	134
Figura 26 - Hábito de vida (HV) e classe sucessional (CS) das espécies arbustivo-arbóreas transplantadas, quanto à abundância de indivíduos (A e C) e riqueza espécies (B e D), do banco de sementes do solo na área de estudo, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro	135

Figura 27 - Síndrome de dispersão (SD) das espécies arbustivo-arbóreas transplantadas, quanto à abundância de indivíduos (A) e riqueza de espécies (B) do banco de sementes do solo na área de estudo, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro	136
Figura 28 - Avaliação do número de plântulas, sobrevivência de mudas e de espécies resgatadas do banco de sementes do solo na área de estudo, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro	137
Figura 29 - Crescimento médio em diâmetro (A) e altura (B), no final do período avaliado, das espécies arbustivo-arbóreas resgatadas do banco de sementes na área de estudo, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro	138
Figura 30 - Crescimento médio em altura (A) e diâmetro (B), considerando cada período avaliado, das espécies arbustivo-arbóreas que sofreram perdas de mudas, com origem no banco de sementes do solo na área de estudo, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro	139
Figura 31 - Localização das áreas do levantamento da regeneração natural e das variáveis ambientais Serra do Sudeste, Pampa brasileiro	155
Figura 32 - Análise de Correspondência Canônica da relação entre abundância de indivíduos nas espécies arbustivo-arbóreas regenerantes e variáveis ambientais na área de estudo, Santana da Boa Vista, Pampa brasileiro.....	161
Figura 33 - Análise de Correspondência Canônica a partir da abundância de indivíduos nas espécies arbustivo-arbóreas regenerantes sob Escalonamento Multidimensional Não Métrico na área de estudo, Santana da Boa Vista, Pampa brasileiro	162
Figura 34 - Análise de Correspondência Canônica com variáveis ambientais sob Escalonamento Multidimensional Não Métrico na área de estudo, Santana da Boa Vista, Pampa brasileiro	163
Figura 35 - Exsicatas confeccionadas a partir do banco de sementes do solo e da regeneração natural oriundos da área de estudo, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro.....	175
Figura 36 - Imagem da capa do livro "Especies do banco de sementes do solo, regeneração natural e componente arbóreo no Pampa brasileiro"	176

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Percentual de espécies amostradas pelo índice de Bootstrap em regeneração natural de mata nativa e plantio de eucalipto, em Floresta Estacional Semidecidual, bioma Pampa, Santana da Boa Vista/RS	69
Tabela 2 - Percentual de espécies vegetais com maiores índices de valor de importância, frequência absoluta e variáveis ecológicas da área de estudo, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro	71
Tabela 3 - Índices de diversidade, riqueza, uniformidade e dominância da regeneração natural da área de estudo, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro.....	72
Tabela 4 - Análise florístico-estrutural por meio da PERMANOVA, baseada no índice de Bray-Curtis, entre os tratamentos da regeneração natural na área de estudo, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro	73
Tabela 5 - Similaridade florística entre as áreas do estudo, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro	74
Tabela 6 - Riqueza e densidade de espécies, índices de diversidade de Shannon (H'), uniformidade de Pielou (J') e riqueza pelo índice de Margalef (D_{Mg}) do banco de sementes do solo da Serra do Sudeste, Pampa brasileiro	108
Tabela 7 - Comparação multinível aos pares entre os tratamentos da área de estudo, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro	108
Tabela 8 - Plântulas arbustivo-arbóreas transplantadas do banco de sementes do solo nos tratamentos que compõem a área de estudo, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro	132

LISTA DE ABREVIATURAS

Ane.	Anemocoria
Anem.	Anemofilia
Arb.	Arbusto
Auto.	Autocoria
Baro.	Barocoria
e.g.	<i>Exempli gratia</i>
Ind.	Indivíduos
Log.	Logaritmo
Nº.	Número
Pi.	Pioneira
Reg. I	Regeneração natural classe I
Reg. II	Regeneração natural classe II
Trat.	Tratamentos
Zoo.	Zoocoria
Zoof.	Zoofilia

LISTA DE SÍGLAS

A	Árvore
AAVC	Alto Valor de Conservação
AD	Abertura do dossel
AGEFLOR	Associação Gaúcha de Empresas Florestais
ANOSIM	Analysis of Similarities
ANOVA	Análise de Variância
APG IV	Angiosperm Phylogeny Group IV
APP	Áreas de Preservação Permanente
AR	Área de Referência
BSS	Banco de sementes do solo
C	Clímax
C	Crescimento
CAPES	Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
CCA	Análise de Correspondência Canônica
CDB	Conveção sobre a Diversidade Biológica
CMPC Brasil	Companhia Manufactureira de Papeis e Cartões do Brasil
CNCFLORA	Centro Nacional de Conservação da Flora
CNUMAD	Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento
CR	Critically
CR	Taxa de Crescimento Relativo
CTC _{efetiva}	Capacidade de Troca de Cátion efetiva
CTC _{pH7}	Capacidade de Troca de Cátion com potencial hidrogeniônico sete
DAP	Diâmetro a Altura do Peito
EBF	Eucalipto Borda-Floresta Nativa
EC	Eucalipto após o Corte
ECO-92	Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e o Desenvolvimento
EI	Eucalipto Isolado
EM	Endangered
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EPA	Environmental Protection Agency
ES	Exposição solar
FA	Frequência Absoluta
FAO	Food Agriculture Organization
FES	Floresta Estacional Semidecidual
FOM	Floresta Ombrófila Mista
FSC	Forest Stewardship Council
GS	Grupo sucessional
HDCF	Herbário do Departamento de Ciências Florestais
HFSH I	Horto Florestal Santa Helena I
HFAL I	Horto Florestal Arroio do Lopes I
HV	Hábito de vida
IBÁ	Indústria Brasileira de Árvores
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IT	Inclinação do terreno
IUCN	International Union for Conservation of Nature's
IVI	Índice de Valor de Importância

LABCEN	Laboratório de Pesquisa em Biotransformação de Carbono e Nitrogênio do Solo
LAS	Laboratório de Análises de Solos
MMA	Ministério do Meio Ambiente
MO	Matéria orgânica
MPE	Matriz Produtiva de Eucalipto
N	Nativa
N	Nitrogênio
NE	Não encontrada especificação
Neprade	Núcleo de Estudos e Pesquisas em Recuperação de Áreas Degradadas
NI	Não identificadas
NI	Número indivíduos
NMDS	Nonmetric Multidimensional Scalling
NT	Near Threatened
O	Origem
ONU	Organização das Nações Unidas
PAE	Plantio Avançado Eucalipto
PAE1	Plantio Avançado Eucalipto 1
PAE2	Plantio Avançado Eucalipto 2
PAE3	Plantio Avançado Eucalipto 3
PAST	Paleontological Statistical
PCA	Análises de Componentes Principais
PERMANOVA	Análise de Variância Multivariada Permutacional
REFLORA	Lista da Flora do Brasil
RFN	Remanescente florestal nativo
RFN1	Remanescente Florestal Nativo 1
RFN2	Remanescente Florestal Nativo 2
RFN3	Remanescente Florestal Nativo 3
RL	Reserva Legal
RPPN	Reserva Particular do Patrimônio Natural
RPPNE Boa Vista	Reserva Particular do Patrimônio Natural Estadual Boa Vista
RS	Rio Grande do Sul
SAF	Sistema Agroflorestal
SD	Síndrome de dispersão
SEMA	Secretaria do Meio Ambiente e Infraestrutura
SERI	Society for Ecological Restoration International
SEUC	Sistema Estadual de Unidades de Conservação
SI	Secundária Inicial
SIMPER	Similarity Percentage
SNIF	Sistema Nacional de Informações Florestais
SP	Síndrome de polinização
ST	Secundária Tardia
T	Trepadeira
UA	Unidade amostral
UFSM	Universidade Federal de Santa Maria
UPGMA	Unweighted Pair Group Method with Arithmetic mean
VU	Vulnerable

LISTA DE SÍMBOLOS

%	Percentual
'	Minutos
''	Segundos
<	Menor que
>	Maior que
≤	Menor igual que
≥	Maior igual que
Al	Alumínio
C	Carbono
Ca	Cálcio
Cfa	Clima subtropical úmido
cm	Centímetros
cm ²	Centímetros quadrados
cm ³	Centímetros cúbicos
cmolc/L	Centimol de carga por litro
d	Dominância de Berger-Parcker
D _{Mg}	Índice de Margalef
F	Distribuição F de Fisher-Snedecor
G1, G2 e G3	Grupos de similaridade
H + Al	Acidez potencial
h	Altura
H'	Índice de Shannon
ha	Hectares
J'	Uniformidade de Pielou
K	Potássio
km ²	Quilômetros quadrados
m	Metros
m ²	Metros quadrados
Mg	Magnésio
mm	Milímetros
O	Coordenada geográfica oeste
°C	Graus Celsius
P	Fósforo
<i>p</i>	Valor-p, também chamado de nível descritivo ou probabilidade de significância
pH	Potencial Hidrogeniônico
pH _{H2O}	Potencial Hidrogeniônico em água
<i>r</i>	Coefficiente de correlação cofenética
S	Coordenada geográfica Sul
S(%)	Percentual de sobrevivência

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL	21
1.1	OBJETIVOS	23
1.1.1	OBJETIVO GERAL	23
1.1.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	23
2	REFERENCIAL TEÓRICO	24
2.1	BIOMA PAMPA: DESCRIÇÃO GERAL	24
2.2	SERRA DO SUDESTE.....	27
2.3	ÁREAS DEGRADADAS	27
2.4	RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA	28
2.5	REGENERAÇÃO NATURAL.....	32
2.6	REGENERAÇÃO NATURAL EM ÁREAS COM PLANTIO COMERCIAL DE <i>EUCALYPTUS SP.</i>	33
2.7	BANCO DE SEMENTES DO SOLO	37
3	METODOLOGIA GERAL	40
3.1	LOCALIZAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	40
3.2	ESTUDO DA VEGETAÇÃO	42
3.2.1	AMOSTRAGEM GERAL	42
3.2.2	CAPÍTULO 1 – AVALIAÇÃO DA REGENERAÇÃO NATURAL	43
3.2.3	CAPÍTULO 2 – AVALIAÇÃO DO BANCO DE SEMENTES DO SOLO.....	49
3.2.4	CAPÍTULO 3 – AVALIAÇÃO DO CRESCIMENTO E SOBREVIVÊNCIA DAS PLÂNTULAS RESGATADAS DO BANCO DE SEMENTES DO SOLO	51
3.2.5	CAPÍTULO 4 – AVALIAÇÃO DA RELAÇÃO ENTRE ESPÉCIES ARBUSTIVO-ARBÓREAS REGENERANTES E VARIÁVEIS AMBIENTAIS.....	58
4	ARTIGO I – REGENERAÇÃO NATURAL EM PLANTAÇÕES DE EUCALIPTO E EM REMANESCENTES FLORESTAIS NATIVOS NO PAMPA BRASILEIRO	61
1	INTRODUÇÃO	62
2	MATERIAL E MÉTODOS	65
2.1	DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	65
2.2	CARACTERIZAÇÃO DOS TRATAMENTOS E LEVANTAMENTO DA REGENERAÇÃO NATURAL.....	66
2.3	PARÂMETROS AVALIADOS E METODOLOGIAS APLICADAS.....	68

3	RESULTADOS.....	69
3.1	SUFICIÊNCIA AMOSTRAL FLORÍSTICA	69
3.2	COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA, PARÂMETROS FITOSSOCIOLÓGICOS E VARIÁVEIS ECOLÓGICAS	70
3.3	DIVERSIDADE E SIMILARIDADE FLORÍSTICA	72
4	DISCUSSÃO.....	75
4.1	SUFICIÊNCIA AMOSTRAL FLORÍSTICA	75
4.2	COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA, PARÂMETROS FITOSSOCIOLÓGICOS E VARIÁVEIS ECOLÓGICAS	76
4.3	DIVERSIDADE E SIMILARIDADE FLORÍSTICA	83
5	CONCLUSÃO	86
6	REFERÊNCIAS	86
5	ARTIGO II – BANCO DE SEMENTES DO SOLO COMO INDICADOR DE RESILIÊNCIA PARA A REGENERAÇÃO NATURAL EM MATRIZ PRODUTIVA DE EUCALIPTO NO SUL DO BRASIL	96
1	INTRODUÇÃO	97
2	MATERIAL E MÉTODOS.....	100
2.1	LOCALIZAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	100
2.2	DETALHAMENTO DOS TRATAMENTOS	101
2.3	COLETA E CONDUÇÃO DO BANCO DE SEMENTES DO SOLO	102
2.4	ANÁLISE DOS DADOS	104
3	RESULTADOS.....	104
3.1	COMPOSIÇÃO DO BANCO DE SEMENTES DO SOLO.....	104
3.2	DIVERSIDADE E SIMILARIDADE FLORÍSTICA DO BANCO DE SEMENTES DO SOLO	108
4	DISCUSSÃO.....	110
4.1	COMPOSIÇÃO DO BANCO DE SEMENTES DO SOLO.....	110
4.2	DIVERSIDADE E SIMILARIDADE FLORÍSTICA DO BANCO DE SEMENTES DO SOLO	115
5	CONCLUSÃO	116
6	REFERÊNCIAS	117
6	ARTIGO III – BANCO DE SEMENTES DO SOLO: POTENCIAL DE RESGATE DE MUDAS DE ESPÉCIES ARBUSTIVO-ARBÓREAS PARA USO NA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA	123

1	INTRODUÇÃO	124
2	MATERIAL E MÉTODOS	126
2.1	CARACTERIZAÇÃO DO LOCAL DE ESTUDO	126
2.2	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA PARA A COLETA DE DADOS.....	126
2.3	COLETA DO BANCO DE SEMENTES DO SOLO	127
2.4	CARACTERIZAÇÃO DO BANCO DE SEMENTES DO SOLO.....	129
2.5	ANÁLISE DOS DADOS	130
3	RESULTADOS	131
3.1	GRUPOS ECOLÓGICOS DAS MUDAS SOBREVIVENTES.....	135
3.2	SOBREVIVÊNCIA, CRESCIMENTO EM DIÂMETRO E ALTURA DAS MUDAS	136
4	DISCUSSÃO	139
4.1	GRUPOS ECOLÓGICOS DAS MUDAS SOBREVIVENTES.....	142
3.2	SOBREVIVÊNCIA E CRESCIMENTO DAS MUDAS	143
5	CONCLUSÃO	144
6	REFERÊNCIAS	145
7	ARTIGO IV – RELAÇÃO ENTRE VARIÁVEIS AMBIENTAIS NA REGENERAÇÃO NATURAL DE ESPÉCIES ARBUSTIVO-ARBÓREAS NO PAMPA BRASILEIRO	150
1	INTRODUÇÃO	151
2	MATERIAL E MÉTODOS	153
2.1	DESCRIÇÃO GERAL DA ÁREA DE ESTUDO	153
2.2	LOCALIZAÇÃO E DESCRIÇÃO DAS ÁREAS DE COLETA	154
2.3	COLETA E CARACTERIZAÇÃO DA REGENERAÇÃO NATURAL	156
2.4	COLETA E CARACTERIZAÇÃO DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS.....	156
2.5	VARIÁVEIS AVALIADAS E METODOLOGIAS APLICADAS	158
3	RESULTADOS	159
3.1	FLORÍSTICA.....	159
3.2	VARIÁVEIS AMBIENTAIS.....	159
3.3	CORRELAÇÃO ENTRE AS VARIÁVEIS AMBIENTAIS E AS ESPÉCIES ARBUSTIVO-ARBÓREAS REGENERANTES.....	160
4	DISCUSSÃO	163
4.1	FLORÍSTICA.....	163
4.2	PROPRIEDADES DO SOLO	165

4.3	CORRELAÇÃO ENTRE AS VARIÁVEIS AMBIENTAIS E AS ESPÉCIES ARBUSTIVO-ARBÓREAS REGENERANTES	165
5	CONCLUSÃO	168
6	REFERÊNCIAS	168
8	CONSIDERAÇÕES FINAIS	173
8.1	PRODUTOS DA TESE.....	174
	REFERÊNCIAS	177
	APÊNDICE A – ORGANIZAÇÃO POR FAMÍLIAS BOTÂNICAS DAS ESPÉCIES ARBUSTIVO-ARBÓREAS REGENERANTES AMOSTRADAS NA SERRA DO SUDESTE, PAMPA BRASILEIRO	190
	APÊNDICE B - FREQUÊNCIA ABSOLUTA (FA) E ÍNDICE DE VALOR DE IMPORTÂNCIA (IVI) DAS ESPÉCIES REGENERANTES DA CLASSE II DA ÁREA DE ESTUDO NA SERRA DO SUDESTE, PAMPA BRASILEIRO	199
	APÊNDICE C - ESPÉCIES ARBUSTIVO-ARBÓREAS DA REGENERAÇÃO NATURAL EM DESTAQUE PELA ANÁLISE DE SIMPER, SERRA DO SUDESTE, PAMPA BRASILEIRO	202
	APÊNDICE D - ESPÉCIES POR ORDEM DE FAMÍLIAS BOTÂNICAS DO BANCO DE SEMENTES DO SOLO NOS DIFERENTES TRATAMENTOS NA ÁREA DE ESTUDO, PAMPA BRASILEIRO. VARIÁVEIS ECOLÓGICAS (O = ORIGEM: N = NATIVA, NAT. = NATURALIZADA E E = EXÓTICA), (HV = HÁBITO DE VIDA: A = ÁRVORE, ARB. = ARBUSTO, E = ERVA E T = TREPadeira), (SD = SÍNDROME DE DISPERSÃO: ZOO. = ZOOCORIA, ANE. = ANEMOCORIA, BARO. = BAROCORIA E AUTO. = AUTOCORIA), NE = NÃO ENCONTRADA NA LITERATURA).	203
	APÊNDICE E - ANÁLISE DE SIMPER MOSTRANDO AS ESPÉCIES VEGETAIS DO BANCO DO SEMENTES DO SOLO QUE MAIS CONTRIBUÍRAM PARA A FORMAÇÃO DOS DOIS GRUPOS FLORÍSTICOS, SERRA DO SUDESTE, PAMPA BRASILEIRO	209
	APÊNDICE F – ORGANIZAÇÃO POR FAMÍLIAS BOTÂNICAS DAS ESPÉCIES ARBUSTIVO-ARBÓREAS REGENERANTES AMOSTRADAS NA SERRA DO SUDESTE, PAMPA BRASILEIRO	210
	APÊNDICE G – CRESCIMENTO MÉDIO EM ALTURA (CH) E DIÂMETRO (CD) DAS ESPÉCIES RESGATADAS DO BANCO DE SEMENTES DO SOLO EM CADA PERÍODO DE AVALIAÇÃO	214

APÊNDICE H – MÉDIA, DESVIO PADRÃO, MÍNIMO E MÁXIMO DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS NA ÁREA DE ESTUDO NA SERRA DO SUDESTE, PAMPA BRASILEIRO	215
APÊNDICE I – ANÁLISE DE CORRESPONDÊNCIA CANÔNICA REPRESENTADO NOS DOIS PRIMEIROS EIXOS E ANÁLISE DE VARIÂNCIA DOS DADOS DE ESPÉCIES ARBUSTIVO-ARBÓREAS REGENERANTES E VARIÁVEIS AMBIENTAIS, SERRA DO SUDESTE, PAMPA BRASILEIRO	217
APÊNDICE J – ESCALONAMENTO MULTIDIMENCIONAL NÃO MÉTRICO PARA AS ESPÉCIES ARBUSTIVO-ARBÓREAS E VARIÁVEIS AMBIENTAIS COM MAIOR CORRELAÇÃO NA ÁREA DE ESTUDO, SERRA DO SUDESTE, PAMPA BRASILEIRO	219

1 INTRODUÇÃO GERAL

O Brasil possui a maior biodiversidade do mundo com milhares de espécies vegetais com importante valor medicinal, paisagístico e econômico. Toda essa riqueza é a expressão de seis biomas terrestres: Amazônia, Cerrado, Mata Atlântica, Caatinga, Pampa e Pantanal, além de possuir uma zona costeira com extensa faixa litorânea. Parte dessa rica biodiversidade está no Rio Grande do Sul (RS). Estado que comporta dois desses biomas: a Mata Atlântica, ao norte, e o Pampa, ao sul. Infelizmente, ambos apresentam muitas áreas descaracterizadas devido a atividades naturais e/ou antrópicas. Nesses biomas ações de restauração florestal são recentes e têm se mostrado crescentes tanto no conhecimento acadêmico quanto na aplicação em quantidade de projetos elaborados (BOENI 2016).

No Pampa, área de interesse do estudo, a principal atividade econômica desde a introdução de bovinos pelos jesuítas em meados de 1634 (NABINGER; DALL'AGNOL, 2019) foi configurada pela pecuária extensiva sobre os campos nativos. Essa atividade, além de caracterizar a formação do RS é um marco de identidade regional (MMA, 2016). No entanto, há quase um século, outras atividades antrópicas passaram a fazer parte deste cenário. Em ordem cronológica de culturas, iniciou-se com a rizicultura, entre as décadas de 1930 e 1940 e posteriormente, em 1970, com a introdução da soja, pastagens exóticas e em 2000 com a silvicultura, onde grandes extensões de terras foram convertidas em plantios florestais para comercialização (e.g. pinus, eucalipto e acácia) com o apoio de governos estaduais e federais (WRIGHT; DINICOLA; GAITAN, 2000; GUARINO et al., 2018). Atualmente, o Pampa está perdendo mais área para o plantio de soja.

Diante deste cenário evolutivo de expansão da silvicultura, concomitante com o quadro normativo de regularização ambiental, áreas antes integradas ao planejamento de produção passaram a ser condicionadas a limitações administrativas impostas pela legislação vigente (Lei federal n°. 12.651/2012 e Decreto n° 7.830/2012). Assim, conhecer a legislação e aplicá-la no gerenciamento da propriedade rural emerge como assunto de suma importância no quesito produção atrelada à conservação de ecossistemas.

Muitos plantios florestais no Brasil, em décadas passadas, foram instalados em Áreas de Preservação Permanente (APP). Algumas dessas áreas são as margens de nascentes e de cursos d'água, topos de morro e áreas com inclinação superior a 45°. Em função da rotação desses povoamentos e em atendimento às determinações legais, os proprietários são os responsáveis por realizar a restauração da vegetação natural dessas áreas (SEUBERT et al., 2017).

Nesse contexto, sabemos que a frequência e intensidade das perturbações afetam toda a resiliência de uma área, podendo torná-la incapaz de se regenerar através do recrutamento natural via propágulos. Com isso, intervenções por meio de ações humanas são necessárias para amenizar ou reverter este processo. Estas intervenções precisam ser realizadas com base em técnicas de restauração ecológica baseadas na sucessão natural, que direcionem à restituição do ambiente degradado e que levem em consideração cada situação (ARAÚJO et al., 2014; ROVEDDER et al., 2014).

Dessa forma, conhecer as interações entre a silvicultura comercial e os ecossistemas naturais contribui para o equilíbrio entre produção e conservação da biodiversidade (SARTORI, 2001). Pesquisas que avaliem o efeito da Matriz Produtiva de Eucalipto (MPE) sobre a regeneração natural são fundamentais para o entendimento da dinâmica de paisagem e podem contribuir com a sustentabilidade em áreas que eram ou são ocupadas pela monocultura.

Por meio da presente pesquisa, pretendemos amenizar a falta de estudos sobre a regeneração natural em área com plantio de eucalipto, no bioma Pampa/RS. Além disso, uma parte da área do estudo compreende a Reserva Particular do Patrimônio Natural Estadual Boa Vista (RPPNE Boa Vista), localizada em faixa de transição ecotonal no Pampa. A área de estudo, em especial a reserva, têm importância significativa para a conservação da biodiversidade local e regional. Assim, estudar o comportamento do componente regenerante ocorrente nessas áreas é essencial para avaliar a permeabilidade, a conectividade entre fragmentos e para conhecer a possível trajetória sucessional da área.

Diante disso, a motivação para o estudo partiu do questionamento: o plantio de eucalipto exerce influência na regeneração natural em área de silvicultura da essência e com presença de remanescentes florestais nativos sob área de transição ecotonal no Pampa brasileiro? Nossa hipótese é de que, o plantio de eucalipto não prejudica a regeneração natural na área do estudo.

Para melhor organização, o trabalho foi dividido em quatro capítulos no formato de artigos. No primeiro capítulo, realizamos o levantamento da regeneração natural do estrato arbustivo-arbóreo em área de mata nativa e em plantação de eucalipto, avaliamos e caracterizamos a riqueza e a estrutura desse estrato. No segundo capítulo, estudamos o papel do banco de sementes do solo no processo de regeneração natural nas mesmas áreas do primeiro capítulo. No terceiro avaliamos o crescimento e a sobrevivência de indivíduos arbustivo-arbóreos com potencial de uso em projetos de recuperação de áreas degradadas oriundos do banco de sementes do solo. Por fim, no quarto capítulo estudamos a relação entre variáveis ambientais e espécies arbustivo-arbóreas regenerantes, na mesma área de estudo dos capítulos anteriores.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

Objetivamos estudar o potencial da regeneração natural por meio de levantamento florístico, de estudo do banco de sementes do solo e da relação entre variáveis ambientais e espécies arbustivo-arbóreas regenerantes em área de hortos florestais constituídos por remanescentes florestais nativos e plantios de eucalipto, no bioma Pampa.

1.1.2 Objetivos Específicos

- ✓ Avaliarmos o potencial regenerativo de espécies arbustivo-arbóreas em plantio de eucalipto e em mata nativa na Serra do Sudeste, no bioma Pampa;
- ✓ Levantarmos e caracterizarmos a composição do banco de sementes do solo em área com plantio de eucalipto e remanescentes nativos na Serra do Sudeste, bioma Pampa, com o intuito de investigar a influência da espécie exótica na regeneração natural;
- ✓ Avaliarmos o potencial de produção de mudas arbustivo-arbóreas com capacidade de uso em recuperação de áreas degradadas resgatadas do banco de sementes do solo (BSS) de uma área de horto florestal, no Pampa brasileiro;
- ✓ Verificarmos a relação entre variáveis ambientais e espécies arbustivo-arbóreas regenerantes em área de horto florestal, no Pampa gaúcho.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 BIOMA PAMPA: DESCRIÇÃO GERAL

Paisagens abertas dominadas por gramíneas caracterizam a América do Sul desde a transição entre Mioceno ao Plioceno, por volta de cinco milhões de anos (STRÖMBERG, 2011). Dados geológicos, geomorfológicos e paleoclimáticos indicam regressão das florestas tropicais, determinada pelo predomínio de climas mais frios e secos (BOLZON; MARCHIORI, 2002). Nesse período, as formações campestres e paisagens áridas se sobressaíam e a vegetação florestal se refugiava, em oposição a atualidade onde o clima ameno e úmido proporciona condições para a floresta avançar (REDIN, 2017).

A distribuição de campos e florestas na região Sul do Brasil resultam de perturbações de origem natural e antrópica, como o fogo e a herbivoria, e por variações climáticas em tempos geológicos recentes (KLEIN, 1984), somados a eventos de imigração e especiação durante o Quaternário (SETUBAL, 2010). Os campos nativos predominam nas paisagens sulinas, porém é importante destacar a presença de florestas ciliares, capões de mata, butiazais, banhados e formações arbustivas (REDIN, 2017). As formações florestais estão presentes nas matas de encosta do Escudo Cristalino Rio-Grandense e no Planalto da Campanha (DE OLIVEIRA et al., 2015).

Grande diversidade de formações vegetacionais podem ser observadas na porção sul do Brasil, sendo relacionadas à geomorfologia, condições edáficas e climáticas (REDIN, 2017). Essa diversidade é refletida nas porções do relevo por campos e por florestas (ENGELMAN MACHADO, 2004) podendo ser observada, no Rio Grande do Sul, mosaicos de vegetação compostos por uma mistura de fitofisionomias campestre e florestal (BAUERMAN, 2008).

O sul do Brasil compreende dois biomas: a Mata Atlântica e o Pampa. De acordo com a Fundação SOS Mata Atlântica e Instituto Nacional de Pesquisas (2017), no período de 2015 a 2016, restavam 12,4% da área original do bioma Mata Atlântica que sofreu fortemente a supressão da sua vegetação natural por muitas décadas. Nesse bioma, mais de 80% dos fragmentos remanescentes são menores que 50 hectares e apenas 9% estão protegidos (RIBEIRO et al., 2009). No RS a área desse bioma é de 1.090.999 km², o equivalente a 7,9% da cobertura original (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS, 2014). Sendo que, os remanescentes dessas áreas são caracterizados por formações secundárias de pequena extensão (IBGE, 2012). Situação que levou diversas partes

interessadas a lançarem, em 2009, o Pacto pela Restauração da Mata Atlântica, tendo como meta restaurar 15 milhões de hectares até 2050 (BRASIL, 2011).

O Pampa também conhecido como Campos do Sul ou Campos Sulinos foi reconhecido como bioma apenas em 2004, ocupa uma área de 193.836 mil km², cerca de 2% do território nacional e 68,8% do território gaúcho (IBGE, 2019). O Pampa é constituído principalmente por vegetação campestre com gramíneas, herbáceas e algumas árvores (IBF, 2021). A vegetação herbácea serviu, principalmente, como base alimentar para a pecuária, como bovinos e ovinos por longos períodos (GUARINO et al., 2018).

O Pampa no Brasil restringe-se ao território do Rio Grande do Sul e nos países vizinho ocupa, o nordeste da Argentina, o Uruguai e parte do Paraguai (MARCHI et al., 2018). A conservação da biodiversidade e a preservação de serviços ecossistêmicos no Pampa estão sendo desafiados pelo avanço das culturas agrícolas, a exploração nos ecossistemas nativos, a invasão por espécies exóticas e a expansão urbana (OVERBECK; et al., 2009; GUARINO et al., 2018). Assim, a necessidade de restauração de áreas degradadas no Pampa é evidente (ROVEDDER et al., 2014).

O Pampa é o segundo menor bioma brasileiro e um dos menos estudados cientificamente (KILCA et al.; 2012; DE OLIVEIRA et al., 2015), além de estar em estado avançado de degradação e reduzido número de unidades de conservação (OVERBECK et al., 2015a). Mesmo possuindo um patrimônio genético encontrado de forma rara em outros biomas com características pastoris e presença de animais pastejantes (SANTOS, 2012). A riqueza da vegetação dos Campos Sulinos se deve a uma mistura de espécies mesotérmicas, de crescimento hibernal e megatérmicas e de crescimento estival (BURKART, 1975). Os campos do Rio Grande do Sul compreendem 2.600 espécies campestres catalogadas, distribuídas em 89 famílias botânicas, sendo considerada de elevada diversidade florística quando comparada a outras formações semelhantes ao redor do mundo e ao reduzido território em que está inserida (CAUMO et al., 2020).

Toda essa riqueza e diversidade biológica do Pampa se relacionam à heterogeneidade de solos oriundos da grande variabilidade geológica, topográfica, pluviométrica, térmica e de disponibilidade hídrica (BOLDRINI, 2010). Neste contexto, o bioma apresenta fauna e flora próprias com significativa biodiversidade, que se deve a um conjunto de ecossistemas muito antigo e seus campos estarem sobre grande diversidade edafoclimática (SANTOS, 2012). A biodiversidade do Pampa é reconhecida, porém negligenciada por muito tempo, o que têm ocasionado a sua perda, restando em torno de 37% da vegetação original (ARAUJO, 2017). Além disso, das 105 áreas prioritárias para a conservação no bioma, apenas 17 estão realmente

protegidas (MMA, 2007; 2016). Somado a isso não existem especificações sobre a recuperação de ambientes campestres na legislação ambiental atual e isso leva, muitas vezes, a aplicação de técnicas inadequadas para a restauração do estrato (VIEIRA; OVERBECK, 2015).

De modo geral, a vegetação no estado gaúcho revela-se como um mosaico de campo-floresta resultante das diferenciações de relevo, do solo, da geologia e da hidrografia (KONZE, 2015). Segundo Marchiori (2004) cerca de 1/3 do RS era originalmente ocupado por florestas e o restante por formações campestres entremeadas de matas ribeirinhas. O Estado gaúcho compreendia as formações florestais com 93.098,55 km², as formações campestres com 131.041,38 km², além das áreas de tensão ecológica e das formações pioneiras (HASENACK; CORDEIRO; COSTA, 2007).

A vegetação natural é constituída por ecossistemas florestais como: Floresta Mata Atlântica *stricto sensu* (Floresta Ombrófila Densa), Floresta com Araucária (Floresta Ombrófila Mista) e Florestas Estacionais (Floresta Estacional Decidual e Floresta Estacional Semidecidual) (BEHLING et al., 2009; OVERBECK; et al., 2009). Enquanto que, os ecossistemas de campo natural incluem os campos subtropicais e os de altitude, sendo os campos subtropicais encontrados nas regiões fisiográficas da Depressão Central, Serra do Sudeste e Campanha (BEHLING et al., 2009). De acordo com dados do MapBiomias (2021), a cobertura atual de formação campestre no Pampa é de 6.324.514 hectares e de formação florestal de 2.295.974 hectares.

Da mesma forma, a diversa composição florística do Pampa é influenciada por características geomorfológicas, climáticas e de manejo do solo (PROCKNOW, 2019). Nesse bioma, predomina a vegetação campestre, mas é preciso lembrar que também ocorrem formações florestais (OVERBECK et al., 2015b). Boldrini (2009) descreve que a matriz do Pampa é composta predominantemente por extensas áreas de campo, com formações florestais distribuídas ao longo de cursos hídricos e regiões com formações savanoides. O Pampa compõe-se por formações ecológicas que se inter cruzam, o que possibilita a formação de uma paisagem única, com intenso fluxo gênico e biológico entre composições vegetais de campos, florestas ribeirinhas, capões de mato e vegetações de encostas (RODRIGUES, 2000; OVERBECK et al., 2009).

O imenso patrimônio cultural exibido pelo Pampa está associado à biodiversidade, apresentando flora e fauna próprias em função de ser um conjunto de ecossistemas muito antigo (MMA, 2021). No entanto, essa biodiversidade tem sido ameaçada pela progressiva introdução e expansão de monoculturas, pastagens com espécies exóticas (AMARAL et al., 2016), espécies florestais exóticas (ECHER et al., 2015), além da bovinocultura (MARCHI et al., 2018). A soja

é o cultivo agrícola que mais tem avançado sobre o Pampa, com 3.507.341 hectares e a silvicultura também tem presença significativa 540.602 hectares (MAPBIOMAS, 2021). Por outro lado, é preciso destacar que a presença de animais pastejantes é considerado o principal fator para manter as propriedades ecológicas e as características fisionômicas dos campos (PILLAR; QUADROS, 1997).

2.2 SERRA DO SUDESTE

A região do Escudo Sul-Rio-Grandense, também chamada de Serra do Sudeste, está compreendida pelos domínios do Pampa e possui em suas paisagens as formações campestre e florestal (REDIN, 2017). Ao longo dos cursos d'água formam matas de galeria, enquanto as formações campestres predominam no restante do território e variam em diversas formações abertas (campos limpos, caracterizados por espécies campestres baixas e de ilhas florestais) (TRINDADE, BORBA, LEFEVBRE, 2010). A Serra do Sudeste é descrita como uma região constituída por mosaicos de campos e florestas, com alto potencial para a regeneração natural devido à resiliência de paisagem (ROVEDDER et al., 2018). Nessa região ocorre diversos mosaicos vegetacionais e heterogeneidade de espécies vegetais, conforme relatada por Rambo (1956).

A região é tipicamente montanhosa, apresenta um relevo ondulado a forte ondulado com elevações rochosas, porém também apresenta áreas planas, com solos rasos, arenosos e pouco férteis (CUNHA; SILVEIRA, 2002; STRECK, 2008). A altitude pode variar bastante na Serra do Sudeste, sendo de 20 metros nas áreas baixas até 600 metros nas áreas mais altas e o clima é descrito como subtropical úmido (Cfa) segundo a classificação de Köppen (PEEL; FINLAYSON; MCMAHON, 2007). Esses autores também descrevem a temperatura média anual em 18 °C, com a média das mínimas oscilando entre - 3 e 18 °C e a média das máximas ultrapassando os 23 °C, enquanto a precipitação pluviométrica anual fica em torno de 1.600 mm e a insolação em 2.300 horas.

2.3 ÁREAS DEGRADADAS

A ausência da cobertura vegetal, a alteração das condições e características locais, a geração de desequilíbrio ecológico em grandes dimensões, a diminuição da fertilidade do solo, a extinção de espécies de animais e a perda de fatores abióticos refletem de forma negativa no ambiente e configuram uma área degradada (RODRIGUES, 2004; KAGEYAMA et al., 2008).

Danos ambientais como a perda de solo, o assoreamento dos cursos d'água, a contaminação das águas superficiais e subterrâneas e a poluição do ar também precisam ser considerados (BRANCALION; RODRIGUES; GANDOLFI, 2015). Conforme Ahrens (2005), situações como estas são frequentes na propriedade rural, sendo legalmente o proprietário obrigado a recompor os solos e os ecossistemas degradados em suas terras. Algumas situações de recuperação ambiental são prioritárias, como as APP e a Reserva Legal (RL) (BRASIL, 2012).

O cenário mundial atual apresenta mais de dois bilhões de hectares de terras desmatadas e alteradas que oferecem oportunidades para a restauração ecológica (STANTURF; PALIK; DUMROESE, 2014; CHAZDON, 2017). Esse cenário é, sem dúvida, um ensejo sem precedentes para transformar terras degradadas e improdutivas em paisagens funcionais que oferecem múltiplos benefícios para a sociedade atual e para as gerações futuras (CHAZDON, 2017).

A maioria das conjunturas de restauração, particularmente nas regiões tropicais, encontram-se dentro de paisagens fragmentadas, onde as pessoas vivem, trabalham e dependem dos recursos da floresta para sua subsistência (CHAZDON; URIARTE, 2016). Neste contexto, o histórico de perturbações tem muitos reflexos na sucessão florestal, pois distintos tipos e intensidades de perturbação podem originar, também, diferentes estruturas florestais (ALVES; METZGER, 2006).

A perda contínua de espécies ou a perda de espécies funcionalmente importantes numa área são exemplos em que se possibilita aumentar a vulnerabilidade e originar distúrbios subsequentes mudando o sistema para um outro estado (GHAZOUL et al., 2015). Soma-se a isso, a perda da biodiversidade e do habitat natural decorrentes da fragmentação das florestas e, por conta disso, surge a necessidade de alternativas que possibilitem a recuperação de áreas degradadas (SCCOTI et al., 2011).

2.4 RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

A restauração ecológica consiste no processo que auxilia na recuperação de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído (SER, 2004). De forma mais sucinta, é o produto de uma ação intencional feita pelo restaurador que se soma à ação da natureza (BRANCALION; RODRIGUES; GANDOLFI, 2015). Para a Society for Ecological Restoration International (SERI) “restauração é a ciência, prática e arte de assistir e manejar a recuperação da integridade ecológica dos ecossistemas, incluindo um nível mínimo de

biodiversidade e de variabilidade na estrutura e funcionamento dos processos ecológicos, considerando-se seus valores ecológicos, econômicos e sociais” (SER, 2004).

A principal finalidade da restauração ecológica é o restabelecimento das características de um ecossistema que predominavam antes dos eventos de degradação (REY BENAYAS et al., 2009). O retorno dos serviços ecossistêmicos (benefícios usufruídos pelas pessoas fornecidos pelos ecossistemas a e.g. água e ar) é um desses objetivos, além disso a restauração almeja a formação de comunidades autossustentáveis sendo capazes de manterem-se por si só (CLEWLEL; ARONSON, 2007; REY BENAYAS et al., 2009). Assim, o monitoramento a longo prazo proporciona condições para o sucesso da restauração, que depende principalmente de atributos ecológicos e socioeconômicos (OLIVEIRA et al., 2021). Também permite a proteção à capacidade de resiliência aonde ele ainda existe e, quando necessário, usar outras estratégias para auxiliar o sistema a se adaptar (PERKINS; AHLERING; LARSON, 2019).

Há, ainda, que se discutir a implicação dos custos com a restauração de áreas degradadas, esses custos variam conforme o grau de degradação da área, o histórico de uso do solo, as técnicas utilizadas, o clima, o contexto socioeconômico, a estrutura da paisagem entre outros fatores (TAMBOSI et al., 2014). Dentre as características da paisagem mais relevantes estão a quantidade e a proximidade de remanescentes de vegetação nativa com a área a ser restaurada e o tipo predominante de uso do solo na paisagem (LEITE et al., 2013). Além da dinâmica da paisagem que, também, pode contribuir para a restauração ecológica (CÉSAR et al., 2018).

Diversos fatores econômicos, sociais e ecológicos podem interagir e influenciar na tomada de decisão quanto à estratégia a ser adotada (BRANCALION; RODRIGUES; GANDOLFI, 2015). Contudo, é a resiliência entendida como o potencial de autorrecuperação e estimada pela possibilidade ou não de aproveitamento da regeneração natural na área a ser restaurada, que determina as ações a serem realizadas (DURIGAN, 2003; CANDIANI, 2016). Por consequência, a resiliência muitas vezes também define as chances de sucesso e os custos associados ao processo (BRANCALION; RODRIGUES; GANDOLFI, 2015). Por esse motivo, compreender o potencial de autorrecuperação do ecossistema em face das mudanças dos regimes de perturbação, do clima e da transformação no uso da terra requer conhecimento dos traços da história da utilização da área, características de perturbação, sensibilidade climática e dinâmica de sucessão do ambiente que sofreu a degradação (JOHNSTONE et al., 2016).

Um dos mais importantes instrumentos internacionais que aborda sobre as questões do meio ambiente é a Convenção sobre a Diversidade Biológica (CDB), um tratado da Organização das Nações Unidas (ONU). Essa Convenção foi estabelecida na Conferência das

Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (CNUMAD) durante a ECO – 92 e refere-se à biodiversidade sobre três bases principais – a conservação da diversidade biológica, o uso sustentável da biodiversidade e a repartição justa e equitativa dos benefícios provenientes da utilização dos recursos genéticos (MMA, 2020).

A restauração ecológica pode evitar a maioria dos problemas associados às compensações ambientais e contribuir para os objetivos da Convenção sobre Diversidade Biológica (ARONSON; ALEXANDER, 2013). Além de, apresentar papel fundamental na retomada da integridade dos ecossistemas a medida que restabelece a riqueza de espécies e a estrutura das comunidades vegetais (OLIVEIRA et al., 2017).

No entanto, um projeto de restauração deve ter diversos objetivos socioeconômicos, tais como geração de trabalho e renda, serviços ecossistêmicos e bem-estar para a sociedade (BRANCALION; RODRIGUES; GANDOLFI, 2015). Durante o processo de restauração é fundamental conciliar áreas produtivas com as áreas de preservação, o que permite a sinergia entre as paisagens fragmentadas (REIS; TRES; SCARIOT, 2007). Outro fator que não pode deixar de ser mencionado diz respeito à carência de incentivos e de verbas para a pesquisa em restauração (FELKER et al., 2013).

Uma grande janela ainda se encontra em relação ao desenvolvimento de técnicas para a formação de corredores ecológicos entre áreas dos ecossistemas naturais, adequação ambiental das propriedades rurais à Lei 12.651/2012, que trata da proteção da vegetação nativa, recuperação e conservação de nascentes, além da escassa produção de mudas de espécies florestais nativas (FELKER et al., 2013). Mesmo diante das lacunas existentes, um dos objetivos do governo brasileiro é o de reduzir a emissão de gases do efeito estufa, para isso, a meta era recuperar 15 milhões de hectares de áreas degradadas por pastagens até 2020 (BRASIL, 2011).

Na literatura, é possível encontrar diversos estudos sobre diferentes técnicas de restauração que estão sendo utilizadas para o restabelecimento de áreas degradadas como: a nucleação (YARRANTON; MORRISON, 1974; BOANARES; DE AZEVEDO, 2014) abrangendo as técnicas com poleiros artificiais, transposição de solo, plantio em ilhas (CORBIN; HOLL, 2012), grupos de Anderson, poleiros naturais, a chuva de sementes e o transplante de indivíduos do banco de plântulas de florestas, todas fundamentadas no processo de sucessão natural (CALEGARI et al., 2011; CASTELLI et al., 2015; BECHARA et al., 2016; TRENTIN et al., 2018).

Outras técnicas também são empregadas como a transposição de serapilheira (REIS et al., 2014), o simples isolamento da área (RODRIGUES; GANDOLFI, 2000), a regeneração

natural (CHAZDON, 2017), a sementeira direta (SILVA et al., 2015; HÜLLER et al., 2017), o plantio de espécies florestais (DURIGAN, 2003; CARPANEZZI, 2005; CHIAMOLERA; ÂNGELO; BOEGER, 2011), a bioengenharia de solos (LI; ZHANG; ZHANG, 2006), e os SAF - Sistemas Agroflorestais (CHAZDON, 2017). Mais recentemente a transposição de feno (LE STRADIC; BUISSON; FERNANDES, 2014; PILON et al., 2019) e o resgate de plantas através da produção de mudas a partir do BSS (NETO; MARTINS MIRANDA; SILVA, 2019) têm sido estudadas.

Dentre as técnicas mais utilizadas no Brasil, a regeneração natural é a mais difundida (CHAZDON; GUARIGUATA, 2016) e o plantio de mudas com espécies mistas tem sido o preferido para a restauração ativa (HOLL; AIDE, 2011). A busca por resultados imediatos é um dos fatores que leva à preferência pelo plantio de mudas (TRENTIN et al., 2018). Porém, esta técnica apresenta maiores custos quando comparada com a regeneração natural (BRANCALION et al., 2016; CHAZDON; URIARTE, 2016; BENINI; ADEODATO, 2017). Esta última, apresenta custos mais baixos comparada a outras metodologias de restauração em função da menor intervenção humana, característica que precisa ser considerada para ampliar a recuperação de áreas degradadas com foco em larga escala (BRANCALION et al., 2012; MARTINS, 2013; BRANCALION et al., 2020). Mesmo tendo custos menores, na restauração passiva, eles precisam ser considerados num projeto de restauração podendo serem apresentados de forma direta (e.g. cercamento da área e mão de obra) e/ou indireta (e.g. recuperação do local mais lenta e visão da terra como abandonada) (ZAHAWI; REID; HOLL, 2014).

Mesmo que, num primeiro momento os plantios de árvores possam proporcionar uma recuperação mais rápida, a regeneração natural pode se igualar e/ou se exceder quanto aos benefícios ecossistêmicos ao longo do tempo (BECHARA et al., 2016; SHOO et al., 2016). Cada uma das técnicas apontadas traz diferentes tipos de benefícios para as partes interessadas em âmbito local, regional e global (CHAZDON, 2017).

Atualmente, a restauração ecológica apresenta alguns desafios, como a restauração em larga escala, considerada uma tarefa difícil, pois o esforço necessário para reverter a degradação a este nível vai além do que pode ser alcançado pela restauração ecológica no âmbito local (CHAZDON, 2017). Assim, a regeneração natural é vista como uma ferramenta para a restauração ecológica podendo ser adotada em grande escala (CHAZDON; GUARIGUATA, 2016). O planejamento da regeneração natural foi apontado como sendo a chave para atingir a restauração ecológica em grande escala e de forma mais econômica (CROUZEILLES et al., 2020).

2.5 REGENERAÇÃO NATURAL

A regeneração natural ou passiva consiste na maneira natural de restaurar ecossistemas após distúrbios, além de ser um processo sucessional de longo prazo que ocorre em estágios definidos pela estrutura da vegetação, composição de espécies e atributos funcionais (CHAZDON, 2014, 2017), refletindo a sustentabilidade da comunidade arbórea (DARONCO; MELO; DURIGAN, 2013). Sendo que o estabelecimento da regeneração acontece por meio das sementes ou pela reprodução vegetativa (BOENI, 2016).

Estão incluídas, junto à regeneração natural, técnicas de regeneração assistida como: a proteção contra o fogo, controle de ervas daninhas, controle de herbívoros e o plantio de enriquecimento direcionado (BRANCALION et al., 2016). A regeneração assistida apresenta custos mais baixos do que aqueles com abordagens de plantio de árvores em grande escala (BRANCALION et al., 2016; CHAZDON; URIARTE, 2016).

A regeneração natural traz muitos benefícios em comparação com outras abordagens de restauração, como a melhoria e conservação da biodiversidade local, a diversidade genética e interações entre espécies locais, maior resiliência a alterações climáticas devido à estrutura e composição florestal heterogênea, e produção de produtos madeireiros e não madeireiros diversos e de origem local (CHAZDON; GUARIGUATA, 2016). De modo geral, a restauração passiva gera melhor biodiversidade e maiores funções ecológicas em ecossistemas degradados, porém sob condições como baixo estresse hídrico e presença de paisagem mais naturais (PRACH et al., 2019). Têm sido considerada uma das técnicas mais promissoras de restauração de áreas degradadas em função da abordagem que considera os aspectos ecológicos, silviculturais e econômicos (RONCHI; DUARTE; SCHORN, 2020).

As florestas em regeneração fornecem vários serviços ecossistêmicos que podem ser revestidos em benefícios econômicos, como produção de água, sequestro de carbono, controle de incêndios, biodiversidade e qualidade estética (BALVANERA et al., 2012; CHAZDON et al., 2016). Além disso, permitem criar corredores ecológicos que ligam áreas protegidas existentes (CHAZDON, 2017). Em algumas regiões, a regeneração natural de florestas têm aumentado significativamente a cobertura florestal nativa (CÉSAR et al., 2021). Assim, estudos com regeneração são imprescindíveis para realização de previsões sobre o comportamento e o desenvolvimento de uma floresta (CHAZDON, 2008).

A dinâmica do processo de regeneração florestal é condicionada por diferentes aspectos como as características relacionadas à fenologia das espécies nativas, às condições do microclima e edáficas (SARTORI; POGGIANI; ENGEL, 2002). Outros fatores como a

chegada dos diásporos pela chuva de sementes, a composição do banco de sementes do solo e do banco de plântulas, além da intensidade e duração do distúrbio (GUO et al., 2005) são fundamentais para que a regeneração natural possa ser bem sucedida.

O crescimento natural da floresta é promovido pela alta disponibilidade local de recursos, abundância de propágulos e quando há adequação do uso da terra para a atividade agrícola (CHAZDON, 2017). A presença e proximidade com remanescentes de florestas maduras poderá favorecer a regeneração natural de uma área por facilitar a dispersão de propágulos, manter vetores de dispersão próximos e proporcionar microclima adequado (HELMER et al., 2008; CHAZDON, 2014; VIEIRA, 2019). Logo, é importante lembrar que a regeneração natural nem sempre ocorrerá com todo o seu potencial devido à restrições ecológicas, geográficas e socioeconômicas (CHAZDON et al., 2016).

Outro fator, ainda recente, são os estudos que comparam os benefícios e os resultados entre abordagens de regeneração passiva versus ativa para a restauração ecológica, de forma mais criteriosa em relação a custos efetivos (GILMAN et al., 2016; SHOO et al., 2016). Um estudo recente salienta que os altos custos com o plantio de árvores é uma barreira no atendimento das metas globais de restauração florestal e que a regeneração natural têm vantagem econômica ao ser comparada aos plantios, mesmo que seu potencial de promover a restauração em larga escala seja mal compreendido (CROUZEILLES et al., 2020).

Alguns trabalhos como os de Meli et al. (2017), ao analisarem 166 trabalhos com a abordagem da regeneração natural e florestas plantadas, observaram que menos de 10% dos estudos avaliados comparavam métodos de restauração ativa e passiva nos mesmos locais. César et al. (2018), ao estudarem a regeneração natural em áreas com plantios de árvores em paisagens agrícolas e floresta nativa, verificaram que as florestas estabelecidas através da regeneração espontânea e o plantio de árvores mistas são complementares, cumprem diferentes papéis e condições no processo de restauração das paisagens agrícolas. Ssekuubwa et al. (2019), ao realizarem uma pesquisa comparando a restauração passiva com a ativa em florestas tropicais úmidas, concluíram que o melhor método para recuperar essas florestas é a forma passiva, sendo que deve ser adotada sempre que a área a ser recuperada mostrar condições.

2.6 REGENERAÇÃO NATURAL EM ÁREAS COM PLANTIO COMERCIAL DE *Eucalyptus* sp.

Atualmente, muitas técnicas de restauração ecológica são usadas para restabelecer diversos ambientes degradados, porém poucos são os estudos realizados em áreas com plantio

comercial de eucalipto (CASTELLI et al., 2015). Dos trabalhos buscados, Brockerhoff et al. (2008) dizem que as florestas plantadas podem melhorar a conectividade entre manchas de habitat e fornecer um habitat sub-ótimo para a biota em paisagens altamente fragmentadas. Através disso, as florestas plantadas poderiam desempenhar um papel substancial na conservação da biodiversidade se seu manejo reduzisse os efeitos prejudiciais da perda de habitat e fragmentação nas escalas local e de paisagem (BROCKERHOFF et al., 2013).

Ao ser avaliada a regeneração arbórea nativa no sub-bosque de um povoamento de *Eucalyptus saligna* Smith, sistema talhadia, foi observado que essa espécie pouco influenciou na regeneração e não impossibilitou o crescimento de espécies nativas no sub-bosque (SARTORI; POGGIANI; ENGEL, 2002). Da mesma forma, Alencar et al. (2011) estudaram a regeneração natural avançada de espécies arbóreas nativas no sub-bosque de *E. saligna* e concluíram que o eucalipto possibilita a regeneração de espécies nativas naquele local da pesquisa. Porém, esses mesmos autores destacam que a composição florística depende de características do solo e da proximidade de fontes de propágulos.

A regeneração natural de espécies arbóreas em sub-bosque de *E. saligna* foi avaliada no estado de São Paulo, através dos mecanismos de regeneração: banco de sementes, chuva de sementes e banco de plântulas. Nesse estudo, foi verificado que o restabelecimento da regeneração de espécies nativas não foi impedido pela exótica estudada e que o banco de plântulas foi o mecanismo que mais contribuiu para a regeneração natural (CANDIANI, 2016).

Diferentes áreas conduzidas com regeneração natural e plantio de mudas nativas com idades entre sete e 20 anos para restauração ecológica em paisagem agrícola foram avaliadas e comparadas, no estado de São Paulo (CÉSAR et al., 2018). Nesse estudo, os autores analisaram a sucessão natural em área de pastagem abandonada, área de plantio comercial de eucalipto após corte e abandono, plantio misto de mudas e uma área de referência de floresta nativa. De modo geral, verificaram que a biomassa florestal foi maior na área em regeneração pós colheita e abandono do plantio de eucalipto, bem como a rebrota do eucalipto não afetou a densidade de espécies nativas regenerantes.

Uma análise efetiva de três técnicas de intervenção (abandono, poleiro e transposição de solo) no estado de São Paulo, para restauração florestal em área de plantio comercial de eucalipto teve respostas positivas. Nesse estudo, os autores concluíram que o uso integrado de um conjunto de práticas de manejo, constituídas pelo abandono da área, seguido do corte seletivo e posterior remoção do eucalipto, é o modelo mais adequado para fornecer restauração rápida e eficaz em termos de indicadores ambientais (CASTELLI et al., 2015).

Resultados positivos de sucessão secundária em áreas de talhões de eucalipto também foram relatados no Cerrado mineiro (ARAÚJO et al., 2014). Nesse estudo, áreas após o plantio de eucalipto, em que se pretendia preservar para a criação de corredores ecológicos, apresentaram maior diversidade quando o eucalipto foi mantido. Observaram também um ambiente favorável para o crescimento e desenvolvimento de espécies pioneiras até que se estabelecessem estágios sucessionais mais avançados nos corredores ecológicos, aumentando a biodiversidade local.

A aceleração do sequestro de carbono em florestas de crescimento secundário foi apontada como outro benefício de florestas não-nativas (BONNER; SCHMIDT; SHOO, 2013). Plantações antigas de eucalipto podem ser aproveitadas para promover a regeneração natural a custos quase nulos, além de contribuir para o estoque de carbono quanto para a conservação da biodiversidade (CÉSAR et al., 2018).

Sob a vegetação arbustivo-arbórea colonizadora em um plantio de *Eucalyptus* spp., abandonado por mais de 50 anos, foi constatado que a composição florística do sub-bosque é fortemente influenciada pela vegetação remanescente em seu entorno (ARMANDO et al., 2011). A florística, a estrutura e a dinâmica da regeneração de espécies nativas foram caracterizadas em um povoamento comercial de *E. grandis* no estado de São Paulo e foi concluído que, se o povoamento de eucalipto está próximo de alguma fonte de propágulo é viável a condução da regeneração (CARNEIRO, 2002). Também foi acompanhada por Seubert et al. (2017) a regeneração natural ao longo das margens de um curso d'água, anteriormente ocupado com plantio comercial de *E. grandis*, em Santa Catarina. Esse estudo mostrou que a regeneração natural apresentou bons resultados para a restauração do local, mesmo que num período relativamente curto de avaliação (5 anos).

A regeneração natural em sub-bosque de um plantio homogêneo não comercial de *E. grandis* foi estudada, no Rio Grande do Sul e foi constatado que a regeneração foi diversa, com predomínio de espécies pioneiras e secundárias iniciais (TURCHETTO et al., 2015). Nesse estudo, foi evidenciado que o povoamento da espécie não-nativa atuou como facilitadora da sucessão natural, sendo uma alternativa em modelos de restauração de ambientes alterados, favorecendo o estabelecimento de núcleos de floresta nativa.

Outros trabalhos, mais recentes voltados a temática da regeneração natural têm sido direcionados para o resgate de plântulas em povoamentos de eucalipto (SANTOS, 2019). Nesse estudo, o autor atestou que o povoamento de eucalipto apresentou ambiente favorável para realização do resgate de plântulas, pois em seu sub-bosque foi possível encontrar vários indivíduos e espécies.

Outro ponto que têm sido adotado por empresas do setor florestal (celulose e fibras) é a manutenção de áreas adjacentes aos plantios com vegetação nativa com fins para conservação, como requisitos ao cumprimento do Código Florestal Brasileiro e a certificação de manejo florestal (BROCKERHOFF et al., 2013). Em termos de cumprimento das questões legais e de certificação o setor de celulose e fibra, no Brasil, está mais disposto a cumprir esses requisitos do que outros setores da economia, como o agrícola com o cultivo da soja e da pecuária, por exemplo (AZEVEDO et al., 2017).

Alguns autores ressaltam que o sucesso da regeneração natural em áreas com plantações florestais tem influência do uso anterior do solo (VIANI; DURIGAN; MELO, 2010), da resiliência do ecossistema (DURIGAN, 2003), da densidade de copas (BONE; LAWRENCE; MAGOMBO, 1997; GELDENHUYS, 1997), da espécie plantada (GELDENHUYS, 1997; HARRINGTON; EWEL, 1997), da idade do plantio (GELDENHUYS, 1997), da heterogeneidade físico-química dos solos sob as áreas dos plantios (SARTORI; POGGIANI; ENGEL, 2002; NAPPO et al., 2005), da distância de remanescentes florestais (YIRDAW; LUUKKANEN, 2003) e do manejo e histórico da área (LEMENIH; TEKETAY, 2005).

Atualmente, há um contraponto, de um lado os “desertos verdes” formados pelas espécies arbóreas comerciais, de outro, esses mesmos plantios catalisando a regeneração natural em seu sub-bosque e contribuindo para a conservação da biodiversidade (VIANI; DURIGAN; MELO, 2010; DE CARVALHO et al., 2019). Um estudo mais recente mostrou que plantios de eucaliptos podem ter efeitos neutros ou ligeiramente negativos sob espécies nativas, embora possam compensar os custos com a restauração ecológica de florestas tropicais (BRANCALION et al., 2020).

A regeneração natural pode ser aumentada por mecanismos pelos quais as plantações florestais possibilitam o controle de espécies invasoras que demandam luz (VIANI; DURIGAN; DE MELO, 2010). A abundância de árvores de eucalipto impactou negativamente a invasora *Melinis minutiflora*, no entanto os autores pediram cautela na interpretação desse resultado uma vez que foi avaliado apenas a regeneração de espécies lenhosas no estudo (DODONOV et al., 2020). Esses mesmos autores constataram que a abundância de espécies lenhosas diminuiu com o aumento na abundância de eucalipto, porém a altura média, a riqueza e a diversidade de espécies não foi afetada.

Por fim, Vieira (2019) frisa que o sucesso da regeneração, de modo geral, também pode ser determinado pela riqueza e diversidade de espécies, das síndromes de dispersão, dos grupos ecológicos e, das espécies ameaçadas de extinção. Como foi realizado no trabalho de Durigan et al. (1997), que compararam a diversidade e a riqueza da regeneração natural em sub-bosque

de *Corymbia citriodora* com remanescente nativo de cerradão e verificaram que os valores foram muito próximos. Um estudo na Etiópia sobre o efeito do eucalipto no banco de sementes do solo e nas propriedades físico-químicas do solo confirmou a capacidade das plantações de eucalipto em facilitar a restauração de ecossistemas florestais, porém essa capacidade está relacionada a intensidade e duração do período de influências antrópicas as quais as florestas foram expostas (KASSA; MOLLA; ABIYU, 2020).

2.7 BANCO DE SEMENTES DO SOLO

O banco de sementes do solo (BSS) é um importante elemento no processo de regeneração natural, pois fornece informações quanto à riqueza e à abundância de espécies de uma área (CALEGARI et al., 2013). Sendo a composição florística afetada pelos tipos de dispersão das espécies, do local objeto de estudo e pela dispersão adotada das espécies do entorno (GASPARINO et al., 2006). Isso promove um sistema dinâmico com dispersão cíclica de sementes, com entradas via chuva de sementes e saídas por meio da germinação, predação e deterioração ou morte das sementes (DA NÓBREGA et al., 2009; MESQUITA; ANDRADE; PEREIRA, 2014). A composição do BSS depende da entrada, da persistência, da quiescência, da dormência, da germinação, da deterioração, da predação e da patogenezidade das sementes, ou seja, implica no equilíbrio entre entradas e saídas no banco (DEISS et al., 2018). Com isso, caracteriza-se como o reservatório de sementes presentes no solo (SIMPSON; LECK; PARKER, 1989).

A resiliência de uma área é, em parte, uma resposta do banco de sementes do solo (CALEGARI et al., 2013). Essa constatação é feita pelo fato de que o banco é composto principalmente por sementes de espécies pioneiras responsáveis pela regeneração após perturbações (NETO et al., 2017). A capacidade de dormência e longevidade em que as espécies pioneiras possuem são as causas de formarem estoques no banco de sementes (PEREIRA; ALVARENGA; BOTELHO, 2010). Lembrando que o banco é totalmente ligado ao histórico de uso da área, sendo que nas áreas onde a vegetação foi suprimida e manejada para diferentes usos por longos períodos tendem a apresentar menor potencial de riqueza e diversidade de espécies no solo (HOLL, 2013). Assim, o estudo do BSS possibilita avaliar e prever a composição inicial da vegetação na área após a ocorrência de um distúrbio (BAIDER; TABARELLI; MANTOVANI, 2001).

O BSS permite, a partir do seu conhecimento quanto à distribuição, quantificação e composição populacional, o entendimento da evolução das espécies, seu estabelecimento e

evolução no ecossistema florestal (DA NÓBREGA et al., 2009). Esse banco é indicativo da capacidade de resiliência de um ecossistema degradado (TRES et al., 2007). Portanto, compreender as ações do BSS para a regeneração natural, consiste em ir além de avaliar a vulnerabilidade de ecossistemas vegetais, mas também para apoiar estratégias de conservação e manutenção da biodiversidade (MADAWALA; EKANAYAKE; PERERA, 2016; WILLIAMS-LINERA; BONILLA-MOHENO; LÓPEZ-BARRERA, 2016). Assim, estudos sobre o BSS são importantes para o manejo ecológico da vegetação e dinâmica da restauração ecológica, pois a regeneração natural da vegetação é dependente das sementes do BSS (GIORIA; PYŠEK; MORAVCOVÁ, 2012).

Ao ser investigado o banco de sementes do sub-boque de *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp., na Flona de Brasília, foi constatado que quanto maior as intervenções nos povoamentos, maior número de sementes de espécies com forma de vida herbácea, em relação as de espécies arbóreas (GONÇALVES et al., 2008). Seubert et al. (2017) estudaram o BSS sob plantios de *E. grandis* e concluíram que esse banco contribui para a regeneração de espécies herbáceas e arbustivas nos estágios iniciais de sucessão no local.

Enquanto que, Carmo et al. (2012) testaram a germinação do banco de sementes de espécies nativas sob dossel de *Pinus elliottii* e *Eucalyptus* sp. e não observaram influência negativa dessas espécies exóticas no comportamento germinativo das sementes em Floresta Estacional Semidecidual. Sendo assim, também é importante que se investigue diferentes mecanismos de regeneração como o trabalho de Candiani (2016) que avaliou o potencial de regeneração de espécies arbóreas nativas em sub-bosque de *Eucalyptus saligna* testando o banco de sementes, a chuva de sementes e o banco de plântulas no qual concluiu que o eucalipto possibilita a regeneração natural em seu sub-bosque, por meio destes mecanismos.

Estudos com BSS do solo são mais escassos que outras abordagens no contexto da restauração, sendo o BSS avaliado num contexto de revisão bibliométrica no período de 1918 a 2019 constatando informações importantes e ressaltando que os países europeus são os que mais contribuem para este tipo de pesquisa, com destaque para os Estados Unidos da América (SHI; ZHANG; WEI, 2020). Estes autores, ainda, apontam a direção dos estudos com BSS, tendo ganhado espaço pesquisas com espécies invasoras, controle de ervas daninhas, potencial de restauração e projetos de restauração, características das sementes quanto à longevidade e dormência e respostas do BSS quanto aos efeitos ambientais como as mudanças climáticas e incêndios.

A restauração ecológica precisa estar sempre avançando em técnicas que possam amenizar a degradação de diferentes ecossistemas, assim o uso de mudas a partir do BSS é uma

possibilidade em potencial, embora permaneça pouco investigada (NETO; MARTINS MIRANDA; SILVA, 2019). A maioria dos viveiros comerciais enfrenta dificuldades em dispor de diversidade de plantas nativas, por isso o desenvolvimento de mudas com base no resgate de plântulas pode contribuir (VIANI; RODRIGUES, 2007; CALEGARI et al., 2011), além de ser uma técnica alternativa de baixo custo (CALEGARI et al., 2011).

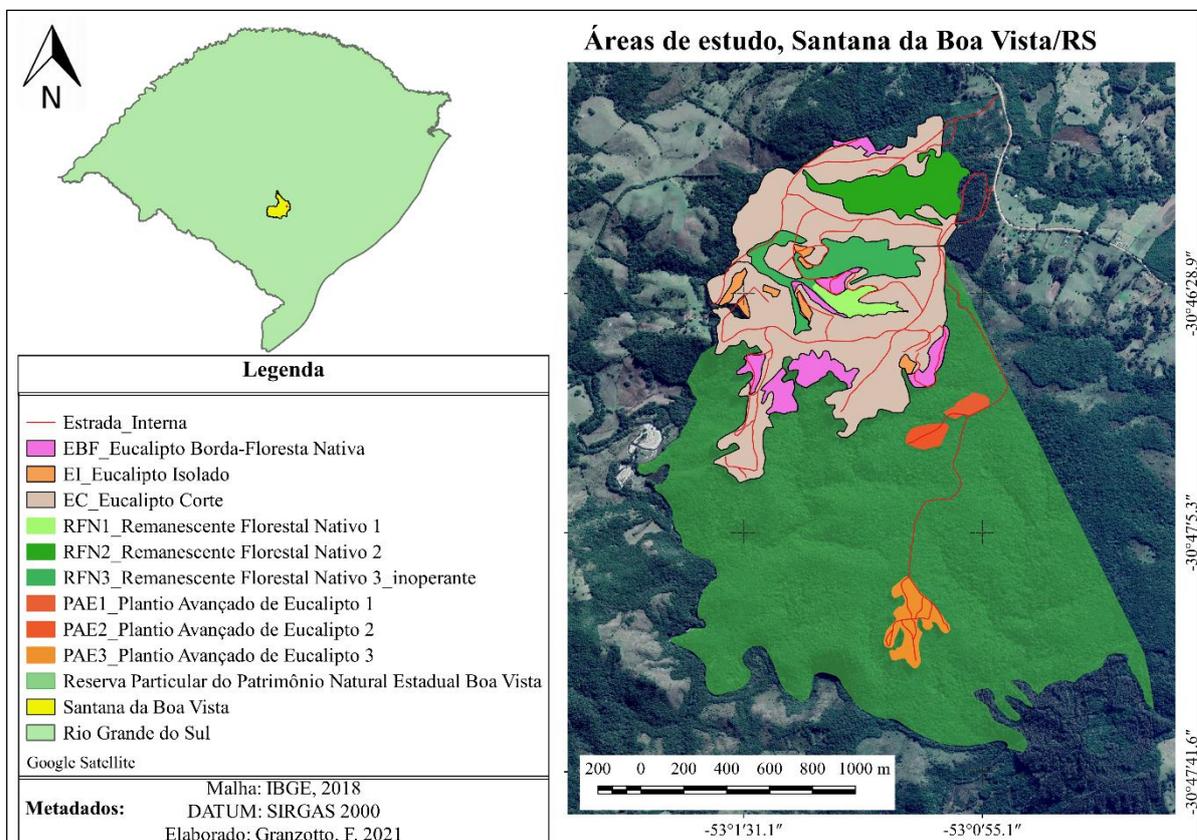
3 METODOLOGIA GERAL

3.1 LOCALIZAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O objeto de estudo é uma Matriz Produtiva de Eucalipto (MPE) para fins comerciais, que é constituída por áreas de floresta nativa e áreas com plantio de eucalipto (Figura 1). O Horto Florestal Santa Helena I (HFSH I) e o Horto Florestal Arroio dos Lopes I (HFAL I) compreendem a área e pertencem à empresa CMPC Brasil (BERNARDI et al., 2021). Essa área está localizada na zona rural de Santana da Boa Vista, RS. As coordenadas geográficas $30^{\circ}46'12.89''$ S de latitude e $53^{\circ}0'53.25''$ O de longitude identificam a entrada da área.

A Reserva Particular do Patrimônio Natural Estadual Boa Vista (RPPNE Boa Vista) com 243,3 ha é o maior remanescente nativo dos hortos florestais. Na reserva, a vegetação florestal é distribuída ao longo de cursos d'água e o solo predominante é o Neossolo Regolítico Húmico (SANTOS et al., 2018). O relevo é ondulado, a altitude varia de 160 a 355 m, apresentando morros e encostas (BERNARDI et al., 2021), pertencendo à Serra das Encantadas.

Figura 1 - Localização geográfica das áreas de estudo na Serra do Sudeste, Pampa brasileiro



Fonte: Autora.

A região do estudo pertence ao bioma Pampa e é definida fisiograficamente como Serra do Sudeste. Santana da Boa Vista é um dos municípios inserido no Escudo Cristalino, onde ocorre domínio de formações graníticas. Essa região apresenta um relevo ondulado a forte ondulado (inclinação entre 8 a 45%) com drenagem dos solos variando de drenados a imperfeitamente drenados (STRECK, 2008). Por outro lado, apesar de possuir um relevo íngreme com elevações rochosas também apresenta áreas planas, com solos rasos, arenosos e pouco férteis (CUNHA; SILVEIRA, 2002). Essas características diminuem as possibilidades de conversão para práticas de cultivo agrícolas, possibilitando melhor conservação dos remanescentes nativos (ROVEDDER et al., 2018).

O clima é do tipo Cfa de Köppen (ALVARES et al., 2013), sem estação seca e com verão quente (BERNARDI et al., 2021). A temperatura média do mês mais frio fica em torno de 15 °C, com 50% de chances de geadas nos meses mais frios e a precipitação média anual de 1.426 mm (CUNHA; SILVEIRA, 2002). A estimativa de umidade relativa anual é em torno de 80%, com pouca variabilidade entre os meses de inverno e verão (CUNHA; SILVEIRA, 2002).

A Serra do Sudeste é uma região constituída por mosaicos de campos e florestas, com alto potencial para a regeneração natural devido à resiliência de paisagem (ROVEDDER et al., 2018). A área do estudo é de transição ecotonal entre Floresta Estacional Semidecidual (FES), Floresta Ombrófila Mista (FOM) e áreas campestres (LEITE, 2002; QUADROS; PILLAR, 2002; WAECHTER, 2002), com predomínio da FES. A vegetação foi descrita pela presença marcante da família Lauraceae, especialmente com os gêneros *Ocotea* e *Nectandra*, associados à espécie *Podocarpus lambertii* Klotzsch ex Endl. (MARCHIORI, 2002).

À CMPC Brasil adquiriu as áreas do HFSH I e HFAL I em 2008. Nos talhões a espécie predominante era o *Eucalyptus* var. *grandis* W.Hill ex Maiden. Os plantios desta espécie na área, foram iniciados nos anos de 1997 e 2001 por antigos proprietários, sendo que, historicamente a área era ocupada com pecuária extensiva e pouco antes da aquisição pela CMPC foi iniciado o consórcio pecuária e silvicultura do eucalipto (BERNARDI et al., 2021). Recentemente, com a criação da RPPNE Boa Vista no ano de 2018 tal prática foi encerrada e proibida a entrada de animais domésticos na área, a qual apresenta cercamento em toda sua extensão.

Nos remanescentes florestais nativos (RFN) da área, a altura das árvores no dossel varia de 20 a 24 m, além disso espécies das famílias Salicaceae, Myrtaceae e Euphorbiaceae são frequentes no sub-bosque (SILVA JUNIOR et al., 2021). De acordo com Silva Junior (2017) as formações ecotonais de Santana da Boa Vista são confirmadas quando observado a fisionomia única e fortemente adaptada às condições locais. Esse mesmo autor relata a presença

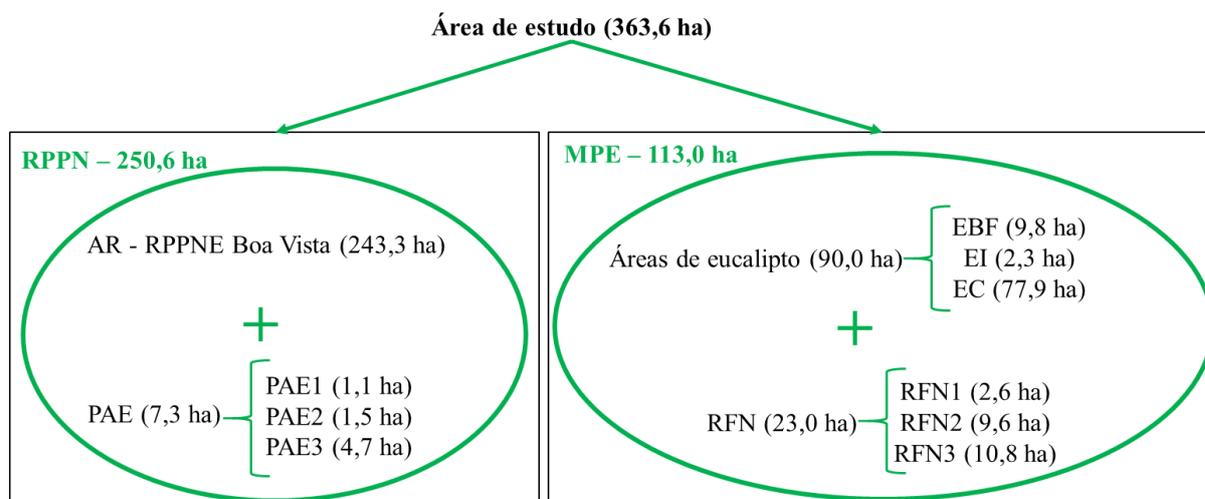
de espécies raras e/ou ameaçadas de extinção da flora como a *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze (araucária), *P. lambertii* (pinheiro-bravo), *Dicksonia sellowiana* Hook. (xaxim), *Cyathea phalerata* Mart. (xaxim-espinhento) e da fauna como o *Amazona pretrei* (papagaio-charão), *Tamandua tetradactyla* (tamanduá-mirim), *Puma yagouaroundi* (gato-mourisco) e o *Alouatta guariba* (bugiu-ruivo).

3.2 ESTUDO DA VEGETAÇÃO

3.2.1 Amostragem geral

Os hortos florestais Santa Helena I e o Arroio do Lopes I abrangem a RPPNE Boa Vista. Enquanto a área produtiva de eucalipto está inserida no HFSH I. Organizamos nove tratamentos para melhor caracterizarmos a área de estudo (Figura 2).

Figura 2 - Definição dos tratamentos nas áreas de estudo, Serra do Sudeste, Rio Grande do Sul



Onde: RPPN = Reserva Particular do Patrimônio Natural; MPE = Matriz Produtiva de Eucalipto; AR = Área de Referência; RPPNE Boa Vista = Reserva Particular do Patrimônio Natural Estadual Boa Vista; PAE (1, 2 e 3) = Plantio Avançado de Eucalipto; EBF = Eucalipto Borda-Floresta Nativa; EI = Eucalipto Isolado; EC = Eucalipto Corte; RFN (1, 2 e 3) = Remanescentes de Floresta Nativa.

Fonte: Autora

A RPPNE Boa Vista apresenta 243,3 hectares em terreno acidentado da Serra do Sudeste e a seis quilômetros de distância em linha reta da porção oeste do Parque Estadual do Podocarpus (CMPC, 2020). Conforme já relatado, a formalização da reserva ocorreu em 2018,

porém vem sendo preservada por cerca de 50 anos e, portanto, foi selecionada para ser a Área de Referência (AR) neste estudo. A RPPNE Boa Vista possui elevada riqueza de fauna e flora, correspondendo a um remanescente florestal subtropical bem desenvolvido apresentando 17 nascentes bem conservadas (BERNARDI et al., 2021).

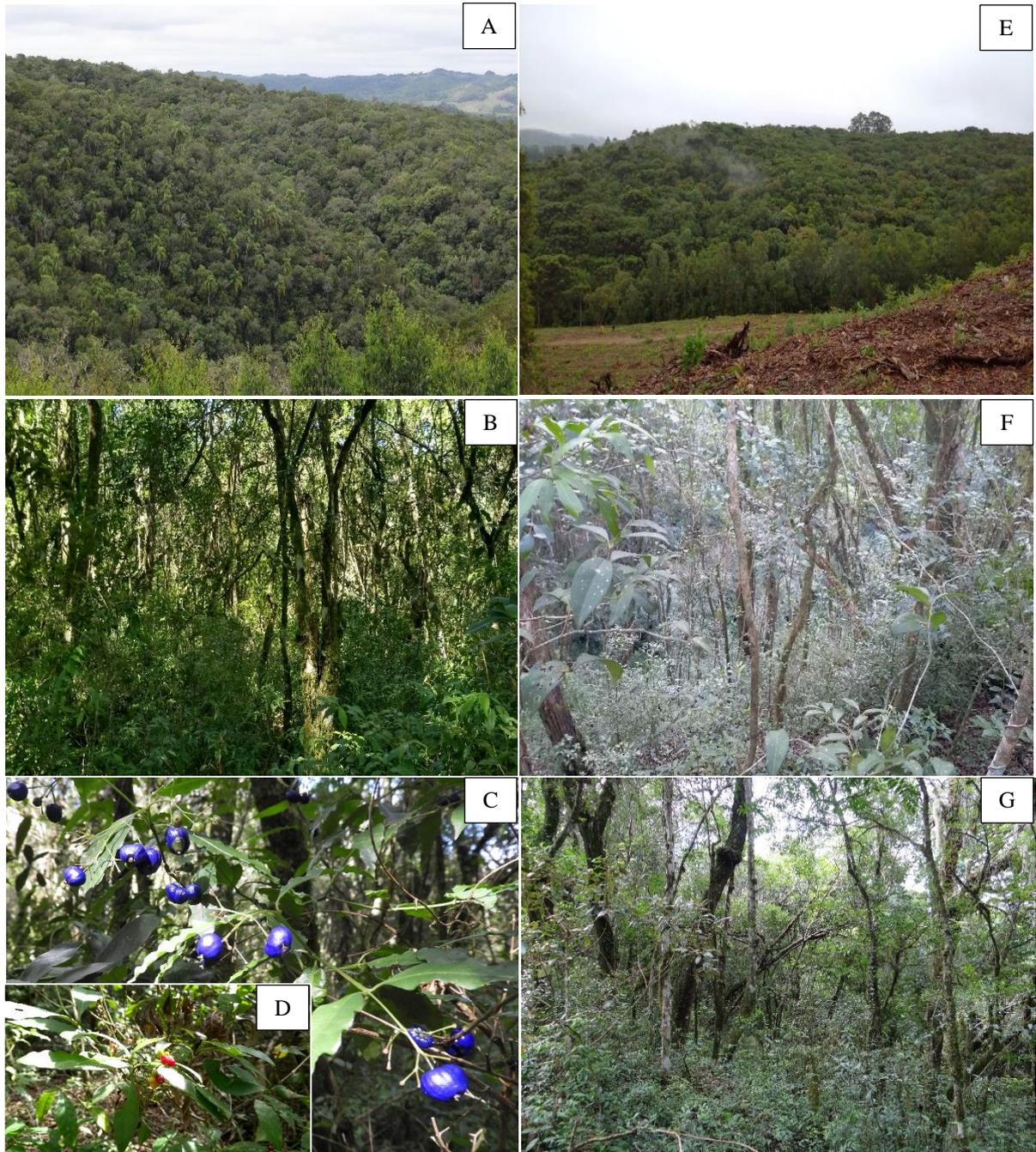
Junto à reserva ocorrem três manchas de eucalipto (~ 20 anos), em sistema talhadia (ciclo ~ 10 anos), com espaçamento heterogêneo de 3 m x 2 m e 2 m x 2 m e altura aproximadas de 18 m. A empresa denominou essas áreas de Plantio Avançado de Eucalipto (PAE) por se tratar de plantios antigos em meio à reserva. Em julho de 2019 o eucalipto foi colhido nessas áreas e a situação atual (2021) é a de que o local encontra-se em estágio inicial de regeneração natural com espécies nativas e intensa brotação das cepas de eucalipto.

A MPE abrange uma área de corte denominada Eucalipto Corte (EC) onde no final de 2017 e início de 2018 ocorreu a colheita florestal e em julho de 2020 foi realizado um novo plantio com *Eucalyptus* spp. Nessa mesma matriz alguns talhões de eucalipto estão inseridos próximos ou junto à APP e em atendimento à legislação, não foram retirados até o momento. Essas manchas foram chamadas de Eucalipto Borda-Floresta nativa (EBF) pela proximidade das áreas nativas e Eucalipto Isolado (EI) àquelas manchas que ficaram em meio a área do EC. Na MPE as árvores apresentavam no EC e apresentam no EBF e EI espaçamento de 2,5 m x 2 m, idade aproximada entre 7 e 10 anos e altura média de 18 m. Ainda na matriz, três remanescentes de mata nativa (RFN1, RFN2 e RFN3) estão inseridos. O RFN3 foi excluído do estudo em função das condições declivosas do local acarretando na impossibilidade de realização dos levantamentos.

3.2.2 Capítulo 1 – Avaliação da regeneração natural

A regeneração natural na área de estudo foi avaliada em nove tratamentos (AR, RFN1, RFN2, EBF, EI, EC, PAE1, PAE2 e PAE3), sendo possível a visualização de algumas imagens dos locais (Figura 3, Figura 4, Figura 5 e Figura 6). As espécies arbustivo-arbóreas regenerantes vivas foram levantadas nos anos de 2019 (abril, maio e junho na AR; julho e agosto no EBF, outubro no EC e EI) e em 2020 (julho e agosto no RFN1 e RFN2 e dezembro no PAE1, PAE2 e PAE3).

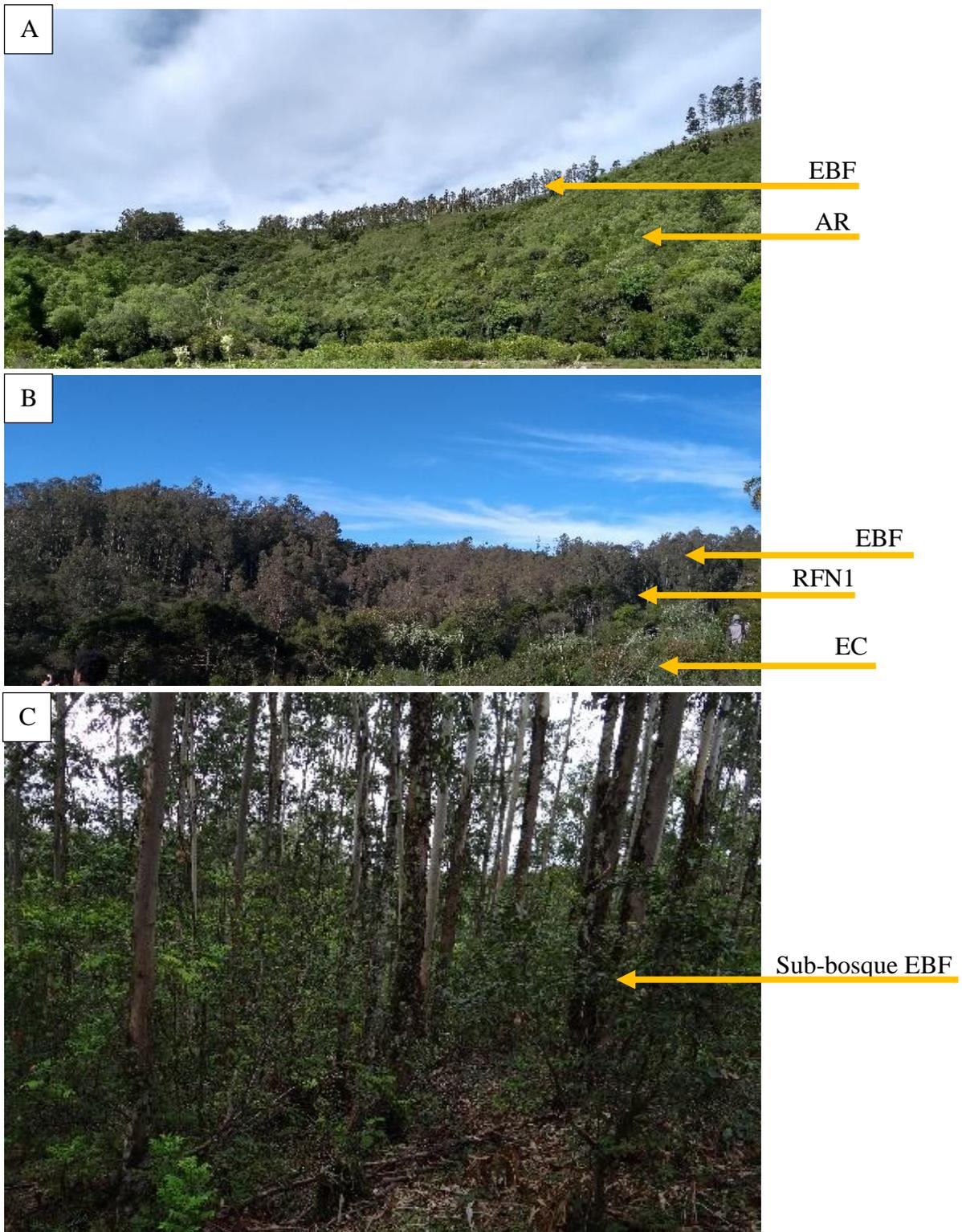
Figura 3 - Remanescentes florestais nativos na área de estudo, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro



Onde: A) Área de Referência (AR); B) Sub-bosque da AR; C) e D) Alta densidade de *Psychotria leiocarpa* e *Psychotria carthagenensis* sub-bosque da AR; E) Remanescente Florestal Nativo 1 (RFN1); F) Sub-bosque do RFN1; G) Sub-bosque do Remanescente Florestal Nativo 2 (RFN2).

Fonte: Autora

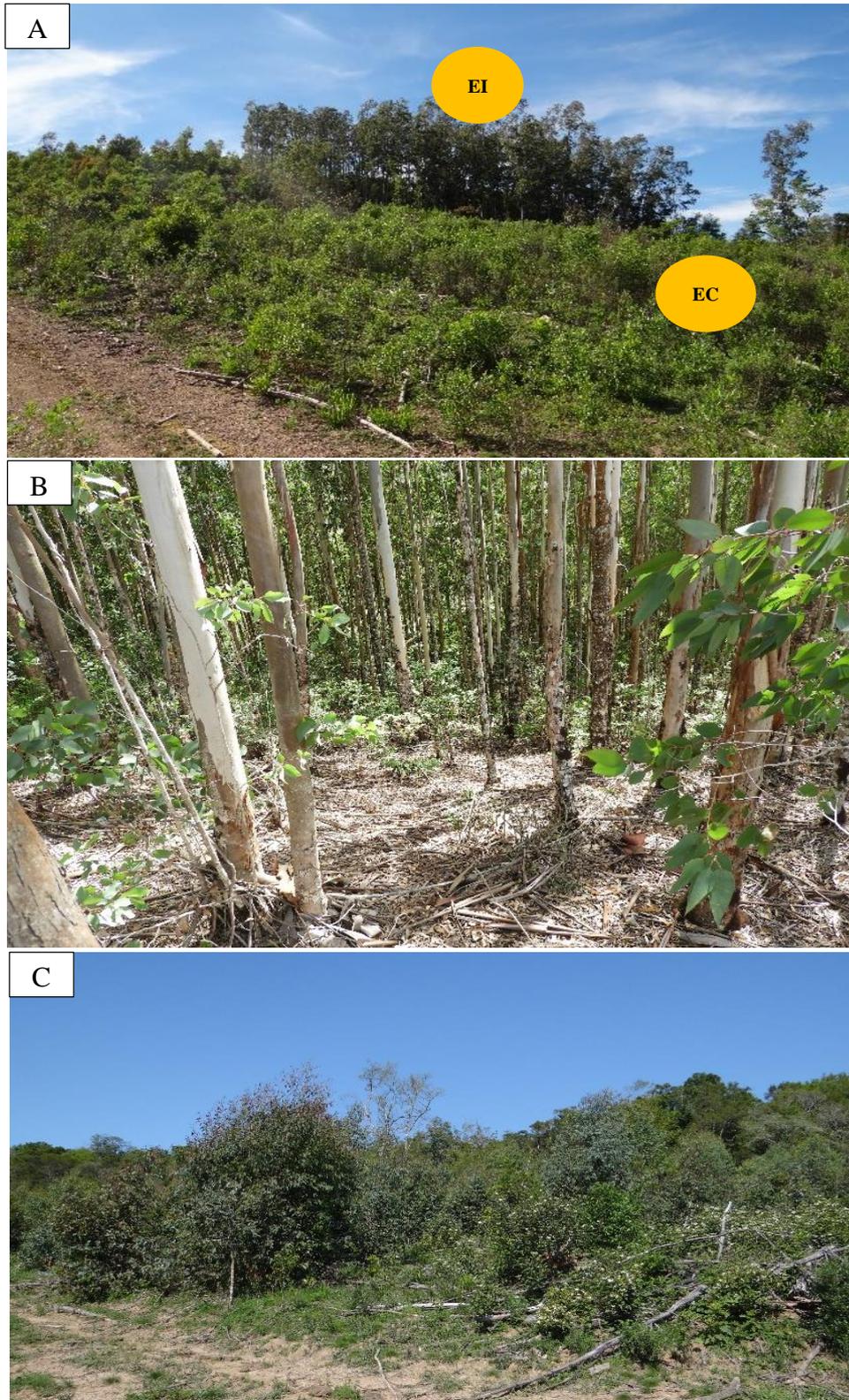
Figura 4 - Imagens da disposição de tratamentos na área de estudo, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro



Onde: A) Manchas de Eucalipto Borda-Floresta Nativa (EBF) e Área de Referência (AR); B) Manchas de Eucalipto Borda-Floresta Nativa (EBF); Remanescente Florestal Nativo 1 (RFN1) e área de Eucalipto Corte (EC) e C) Sub-bosque de Eucalipto Borda-Floresta Nativa (EBF).

Fonte: Autora

Figura 5 - Imagens da disposição de tratamentos com plantio de eucalipto na área de estudo, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro



Onde: A) Eucalipto Isolado (EI) em meio a área de Eucalipto Corte, com EC em regeneração natural após ~ um ano e meio da colheita florestal, B) Sub-bosque do Eucalipto Isolado (EI) e C) Brotações de eucalipto no Plantio Avançado de Eucalipto (PAE) e regeneração natural ~ um ano e meio após a colheita do eucalipto.

Fonte: Autora

Figura 6 - Montagem de parcelas e mensuração de diâmetro e altura dos indivíduos arbustivo-arbóreos regenerantes na área de estudo, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro



Onde: A) Montagem de parcelas no Eucalipto pós Corte (EC); B) Mensuração de diâmetro em indivíduo de *Araucaria angustifolia* em área de Eucalipto mancha Borda-Floresta Nativa e C) Mensuração da altura em indivíduo de *Podocarpus lambertii* no Eucalipto Corte (EC).

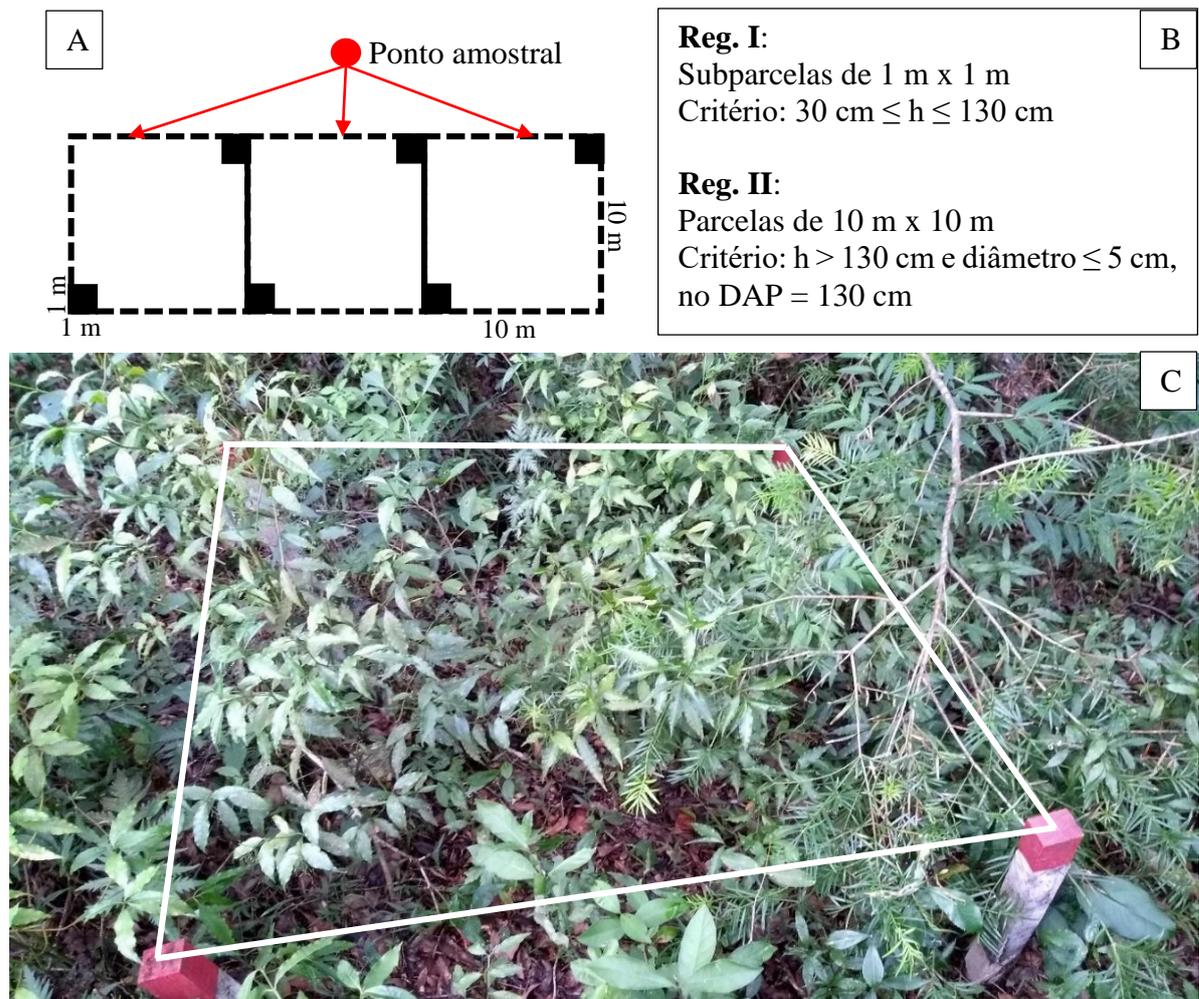
Fonte: Autora

A demarcação das parcelas para amostragem da florística seguiu o disposto no trabalho de Silva Junior (2017). Onde, aleatoriamente foi demarcado um ponto amostral, seguindo de forma sistemática com a demarcação das parcelas. Cada ponto amostral foi constituído por três parcelas quadradas com área fixa de 10 m x 10 m e duas subparcelas de 1 m x 1 m, também quadradas, com área fixa, internas a cada uma das parcelas. As subparcelas foram alocadas uma a direita em relação ao norte da parcela e a outra a esquerda na direção sul. Definimos para o estudo da regeneração natural dos indivíduos arbustivo-arbóreos duas classes: Reg. I e Reg. II (Figura 7).

A contagem dos indivíduos seguiu o disposto por Mattei e Longhi (2001). Para o caso de perfilhos consideramos indivíduos únicos sempre que a planta apresentava brotação abaixo da base do solo. Para plantas em touceiras todos os caules eram mensurados e posteriormente realizada média quadrática dos valores obtidos dos seus diâmetros (BATISTA; COUTO;

FILHO, 2014). A altura dos indivíduos foi tomada com régua graduada e o diâmetro com paquímetro analógico.

Figura 7 - Classes de regeneração, parcelas, subparcelas e critérios da amostragem no levantamento dos indivíduos arbustivo-arbóreos da regeneração natural, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro



Onde: A) Esquema do ponto amostral com a marcação das parcelas e subparcelas; B) Critérios de amostragem e C) Imagem de uma subparcela em remanescente florestal nativo.

Fonte: Autora

Neste capítulo, para todos os tratamentos e classes de regeneração definidos levantamos a florística e identificamos os indivíduos em nível de espécie. Após a identificação das espécies realizamos a caracterização ecológica, o status de conservação e a presença de endêmicas. Em cada tratamento testamos a suficiência amostral, avaliamos a fitossociologia, índices de diversidade, análise de variância multivariada permutacional, a formação de grupos pela

similaridade florística, a confirmação dos grupos pela ANOSIM e a análise de SIMPER para verificarmos as espécies mais influentes na formação dos grupos. Por fim, comparamos os tratamentos que compõem os hortos florestais com base nas metodologias estabelecidas e verificamos a influência do eucalipto na regeneração natural.

3.2.3 Capítulo 2 – Avaliação do banco de sementes do solo

O banco de sementes do solo (BSS) foi amostrado nos mesmos tratamentos do levantamento da regeneração natural, sendo coletado 10 réplicas para cada tratamento, totalizando 90 amostras. A coleta foi realizada em 2019 (julho nos PAE e outubro no EBF, EI e EC) e em 2020 (fevereiro no RFN1, RFN2 e AR). Realizamos as amostragens com pá de corte e gabarito de madeira (dimensões de 25 cm x 25 cm) na profundidade de 5 cm de solo e a serapilheira também foi coletada. Após as coletas o material foi disposto em bandejas plásticas organizadas em nível do solo na casa de sombra coberto com tela tipo sombrite preta (50%), Figura 8.

Figura 8 - Disposição de algumas das bandejas do banco de sementes do solo oriundo de área de hortos florestais, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro



A emergência das plântulas foi acompanhada por seis meses, com avaliação quinzenal e regas manuais diárias, Figura 9.

Consideramos todos os hábitos de vida e identificamos as espécies que emergiram no BSS. Os indivíduos arbustivo-arbóreos e as plântulas não identificadas foram transplantados aos quatro meses das bandejas para embalagens plásticas. Nesse momento o material nas bandejas foi revolvido e deixado por mais dois meses a fim de proporcionar novas emergências.

Figura 9 - Amostragem e caracterização do banco de sementes do solo na área de estudo, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro



Onde: A) Coleta do BSS; B) Contagem e identificação da plântulas emergidas e C) Transplante de indivíduo arbóreo (*Podocarpus lambertii*).

Fonte: Autora

Da mesma forma que, no Capítulo 1, também realizamos nesse Capítulo, a identificação botânica e a caracterização ecológica em nível de espécies para as plântulas emergidas do BSS. Comparamos os tratamentos da área de estudo em função da abundância de indivíduos e da riqueza e composição de espécies. Também realizamos análises de diversidade, similaridade florística por meio de dendrogramas e análise de SIMPER para verificarmos as espécies de maior destaque na formação de grupos florísticos.

3.2.4 Capítulo 3 – Avaliação do crescimento e sobrevivência das plântulas resgatadas do banco de sementes do solo

Aproveitamos o BSS do Capítulo 2 e continuamos nossos estudos com as espécies arbustivo-arbóreas que pudessem ser utilizadas em projetos de recuperação de áreas degradadas. Em casa de sombra, avaliamos a emergência, o crescimento e a sobrevivência das plântulas de interesse durante 16 meses. Aos quatro meses transplantamos as plântulas das bandejas para embalagens plásticas (4.266,5 cm³). Nesse momento, o material das bandejas foi revolvido e deixado por um período de mais quatro meses a fim de verificarmos novas ocorrências de emergência, seguindo com avaliações quinzenais (KUNZ; MARTINS, 2016). Assim, o transplante das arbustivo-arbóreas foi realizado em dois momentos o primeiro aos quatro meses e o segundo aos oito meses. Para cada momento de transplante das plântulas, avaliamos o crescimento e a sobrevivência por quatro meses.

Consideramos o revolvimento do material nas bandejas essencial. Ressaltamos isso por dois motivos: para oportunizar a germinação de sementes que poderiam estar mais ao fundo das bandejas e para evitar que indivíduos oriundos de brotações e não de sementes sejam contabilizados na avaliação do BSS. Chamamos a atenção para este fato das brotações, pois ele foi possível de ser constatado no nosso estudo apenas por meio do revolvimento do material das bandejas aos quatro meses (Figura 10).

Os indivíduos oriundos de brotações não são interessantes do ponto de vista estatístico para o BSS, pelo fato do foco serem as plântulas com origem na germinação das sementes. Contudo, são interessantes do ponto de vista ecológico e desejáveis na regeneração natural de uma área em processo de recuperação, até mesmo, podendo apresentar ganhos econômicos na aplicação de projetos de restauração ecológica.

Figura 10 - Brotações de indivíduos oriundos do banco de sementes do solo da área de estudo, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro



Onde: Brotações em A) *Casearia sylvestris*, B) *Allophylus edulis*, C) provável *Cupania vernalis* e D) *Allophylus edulis* antes do transplante e revolvimento do material na bandeja.

Fonte: Autora

Para a produção das mudas utilizamos uma mistura composta: solo coletado da própria área de estudo e terra coletada no campus da universidade (1:1), somada de substrato comercial (marca MECPLANT) e composto orgânico (1:1), formando uma mistura composta final de 2:1, respectivamente. Logo após o transplante, as plântulas tiveram suas alturas e seus diâmetros mensurados, sendo a medição da altura realizada na base do coleto da plântula até a inserção da última gema da parte apical de cada indivíduo e o diâmetro na base do coleto. As medidas foram tomadas quinzenalmente com régua e paquímetro analógico (Figura 11).

Identificamos as espécies arbustivo-arbóreas e organizamos as referidas espécies quanto às características ecológicas: origem, hábito de vida e classes sucessionais. Escolhemos essas características porque são informações relevantes quando o destino das mudas são projetos de recuperação de áreas degradadas. Ressaltamos que, nosso foco no Capítulo 3 são as espécies arbustivo-arbóreas com potencial de uso em recuperação de áreas degradadas com origem no BSS da área de estudo. Portanto, nosso objetivo era estudar o potencial do BSS de hortos

florestais (Santa Helena I e Arroio dos Lopes I) na produção de mudas e não o de comparar as áreas que compreendem os hortos.

Figura 11 - Etapas do crescimento e sobrevivência de arbustivo-arbóreas do banco de sementes do solo oriundas dos hortos florestais Santa Helena I e Arroio dos Lopes I, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro

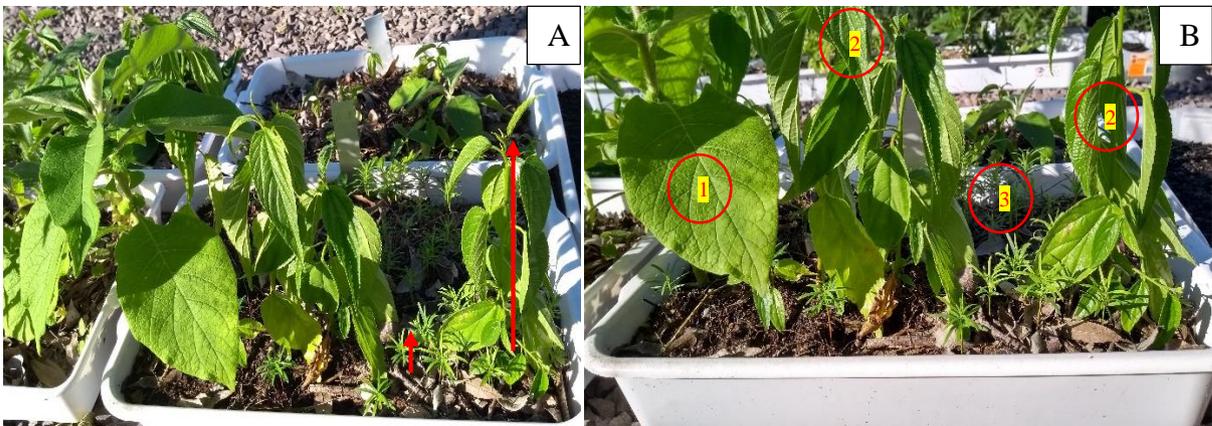


Onde: A) Contagem e identificação aos 30 dias de emergência; B) Transplante e medição da altura de um indivíduo de *Zanthoxylum rhoifolium*; C) Revolvimento do material na bandeja aos quatro meses; D) Avaliação do crescimento e sobrevivência das mudas; E) Indivíduo de *Podocarpus lambertii* morto aos 15 dias do transplante; F) Avaliação das arbustivo-arbóreas após três meses do transplante e G) Indivíduos de *Podocarpus lambertii* ao final dos quatro meses de avaliação.

Observamos e salientamos que espécies pioneiras como a *Trema micrantha* e o *Solanum mauritianum* tiveram sua emergência logo no primeiro mês, apresentando rápido crescimento. Enquanto a espécie secundária tardia o *Podocarpus lambertii* demorou mais para sua emergência tendo um crescimento bem mais lento (Figura 12). Algumas amostras do BSS tiveram alta densidade na emergência de indivíduos de *T. micrantha* nas bandejas (Figura 13).

Pelas nossas observações durante o acompanhamento do BSS optamos por padronizar o transplante das plântulas das bandejas aos quatro meses para diminuir a perturbação ao máximo dos indivíduos menores no momento do transplante. Porém, salientamos pelas nossas experiências que para a espécie *T. micrantha* o período de quatro meses nas bandejas é demasiado longo para se realizar o transplante quando levamos em conta seu crescimento rápido da parte aérea e longo comprimento das raízes. O acompanhamento do crescimento (aferição da altura e diâmetro) e da sobrevivência das mudas foram realizadas quinzenalmente (Figura 14).

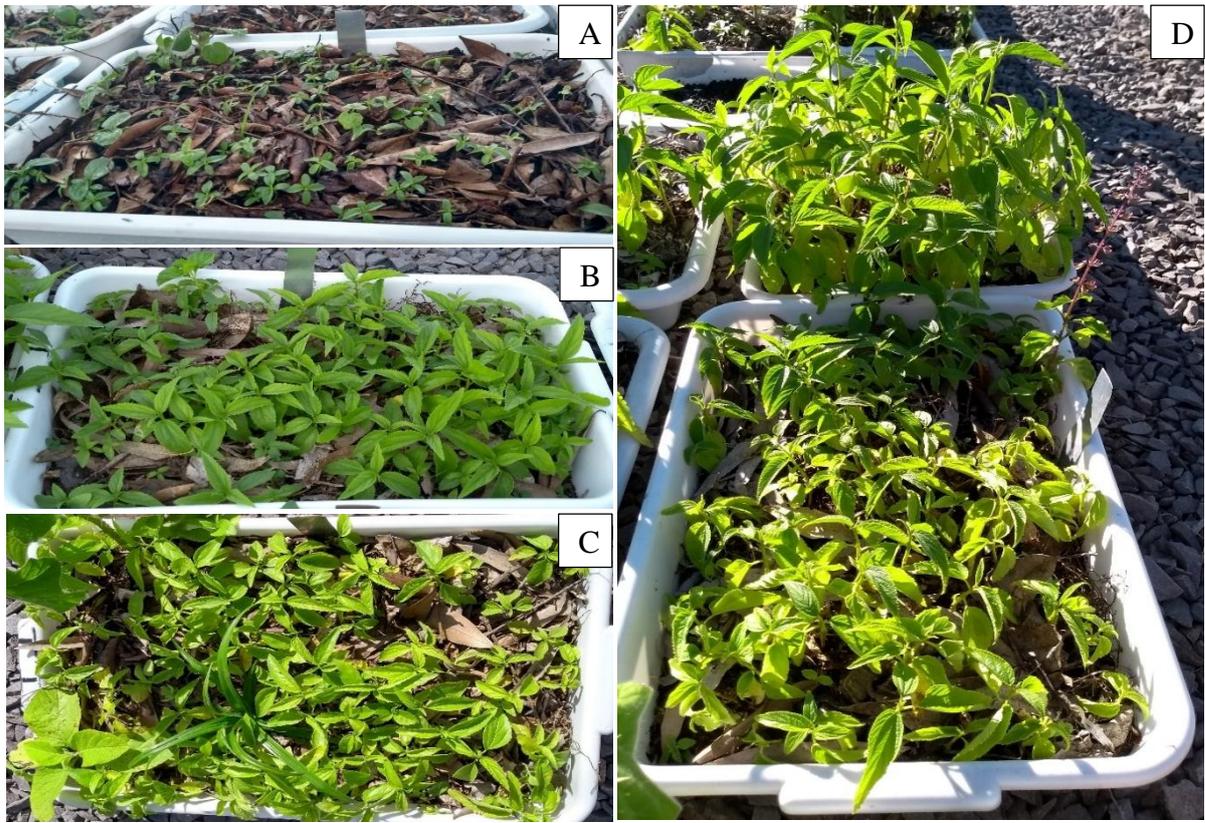
Figura 12 - Destaque para diferenças nas altura de espécies pioneiras e secundária tardia de plântulas arbustivo-arbóreas do banco de sementes do solo oriundas de hortos florestais, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro



Onde: A) Diferença em altura entre uma espécie pioneira (seta maior) e secundária tardia (seta menor) e B) 1 – *Solanum mauritianum*, 2 – *Trema micrantha* e 3 - *Podocarpus lambertii*.

Fonte: Autora

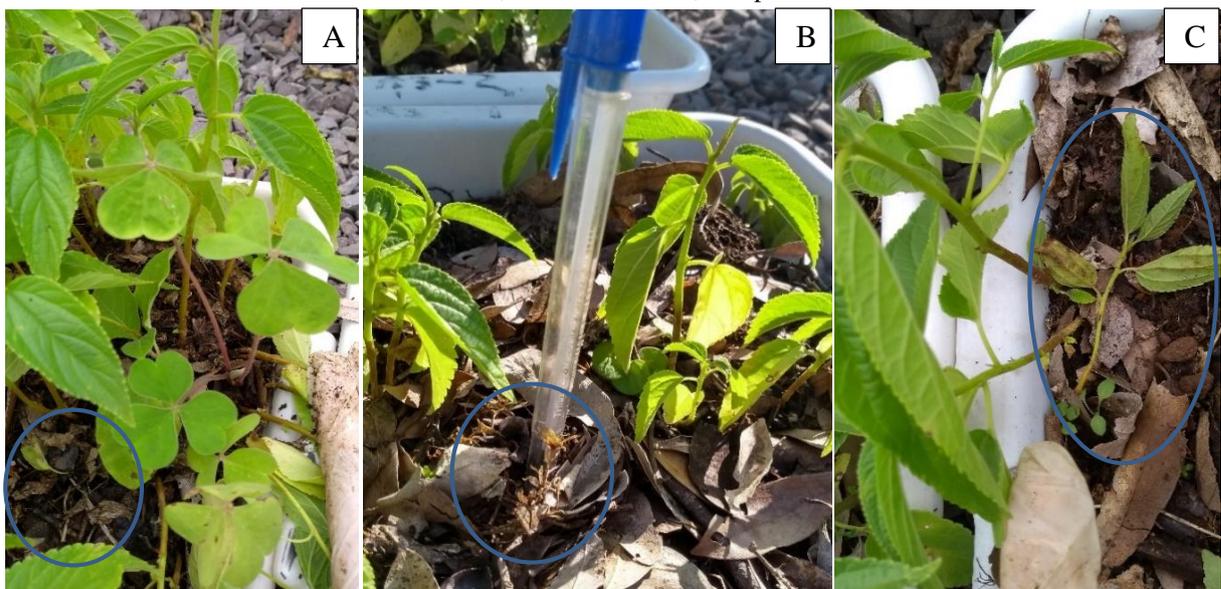
Figura 13 - Emergência de plântulas, com destaque para a *Trema micrantha* oriundas do banco de sementes do solo em remanescente florestal nativo, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro



Onde: A) Emergência aos 22 dias, B) Emergência aos 40 dias com alta densidade de *Trema micrantha*, C) Emergência aos 60 dias e D) Emergência aos 120 dias.

Fonte: Autora

Figura 14 - Morte de *Trema micrantha* em bandeja na casa de sombra oriunda do banco de sementes do solo de hortos florestais, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro



Onde: Morte de *Trema micrantha* - A e B) aos dois meses e C) aos três meses.

Fonte: Autora

Ao longo do acompanhamento da emergência das plântulas chamamos a atenção e relatamos o comportamento da *Trema micrantha* em diferentes situações, mostrando seu crescimento de parte aérea e de raiz (Figura 15). Por meio dessas observações constatamos que a alta densidade nas bandejas pode ser um fator que provoca a morte natural dos indivíduos da espécie. Ao mesmo tempo que, o período de quatro meses em bandejas de baixa densidade promove elevado crescimento de parte aérea e raiz (observação visual e mensuração da altura e diâmetro). Isso também prejudica no momento do transplante das plântulas, no entanto nas bandejas de menor densidade de indivíduos não identificamos mortalidade da espécie.

Optamos em trazer na metodologia estes prévios resultados porque entendemos serem contributivas tais informações para essa etapa do trabalho. Não encontramos na literatura, observações com o nível desses detalhes e, por isso, acreditamos serem importantes as descrições e as imagens que relatamos. Essas podem auxiliar outros trabalhos com BSS quanto aos procedimentos metodológicos.

Figura 15 - Comportamento de *Trema micrantha* aos quatro meses em bandeja na casa de sombra oriunda do banco de sementes de hortos florestais, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro



Onde: A) *Trema micrantha* com crescimento afetado em função da alta densidade de plântulas na bandeja, oriunda do RFN1; B) Parte aérea pouco desenvolvida e raiz alongada, plântula oriunda do RFN1 em bandeja com alta densidade de plântulas; C) Visualização de *Trema micrantha* na bandeja oriunda da AR, com baixa densidade de mudas nas bandejas; D) Visualização de *Trema micrantha* após a retirada da bandeja mostrando a densidade e comprimento das raízes e o caule entortando, também em AR com baixa densidade de mudas na bandeja e E) Visualização da densidade e comprimento das raízes de *Trema micrantha* no momento do transplante das mudas da AR.

Fonte: Autora

3.2.5 Capítulo 4 – Avaliação da relação entre espécies arbustivo-arbóreas regenerantes e variáveis ambientais

Levantamos a florística da regeneração natural em 32 unidades amostrais (UA) distribuídas nos hortos florestais (Santa Helena I e Arroio dos Lopes I). Cada UA foi composta por seis parcelas de 1 m x 1 m, totalizando 6 m² por UA e 192 m² de área amostrada. Sendo que, para o levantamento florístico consideramos os indivíduos arbustivo-arbóreos com 30 cm ≤ altura ≤ 130 cm. Realizamos a mensuração das alturas com régua graduada (Figura 16).

Figura 16 - Marcação de parcelas e levantamento da regeneração natural em hortos florestais, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro



Onde: A) Parcela de 1m² e B) Levantamento dos indivíduos arbustivo-arbóreos regenerantes.

Nas mesmas UA coletamos dados para as variáveis ambientais: abertura de dossel (AD), inclinação do terreno (IT), exposição solar (ES), espessura da serapilheira e propriedades do solo. Mensuramos a profundidade do solo, realizamos coletas para análise química completa, bem como coleta para análise de carbono (C) e nitrogênio (N) totais do solo (Figura 17). As análises da química do solo foram processadas no Laboratório de Análises de Solos da Universidade Federal de Santa Maria (LAS/UFSM) e as de C e N no Laboratório de Pesquisa em Biotransformação de Carbono e Nitrogênio do Solo (LABCEN/UFSM).

De posse dos resultados das variáveis ambientais e da abundância de indivíduos das espécies arbustivo-arbóreas regenerantes levantadas nas UA da área de estudo procedemos com as análises estatísticas. Iniciamos com testes de normalidade e homogeneidade de variâncias, com as transformações necessárias dos dados e seguimos com análises multivariadas de agrupamento como: Análise de Componentes Principais (PCA), Análises de Correspondência Canônica (CCA) e Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS).

Figura 17 - Amostragem de algumas variáveis ambientais nos hortos florestais, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro



Onde: A) Mensuração da espessura da serapilheira; B) Leitura da abertura do dossel; C) Amostragem de solo em área de plantio de eucalipto; D) Amostragem de solo em área de mata nativa e E) Secagem das amostras de solo para análise do carbono e nitrogênio totais.

Fonte: Autora

4 ARTIGO I – REGENERAÇÃO NATURAL EM PLANTAÇÕES DE EUCALIPTO E EM REMANESCENTES FLORESTAIS NATIVOS NO PAMPA BRASILEIRO

NATURAL REGENERATION IN EUCALYPTUS PLANTATIONS AND IN NATIVE FOREST REMNANTS IN THE BRAZILIAN PAMPA

RESUMO

A regeneração natural é um importante indicador ecológico para avaliar a funcionalidade de ecossistemas, porém são escassos os estudos do seu potencial em sub-bosque de plantios de eucalipto. Analisamos o potencial regenerativo por meio de levantamento florístico de espécies arbustivo-arbóreas em talhões de eucalipto e em remanescentes de mata nativa no Pampa brasileiro. Levantamos os regenerantes arbustivo-arbóreos para a Reg. I ($30 \text{ cm} \leq h \leq 130 \text{ cm}$) em 384 subparcelas (1 m^2) e para a Reg. II ($h > 130 \text{ cm}$ e $\text{DAP} \leq 5 \text{ cm}$) em 192 parcelas de 100 m^2 , na área do estudo. Nossa área de estudo compreende nove tratamentos: Área de Referência (AR), dois Remanescentes Florestais Nativos (RFN1 e RFN2), Eucalipto Borda-floresta Nativa (EBF), Eucalipto Isolado (EI), Eucalipto Corte (EC) e três manchas de Plantio Avançado de Eucalipto (PAE1, PAE2, PAE3). Identificamos os indivíduos no menor nível taxonômico possível e organizamos em grupos ecológicos. Avaliamos índices de riqueza, diversidade, uniformidade, dominância, comparamos a composição florístico-estrutural pela Análise de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA), a similaridade entre as áreas pelos índices de Sorensen e Bray-Curtis, a formação de grupos por meio de médias não ponderadas, a confirmação dos grupos pela Análise de Similaridade (ANOSIM) e a contribuição das espécies na formação dos grupos pela análise de SIMPER. Também avaliamos a estrutura horizontal por parâmetros fitossociológicos. Levantamos 13.007 indivíduos e 113 espécies em 1,96 ha. Myrtaceae e *Baccharis* são os mais ricos em espécies, *Psychotria leiocarpa* Cham. & Schltdl. é a mais abundante em indivíduos e o *Podocarpus lambertii* Klotzsch ex Endl. ocorre em todos os tratamentos e classes de regeneração. A Reg. I apresenta elevada densidade de regenerantes que, por sua vez, sofrem uma acentuada redução na Reg. II. Entretanto, a riqueza florística aumenta da Reg. I para a Reg. II. Os tratamentos das classes regenerantes são diferentes ($p = 0,0001$), pela análise da PERMANOVA. Na Reg. I, os tratamentos mais semelhantes pelo índice de Sorensen são a AR e o RFN2 e pelo índice de Bray-Curtis são os RFN1 e o RFN2. Para a Reg. II, Sorensen destaca os tratamentos AR, RFN1 e RFN2 e Bray-Curtis indica o EBF e o EI como os mais similares. A formação de grupos para a Reg. I e Reg. II é distinta e a ANOSIM confirma que realmente há diferença entre os grupos (Reg. I: $p = 0,0012$ e Reg. II: $p = 0,0123$). A *P. leiocarpa* é a espécie que mais contribuiu na formação dos grupos. As variáveis ecológicas demonstram o potencial de restabelecimento florístico por meio da regeneração natural e que a interação planta-animal é fundamental na sucessão florestal. As análises de diversidade e similaridade florística ressaltam a influência das ações de perturbação antrópica, do distanciamento de remanescentes nativos e de filtros ecológicos. Neste estudo, os remanescentes nativos e as manchas de eucalipto (EBF) servem de amortecimento em área com Matriz Produtiva de Eucalipto. Assim, estudos como este podem subsidiar empresas e proprietários rurais no manejo de pequenas ou grandes áreas inseridas neste contexto e região.

Palavras-chave: Ecótono. Florística regenerante. Plantios florestais. Restauração passiva. Serra do Sudeste.

ABSTRACT

Natural regeneration is an important ecological indicator to assess the functionality of ecosystems, but studies of its potential in understory of eucalyptus plantations are scarce. We analyzed the regenerative potential by means of a floristic survey of shrub tree species in eucalyptus stands and in native forest remnants in the Brazilian Pampa. We surveyed the shrub tree regenerants for Reg. I ($30 \text{ cm} \leq h \leq 130 \text{ cm}$) in 384 subplots (1 m^2) and for Reg. II ($h > 130 \text{ cm}$ and $\text{DBH} \leq 5 \text{ cm}$) in 192 plots of 100 m^2 , in area of study. Our study area comprises nine treatments: Reference Area (RA), two Native Forest Remnants (NFR1 and NFR2), Native Forest Edge Eucalyptus (NFEE), Isolated Eucalyptus (IE), Cut Eucalyptus (CE) and three patches of Advanced Eucalyptus Planting (AEP1, AEP2, AEP3). We identified individuals at the lowest taxonomic level possible and organized them into ecological groups. We have assessed richness indexes, diversity, uniformity, dominance, and we compared floristic structural composition through the Permutational Multivariate Analysis of variance (PERMANOVA), the similarity among areas by the Sorensen and Bray-Curtis index, the groups formation by means of unweighted averages, the confirmation of the groups by the Analysis of Similarity (ANOSIM) and the species contribution in groups formation with the SIMPER analysis. We also evaluated the horizontal structure by phytosociological parameters. We surveyed 13,007 individuals and 113 species in 1.96 ha. Myrtaceae and *Baccharis* are the richest in species, *Psychotria leiocarp* Cham. & Schltdl. is the most abundant in individuals and *Podocarpus lambertii* Klotzsch ex Endl. occurs in all treatments and regeneration classes. Reg. I presents high density of regenerants that, in turn, undergo a sharp reduction in Reg. II. However, the floristic richness increases from Reg. I to Reg. II. The treatments of the regenerating classes are different ($p = 0.0001$), according to the PERMANOVA analysis. In Reg. I, the most similar treatments by the Sorensen index are RA and NFR2, and by the Bray-Curtis index NFR1 and NFR2 are the most similar. For Reg. II, Sorensen highlights the treatments RA, NFR1 and NFR2, and Bray-Curtis indicates NFEE and IE as the most similar. The groups formation for Reg. I and Reg. II is different and ANOSIM confirms that there really is a difference among the groups (Reg. I: $p = 0.0012$ and Reg. II: $p = 0.0123$). *P. leiocarpa* is the species that has contributed the most to groups formation. The ecological variables demonstrate the floristic restoration potential through natural regeneration and that plant-animal interaction is fundamental for forest succession. Floristic diversity and similarity analysis emphasize the influence of anthropic disturbance actions, the distancing of native remnants and of ecological filters. In this study, native remnants and eucalyptus patches (NFEE) served as cushioning in area with productive eucalyptus matrix. Thus, studies like this one can support companies and rural landowners in the management of small or large areas inserted in this context and region.

Keywords: Ecotone. Regenerating floristics. Forest plantations. Passive restoration. Southeast Serra.

1 INTRODUÇÃO

As principais atividades rurais desenvolvidas no Pampa brasileiro são a pecuária em campo nativo (bovino e ovino), a agricultura (soja, arroz e pastagens cultivadas) e a silvicultura (eucalipto e pinus). A implantação da maioria dessas atividades envolve a supressão e alteração da vegetação natural (PILLAR; ANDRADE; DADALT, 2015). Por isso, diversas áreas do Pampa encontram-se degradadas (OVERBECK et al., 2015), sendo imprescindível o estudo da

biodiversidade do bioma, a cobertura vegetal monitorada para ampliar sua valorização e conhecimento, bem como para embasar atividades de restauração ecológica.

Muitos plantios florestais foram instalados no Pampa e, mesmo reconhecendo a importância econômica para diversas regiões e países, sabemos que também atuam modificando a composição da paisagem dos lugares em que foram ou serão implantados. A partir do reconhecimento como áreas produtivas surge a preocupação com os efeitos da degradação das paisagens naturais. Por isso, as plantações florestais têm sido alvos de investigação em relação ao potencial de promoverem a reabilitação e a restauração de áreas degradadas (CARNUS et al., 2006; PHIMMAVONG et al., 2009; CÉSAR et al., 2018; BRANCALION et al., 2020). Também se soma a estas preocupações o atendimento à legislação ambiental que tem fomentado programas de restauração ecológica em todo o mundo (ROTHER et al., 2018).

O principal foco com os monocultivos de eucalipto é a produção madeireira, mas não se pode esquecer de outros objetivos como a diminuição da pressão sobre as florestas nativas (TELILA; HYLANDER; NEMOMISSA, 2015) e a possibilidade de melhorar a conectividade entre as paisagens (BROCKERHOFF et al., 2008). Existe um potencial para as plantações de eucalipto serem usadas como ferramenta para restaurar os ecossistemas florestais, porém muito disso está relacionado à intensidade e duração do período de influências antrópicas as quais as florestas foram expostas (KASSA; MOLLA; ABIYU, 2020). Nesse sentido, é preciso mais estudos que abordem os mecanismos e as condições que regulam o papel das plantações de eucalipto para a conservação da biodiversidade (TELILA; HYLANDER; NEMOMISSA, 2015).

A composição da área florestal em regeneração natural em todo o mundo está estimada em 93,0% (3,8 bilhões de hectares) e 7,0% (290 milhões de hectares) com plantios florestais (FAO, 2020). No caso do Brasil, 58,5% do seu território é coberto por florestas naturais e plantios florestais (TRINDADE et al., 2019), tendo a segunda maior área florestal do mundo, ficando atrás apenas da Rússia (SNIF, 2016). Essas florestas cobrem uma área de 497.962.509 hectares, sendo 98,0% dessa área coberta por florestas naturais e 2,0% de plantio florestal (TRINDADE et al., 2019). Desse total, a maioria (77,0%) é representada pelo cultivo de eucalipto, com sete milhões de hectares (IBÁ, 2020). Ainda nesta abordagem, o Rio Grande do Sul possui quatro milhões de hectares de florestas naturais e um milhão de hectares com eucalipto (67,7%) sendo que as florestas plantadas representam 11,0% do total nacional e 2,9% do território gaúcho (AGEFLOR, 2020).

Em relação ao Pampa, apesar das perdas consideráveis de áreas naturais, o número de estudos científicos realizados em áreas florestais ainda é pequeno e menores são as pesquisas com foco na regeneração natural desses ambientes (ARAUJO et al., 2019). Diante disso, incluir o componente vegetal regenerante na pesquisa é importante porque permite melhorar a compreensão dos mecanismos das mudanças na composição e na estrutura florística que estão ocorrendo em sucessão secundária. Assim, o estudo da regeneração natural permite comparar a florística arbustivo-arbórea de áreas alteradas em relação de áreas com cobertura florestal nativa da mesma região ou fisionomia e, com isso, promover o conhecimento da dinâmica de sucessão do local estudado, além de servir para futuras tomadas de decisões na área para fins de restauração ecológica.

Áreas com plantios florestais têm se mostrado ambientes mais permeáveis para a flora e para a fauna quando comparados a áreas com atividades agrícolas anuais que exigem maior aplicação de produtos químicos (CARNUS et al., 2006). Neste contexto, avaliar a regeneração natural de plantas nativas sob plantios de árvores exóticas demonstra que as plantações florestais podem ser, por vezes, redutos de biodiversidade (VIANI; DURIGAN; MELO, 2010).

A regeneração natural consiste na recuperação da vegetação após sofrer um distúrbio. Esse processo de restabelecimento está relacionado diretamente à sucessão ecológica (CANDIANI, 2016) e à capacidade de expressar a resiliência do ecossistema em recuperação (CANDIANI, 2016; MARTINS, 2018). Ressaltamos, ainda, a importância de que vários indicadores representam gatilhos para a regeneração, como a presença de polinizadores, dispersores de sementes e a ocorrência de frutificação (OLIVEIRA et al., 2021).

O provisionamento de plantas em regeneração natural torna-se um importante indicador ecológico, fundamental para avaliar a funcionalidade dos ecossistemas naturais, tanto por reproduzir os processos de chegada, quanto no estabelecimento e persistência das espécies (DARONCO; MELO; DURIGAN, 2013). Dessa forma, estudos que avaliem o potencial regenerante da vegetação devem considerar a estrutura e os processos envolvidos na manutenção da comunidade (LEYSER et al., 2012). Desse modo, podem aprimorar o entendimento da ecologia de espécies espontâneas que ocorrem na regeneração florestal e/ou consorciadas em plantios florestais (CARVALHO et al., 2019).

Diante disso, o presente estudo avalia o potencial regenerativo de espécies arbustivo-arbóreas em plantio de eucalipto e em mata nativa na Serra do Sudeste, no Pampa brasileiro. As hipóteses científicas para a área do estudo são: (i) o eucalipto não impede o estabelecimento e a manutenção das espécies regenerantes nativas; (ii) existe semelhança florística da

regeneração natural entre as áreas com plantio de eucalipto e os remanescentes florestais nativos.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo compreende os hortos florestais Santa Helena I e Arroio dos Lopes I, pertencente à empresa CMPC Brasil. Nessa área está a Reserva Particular do Patrimônio Natural Estadual Boa Vista (RPPNE Boa Vista) e uma Matriz Produtiva de Eucalipto (MPE), localizadas na zona rural do município de Santana da Boa Vista, bioma Pampa, sul do Brasil. O município está inserido na bacia hidrográfica do Rio Camaquã, na região do planalto Sul-Rio-Grandense da Serra do Sudeste. Historicamente a área pertencia a produtores rurais da região que exerciam como principal atividade a pecuária com bovinos, ovinos e equinos. Nos anos de 1997 e 2001 foi introduzido o plantio de eucalipto (*Eucalyptus* var. *grandis* W.Hill ex Maiden) e, em 2008, a empresa florestal adquiriu a área, transformando-a em uma MPE, mantendo os remanescentes florestais nativos (RFN) e criando a RPPNE Boa Vista em 2018.

O relevo é montanhoso, os solos são rasos, arenosos, com baixa fertilidade, predominando os Neossolos, os Argissolos e os Cambissolos, ocorrendo variações conforme a posição topográfica (CUNHA; SILVEIRA, 2002). A drenagem nesses solos varia de drenados a imperfeitamente drenados (STRECK, 2008). O clima é do tipo Cfa de Köppen (ALVARES et al., 2013), sem estação seca e com verão quente (BERNARDI et al., 2021). A temperatura média do mês mais frio é em torno de 15 °C, a precipitação média anual é de 1.426 mm e a umidade relativa anual é em torno de 80%, com pouca variabilidade entre os meses de inverno e verão (CUNHA; SILVEIRA, 2002).

A vegetação florestal é distribuída ao longo dos cursos d'água e encostas (BERNARDI et al., 2021). A fitofisionomia predominante na área é a Floresta Estacional Semidecidual (FES), com elementos de Floresta Ombrófila Mista (FOM) e áreas campestres. A área é caracterizada como de transição ecotonal (LEITE, 2002; QUADROS; PILLAR, 2002; WAECHTER, 2002) e considerada de relevante interesse para a conservação da biodiversidade (TRINDADE; BORBA; LEFEVBRE, 2010). Sendo que, a RPPNE Boa Vista está inserida em uma destas áreas prioritárias para a conservação do bioma Pampa, classificada na categoria Muito Alta tanto para o seu grau de importância para a biodiversidade quanto na urgência de implementação das ações sugeridas (MMA, 2018). Também considerada como uma área de

Alto Valor de Conservação (AAVC) pelo Princípio nove dos padrões de manejo florestal do Forest Stewardship Council – FSC (BERNARDI et al., 2021). Além disso, RPPNE Boa Vista está próxima ao Parque Estadual do Podocarpus (raio de 10 km), além de outras duas áreas importantes para o Sistema Estadual de Unidades de Conservação (SEUC): Boa Vista do Lageado Vermelho e Guaritas-Minas do Camaquã. Dessa forma, podemos inferir que a área de estudo apresenta certa conectividade florística e de outros elementos da paisagem que precisam serem considerados pela sua importância na região na Serra do Sudeste/RS.

2.2 CARACTERIZAÇÃO DOS TRATAMENTOS E LEVANTAMENTO DA REGENERAÇÃO NATURAL

A área de estudo compreende um mosaico composto pela RPPNE Boa Vista (243,3 ha) e a MPE. A reserva apresenta o relevo ondulado, altitude variando de 160 a 355 m, situada em domínio de colinas dissecadas, morros baixos e encostas (BERNARDI et al., 2021). No seu interior apresenta três manchas de eucalipto em sistema talhadia, espaçamento heterogêneo e regeneração natural em seu sub-bosque. Essas manchas denominamos Plantio Avançado de Eucalipto (PAE1 – 1,1 ha; PAE2 – 1,5 ha; e PAE3 – 4,7 ha). A MPE se divide em área de Eucalipto Corte (EC – 77,9 ha), manchas de Eucalipto Isoladas (EI – 2,3 ha) e manchas de Eucalipto Borda-Floresta Nativa (EBF – 9,8 ha), além de duas áreas de Remanescentes Florestais Nativos (RFN1 – 2,6 ha e RFN2 – 10,8 ha).

Nossa pesquisa utilizou como tratamentos as nove áreas descritas. Essas áreas que compõem os hortos florestais foram separadas para melhor conhecer a dinâmica da florística regenerante, sendo: a reserva nossa Área de Referência (AR) e as áreas de PAE se referem a manchas de eucalipto antigas (~ 20 anos e manejo com corte em ~ 10 anos). Os tratamentos EBF, o EI, o RFN1, o RFN2 e parte da AR constituem as Áreas de Preservação Permanentes (APP) da área de estudo.

O levantamento das espécies arbustivo-arbóreas regenerantes ocorreu nos anos de 2019 e 2020, sendo considerado apenas os indivíduos vivos. Na área, a demarcação dos pontos de avaliação seguiu o disposto no trabalho de Silva Junior (2017). Cada ponto amostral foi constituído por três parcelas quadradas fixas de 10 m x 10 m e duas subparcelas, também, quadradas fixas internas de 1 m x 1 m. As subparcelas foram alocadas uma à direita em relação ao norte da parcela e a outra à esquerda na direção sul. O ponto foi definido aleatoriamente e a sequência da demarcação das parcelas foi realizada de forma sistemática. O número de parcelas alocadas variou conforme o tamanho das áreas considerando cada tratamento (KERSTEN;

GALVÃO, 2011). Além disso, observamos a exigência de suficiência amostral próxima ou acima de 80% (MUNGUÍA-ROSAS; MONTIEL, 2014).

Para o levantamento da regeneração natural separamos em duas classes: Reg. I e Reg. II. Utilizamos o método da contagem para o levantamento dos indivíduos (MATTEI; LONGHI, 2001). Para o caso de perfilhos, consideramos indivíduos únicos sempre que a planta apresentava brotação abaixo da base do solo e, para plantas em touceiras, todos os caules eram mensurados e posteriormente realizada média quadrática dos valores obtidos dos seus diâmetros (BATISTA; COUTO; FILHO, 2014). Nosso levantamento teve vários casos de perfilhos, o que ocasionou em alguns indivíduos em diâmetros superiores, o critério de inclusão de campo, sendo esses valores considerados em nossas análises por entendermos serem importantes na caracterização da área.

Nas subparcelas de 1 m x 1 m (Reg. I) consideramos os indivíduos com $30 \text{ cm} \leq h \leq 130 \text{ cm}$ e, nas parcelas de 10 m x 10 m (Reg. II), os indivíduos com $h > 130 \text{ cm}$ e diâmetro a altura do peito (DAP = 130 cm) dos indivíduos com diâmetro $\leq 5 \text{ cm}$. A altura dos indivíduos foi mensurada com régua graduada e o diâmetro com paquímetro analógico.

As famílias botânicas e as espécies foram identificadas *in loco* seguindo a classificação Angiosperm Phylogeny Group IV (APG IV, 2016) e a confirmação dos nomes das espécies por meio do herbário virtual Flora do Brasil (REFLORA, 2020). Além de, consulta em bibliografia especializada, verificação em herbários e parceria com especialistas, sempre que necessário.

As espécies foram distribuídas em grupos ecológicos: origem (exóticas ou nativas para a região do estudo), hábito de vida (arbusto ou árvore) baseado no Manual Técnico da Vegetação Brasileira (IBGE, 2012), classe sucessional com base em Budowski (1965): pioneira, secundária inicial, secundária tardia e clímax; síndrome de dispersão de acordo com a morfologia do fruto e/ou semente (anemocoria, zoocoria, autocoria e barocoria) com base em Van Der Pijl (1982) e síndrome de polinização (anemofilia e zoofilia) de acordo com os critérios de Faegri e Van Der Pijl (1976). Para a organização desses dados, o comportamento das espécies na área de estudo também foi considerado conforme Granzotto et al. (2021).

O status de conservação foi classificado conforme a lista vermelha das espécies ameaçadas de extinção (IUCN, 2021), a lista vermelha da flora brasileira (CNCFLORA, 2012) e a lista da flora do RS ("FLORA RS", 2020). As espécies endêmicas foram baseadas na Flora do Brasil (REFLORA, 2020) e as espécies exóticas invasoras foram classificadas conforme a Portaria 79 da Secretaria do Meio Ambiente e Infraestrutura do Estado do Rio Grande do Sul (SEMA, 2013).

2.3 PARÂMETROS AVALIADOS E METODOLOGIAS APLICADAS

Para efeitos de comparação e padronização da riqueza florística entre as áreas calculamos o esforço amostral a fim de avaliar a suficiência amostral do levantamento florístico da regeneração natural em ambas as classes e tratamentos considerados no estudo. Para isso, comparamos a riqueza de espécies observada com a riqueza de espécies esperada pelo Índice de Bootstrap (SMITH; VAN BELLE, 1984) e consideramos como suficiente a amostragem realizada quando próxima a 80% (MUNGUÍA-ROSAS; MONTIEL, 2014). As análises foram calculadas com intervalo de confiança de 95% de probabilidade quanto à riqueza de espécies esperadas para o índice, a partir de 1.000 aleatorizações no *software* Estimates 9.1.0 (COLWELL; ELSSENHORN, 2014).

O número total de indivíduos (abundância) e de espécies (riqueza) encontrados em cada tratamento e classe de regeneração foram submetidos ao teste de Shapiro-Wilk ($p < 0,05$) para verificar as suposições de normalidade da distribuição do erro e ao teste de Levene ($p < 0,05$) para testar a homogeneidade das variâncias. Como as premissas não foram atendidas, mesmo com a transformação dos dados, realizamos o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis ($p < 0,05$) para verificar se havia diferença significativa entre os tratamentos quanto à abundância e à riqueza (MAGURRAM, 2013). As análises foram geradas no *software* R, versão 4.0.3 (R-STUDIO TEAM, 2021).

Para a análise da estrutura horizontal avaliamos os parâmetros fitossociológicos de Frequência Absoluta (FA) e o Índice do Valor de Importância (IVI), (MUELLER-DOMBOIS; ELLEMBERG, 1974), calculados a partir do *software* Fitopac 2.1 (SHEPHERD, 2009). Esses parâmetros foram avaliados apenas para a classe II de regeneração.

A riqueza de espécies foi avaliada pelo índice de Margalef (D_{Mg}), a diversidade por Shannon (H' , na base “e”), a dominância por Berger-Parker (d) e a uniformidade por Pielou (J'). A diversidade de H' foi comparada aos pares pelo teste “t” de Hutcheson ($p < 0,05$) (ZAR, 1996).

Para a análise florístico-estrutural com dados quali-quantitativos, consideramos o D_{Mg} para cada tratamento e a abundância de indivíduos para cada espécie em cada tratamento, e realizamos a Análise de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA) testando a similaridade através do índice de Bray-Curtis ($p < 0,05$). Testamos a similaridade entre as áreas considerando os índices de presença-ausência (Sorensen, $p < 0,05$) e abundância (Bray-Curtis, $p < 0,05$). A formação de grupos foi analisada pela similaridade florística entre os tratamentos e para cada classe de regeneração. Para isso utilizamos a análise de agrupamento (*Cluster*

analysis) por meio do método de agrupamento por médias não ponderadas (UPGMA) e com base no índice de Bray-Curtis ($p < 0,05$). Sendo o ajuste da matriz de dados e o dendrograma verificado pelo coeficiente de correlação cofenética (r) (ALBUQUERQUE et al., 2015). Também realizamos a Análise de Similaridade ANOSIM para confirmar se os grupos eram, de fato, diferentes baseados numa similaridade e a análise de SIMPER para demonstrar o quanto cada espécie contribuiu para formar os grupos. Todas as análises foram geradas no *software* PAST 3.26, com significância de 95% (HAMMER; HARPER; RYAM, 2001).

3 RESULTADOS

3.1 SUFICIÊNCIA AMOSTRAL FLORÍSTICA

A suficiência amostral para todos os tratamentos e classes avaliadas foi atingida quando menos de 10% da riqueza de espécies foram encontradas considerando um acréscimo final no levantamento inferior a 10% da área amostrada (CAIN; CASTRO, 1959). A riqueza de espécies amostradas pelo índice de Bootstrap demonstrou esta estabilidade, apresentando valores superiores a 79% (Reg. I) e 85% (Reg. II), Tabela 1. Para ambas as classes de regeneração, a AR apresentou maior riqueza de espécies e o PAE1, PAE2, PAE3 e EC, as de menor riqueza.

Tabela 1 - Percentual de espécies amostradas pelo índice de Bootstrap em regeneração natural de mata nativa e plantio de eucalipto, em Floresta Estacional Semidecidual, bioma Pampa, Santana da Boa Vista/RS

(Continua)					
Classes	Trat.	Nº. de espécies amostradas	% de espécies amostradas pelo índice de Bootstrap	Nº. de parcelas	Área amostrada em m ²
Reg. I – 30 cm < h < 130 cm (1 m x 1 m)	AR	60	90,4	90	90
	PAE1	9	82,6	12	12
	PAE2	10	83,8	12	12
	PAE3	15	86,4	30	30
	EBF	26	79,3	72	72
	EI	19	81,8	48	48
	EC	16	88,2	60	60
	RFN1	34	85,1	24	24
	RFN2	49	87,4	36	36
Reg. II – h > 130 cm e DAP ≤ 5 cm (10 m x 10 m)	AR	72	91,9	45	4.500

(Conclusão)					
Classes	Trat.	Nº. de espécies amostradas	% de espécies amostradas pelo índice de Bootstrap	Nº. de parcelas	Área amostrada em m ²
Classes Reg. II – h > 130 cm e DAP ≤ 5 cm (10 m x 10 m)	PAE1	18	86,5	6	600
	PAE2	12	88,6	6	600
	PAE3	21	84,0	15	1.500
	EBF	51	86,7	36	3.600
	EI	43	85,2	24	2.400
	EC	20	87,6	30	3.000
	RFN1	50	89,0	12	1.200
	RFN2	63	92,8	18	1.800
	Total				

Onde: AR – Área de Referência; Plantio Avançado de Eucalipto (PAE1, PAE2 e PAE3); EBF - manchas de Eucalipto Borda-Floresta Nativa; EI - manchas de Eucalipto Isoladas; EC - área de Eucalipto após o Corte; e Remanescentes Florestais Nativos (RFN1 e RFN2).

Fonte: Autora

3.2 COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA, PARÂMETROS FITOSSOCIOLÓGICOS E VARIÁVEIS ECOLÓGICAS

Foram levantados 13.007 indivíduos da vegetação arbustivo-arbórea em 1,96 ha de área, sendo 2.406 indivíduos (62.656 ind.ha⁻¹) para a classe de Reg. I em 0,0384 ha e 10.601 indivíduos (5.521 ind.ha⁻¹) para a classe de Reg. II em 1,92 ha (Apêndice A). Constatamos diferença na abundância de indivíduos (Reg. I, $p = 0,001$ e Reg. II, $p = 0,018$) e riqueza de espécies (Reg. I, $p = 0,002$ e Reg. II, $p = 0,014$) nas classes de regeneração estudadas. Levantamos 113 espécies, sendo amostradas para a Reg. I, 38 famílias botânicas e 68 gêneros distribuídos em 91 espécies. Enquanto para a Reg. II registramos 44 famílias, 79 gêneros e 105 espécies. A família e o gênero mais representativos em espécies na área foram Myrtaceae (12) e *Baccharis* (5), enquanto a espécie mais abundante em termos de número de indivíduos foi a *Psychotria leiocarpa* Cham. & Schltld. (3.434 ind., ou densidade de 1.752 ind.ha⁻¹).

Podocarpus lambertii Klotzsch ex Endl. foi a única espécie que ocorreu em todos os ambientes da área do estudo e classes de regeneração investigadas. Essa espécie também foi a única que esteve presente em todos os tratamentos da Reg. I (911 ind.ha⁻¹). Cinco espécies ocorreram em todos os tratamentos da Reg. II: *Sebastiania brasiliensis* Spreng. (195 ind.ha⁻¹), *Daphnopsis racemosa* Griseb. (227 ind.ha⁻¹), *P. lambertii* (263 ind.ha⁻¹), *Blepharocalyx salicifolius* (Kunth) O.Berg (323 ind.ha⁻¹) e *Casearia Sylvestris* Sw. (591 ind.ha⁻¹).

Cinco espécies eram exóticas, 4,4% da florística, sendo: *Tecoma stans* (L.) Juss. ex Kunth (2 ind. Reg. II), *Eucalyptus* sp. (32 ind. Reg. I e 843 Reg. II), *Pinus taeda* L. (4 ind. Reg. II), *Citrus aurantium* L. (4 ind. Reg. II) e *Citrus* sp. (1 ind. Reg. II). Dessas cinco, duas são invasoras (*T. stans* e *P. taeda*) no RS/Brasil (SEMA, 2013). A exceção *C. aurantium* que ocorreu na AR (1 ind.) e RFN2 (2 ind.) não houve registro das demais exóticas ou invasão nas áreas nativas da área de estudo.

Espécies ameaçadas de extinção, endêmicas e/ou raras somam 30% da florística do estudo. Cinco espécies, 4,4% da florística levantada, são consideradas ameaçadas em algum grau, sendo *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze nas categorias de Em Perigo – EN (CNCFLORA, 2012), Vulnerável – VU (FLORA RS, 2020) e Perigo Crítico – CR (IUCN, 2013)); *Cedrela fissilis* Vell. na situação de VU (CNCFLORA, 2012; IUCN, 2018), *Myrcianthes pungens* (O.Berg) D.Legrand na categoria de EN (IUCN, 1998), *Rudgea parquioides* (Cham.) Müll.Arg. na situação de EN (CNCFLORA, 2012) e *P. lambertii* Quase Ameaçada - NT (FARJON, 2013). Levantamos 13 espécies endêmicas (11,5%) e 23 espécies raras (20,4%) (Apêndice A). Consideramos como espécies raras aquelas que apresentaram menos de um indivíduo por hectare (HUBBELL; FOSTER, 1986). Para os parâmetros fitossociológicos na Reg. II (Apêndice B), destacamos as variáveis ecológicas predominantes e a espécie com maior IVI e FA para cada tratamento avaliado, Tabela 2.

Tabela 2 - Percentual de espécies vegetais com maiores índices de valor de importância, frequência absoluta e variáveis ecológicas da área de estudo, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro

(Continua)								
Trat.	Espécies	IVI %	FA %	O % RegI/II	HV % RegI/II	CS % RegI/II	SD % RegI/II	SP % RegI/II
PAE3	<i>Eucalyptus</i> sp.	170,7	100,0	N 85,7	A/Arb. 71,4/53,3	Pi. 57,1/66,7	Zoo./Ane. 61,9/46,7	Zoof. 66,7
PAE2	<i>Eucalyptus</i> sp.	170,2	100,0	N 91,7/90,0	A/A e Arb. 75,0/50,0	Pi. 41,7/70,0	Zoo. 58,3/40,0	Zoof. 66,7/70,0
PAE1	<i>Eucalyptus</i> sp.	101,1	100,0					
	<i>Senecio brasiliensis</i>	43,1	100,0					
	<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	40,2	100,0	N	A	Pi. e SI/ Pi.	Zoo.	Zoof.
	<i>Podocarpus lambertii</i>	23,6	83,3	94,4/100,0	77,8/55,6	38,9/55,6	61,1/66,7	77,8/88,9
	<i>Solanum bonariense</i>	21,1	100,0					
EI	<i>Casearia sylvestris</i>	85,5	79,2	N	A	Pi.	Zoo.	Zoof.
	<i>Eucalyptus</i> sp.	61,8	100,0	93,0/94,7	83,7/63,2	41,9/31,6	60,7/57,9	81,4/73,7
EC	<i>Dodonaea viscosa</i>	64,3	36,7	N	A/A e Arb.	Pi.	Zoo./Auto. e Zoo.	Zoof.
	<i>Solanum mauritianum</i>	46,7	63,3	95,0/93,8	55,0/50,0	55,0/68,8	40,0/18,8	70,0/56,3

(Conclusão)

Trat.	Espécies	IVI %	FA %	O % RegI/II	HV % RegI/II	CS % RegI/II	SD % RegI/II	SP % RegI/II
EBF	<i>Casearia sylvestris</i>	63,5	72,2	N	A	Pi.	Zoo.	Zoof.
	<i>Eucalyptus</i> sp.	61,0	100,0	96,1/96,2	80,4/84,6	39,2/34,6	68,6/61,5	74,5/73,1
AR	<i>Psychotria leiocarpa</i>	46,2	100,0	N	A	ST/SI	Zoo.	Zoof.
				98,6/100,0	86,1/85,0	38,9/40,0	84,7/50,0	83,3/80,0
RFN1	<i>Psychotria leiocarpa</i>	39,0	100,0	N	A	ST/SI	Zoo.	Zoof.
				100,0	94,0/85,3	42,0/44,1	84,0/85,3	88,0/85,3
RFN2	<i>Psychotria leiocarpa</i>	34,1	94,4					
	<i>Casearia sylvestris</i>	29,4	100,0	N	A	ST	Zoo.	Zoof.
	<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	19,0	100,0	96,8/98,0	84,1/83,7	41,3/40,8	79,4/75,5	82,5/79,6

Onde: PAE (1, 2 e 3) - Plantio Avançado Eucalipto; EI - Eucalipto Isolado; EC - Eucalipto Corte; EBF - Eucalipto Borda-Floresta Nativa; AR – Área de Referência; RFN (1 e 2) - Remanescentes Florestais Nativos; IVI – Índice de Valor de Importância; FA – Frequência Absoluta; O – Origem; HV – Hábito de vida; CS – Classe sucessional; SD – Síndrome de dispersão; SP – Síndrome de polinização; N – Nativa; A – Árvore; Arb. – Arbusto; Pi. – Pioneira; SI – Secundária inicial; ST – Secundária tardia; Auto. – Autocoria; Zoo. – Zoocoria e Zoof. – Zoofilia.

Fonte: Autora

3.3 DIVERSIDADE E SIMILARIDADE FLORÍSTICA

A diversidade florística para as áreas da RPPNE Boa Vista, da MPE e classes de regeneração natural neste estudo demonstraram, de modo geral, que foram expressivas a riqueza e a diversidade de espécies (Tabela 3).

Tabela 3 - Índices de diversidade, riqueza, uniformidade e dominância da regeneração natural da área de estudo, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro

	Classe regenerante – Reg. I									
	AR	PAE1	PAE2	PAE3	EBF	EI	EC	RFN1	RFN2	
Shannon	2,59 ^{*a}	1,40 ^b	1,73 ^b	2,28 ^c	2,62 ^a	2,61 ^a	2,15 ^b	2,15 ^c	2,47 ^a	
Margalef	8,30	1,90	2,46	3,14	5,74	4,31	3,11	5,80	7,93	
Pielou	0,63	0,64	0,75	0,84	0,80	0,89	0,77	0,61	0,63	
Berger-Parker	0,42	0,61	0,46	0,25	0,31	0,17	0,34	0,53	0,48	
	Classe regenerante – Reg. II									
	AR	PAE1	PAE2	PAE3	EBF	EI	EC	RFN1	RFN2	
Shannon	2,73 ^{*a}	2,03 ^b	1,48 ^c	1,52 ^c	2,41 ^d	2,21 ^e	2,08 ^b	2,72 ^a	2,93 ^f	
Margalef	8,45	3,10	2,34	3,31	7,16	6,17	3,01	7,09	8,25	
Pielou	0,64	0,70	0,60	0,50	0,61	0,59	0,69	0,69	0,71	
Berger-Parker	0,38	0,29	0,62	0,58	0,23	0,38	0,37	0,32	0,28	

Onde: AR – Área de Referência; PAE (1, 2 e 3) - Plantio Avançado de Eucalipto; EBF - Eucalipto Borda-Floresta Nativa; EI - Eucalipto Isoladas; EC - Eucalipto Corte e RFN (1 e 2) - Remanescentes Florestais Nativos. *Valores não seguidos pela mesma letra na linha, diferiram significativamente pelo teste de Hutcheson ($p < 0,05$).

Fonte: Autora

O teste de one-way PERMANOVA mostrou diferença estatística entre os tratamentos para a Reg. I e Reg. II (ambos $p = 0,0001$). Os tratamentos que diferiram entre si, nas classes de regeneração avaliadas neste estudo, foram representados através dos seus p-valores nas células que foram pintadas, cor cinza, e identificados os tratamentos, cor branca, que não apontaram diferença estatística pelo índice avaliado (Tabela 4).

Tabela 4 - Análise florístico-estrutural por meio da PERMANOVA, baseada no índice de Bray-Curtis, entre os tratamentos da regeneração natural na área de estudo, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro

Tratamentos		AR	PAE1	PAE2	PAE3	EBF	EI	EC	RFN1	RFN2
Reg. II	AR		0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0015
	PAE1	0,0001		0,1444	0,0257	0,0001	0,0001	0,0389	0,0003	0,0001
	PAE2	0,0001	0,1110		0,0600	0,0001	0,0004	0,0639	0,0002	0,0001
	PAE3	0,0001	0,4787	0,0671		0,0001	0,0044	0,8002	0,0002	0,0001
	EBF	0,0001	0,0003	0,0001	0,0002		0,0001	0,0001	0,0011	0,0001
	EI	0,0001	0,0001	0,0001	0,0002	0,0217		0,0023	0,0003	0,0001
	EC	0,0001	0,3937	0,0508	0,1157	0,0001	0,0003		0,0003	0,0001
	RFN1	0,0009	0,0001	0,0001	0,0001	0,2582	0,0170	0,0003		0,0001
	RFN2	0,0753	0,0001	0,0001	0,0001	0,0008	0,0001	0,0001	0,0089	
		Reg. I								

Onde: AR – Área de Referência; PAE (1, 2 e 3) - Plantio Avançado de Eucalipto; EBF - Eucalipto Borda-Floresta Nativa; EI - Eucalipto Isolado; EC - Eucalipto Corte e RFN (1 e 2) - Remanescentes Florestais Nativos. Índice de Bray-Curtis ($p < 0,05$)

Fonte: Autora

A similaridade florística entre as áreas (Tabela 5) mostrou quais áreas são mais similares em função do número de indivíduos pela presença-ausência (Sorensen) e pela abundância (Bray-Curtis) para a Reg. I e Reg. II. Na Reg. I, os tratamentos mais semelhantes pelo índice de Sorensen foram a AR e o RFN2 com 73% e pelo índice de Bray-Curtis foram o RFN1 e o RFN2 com 72%. Para a Reg. II, Sorensen apontou os tratamentos AR, RFN1 e RFN2 (83%) e Bray-Curtis indicou o EBF e o EI (74%) como os mais similares.

Tabela 5 - Similaridade florística entre as áreas do estudo, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro

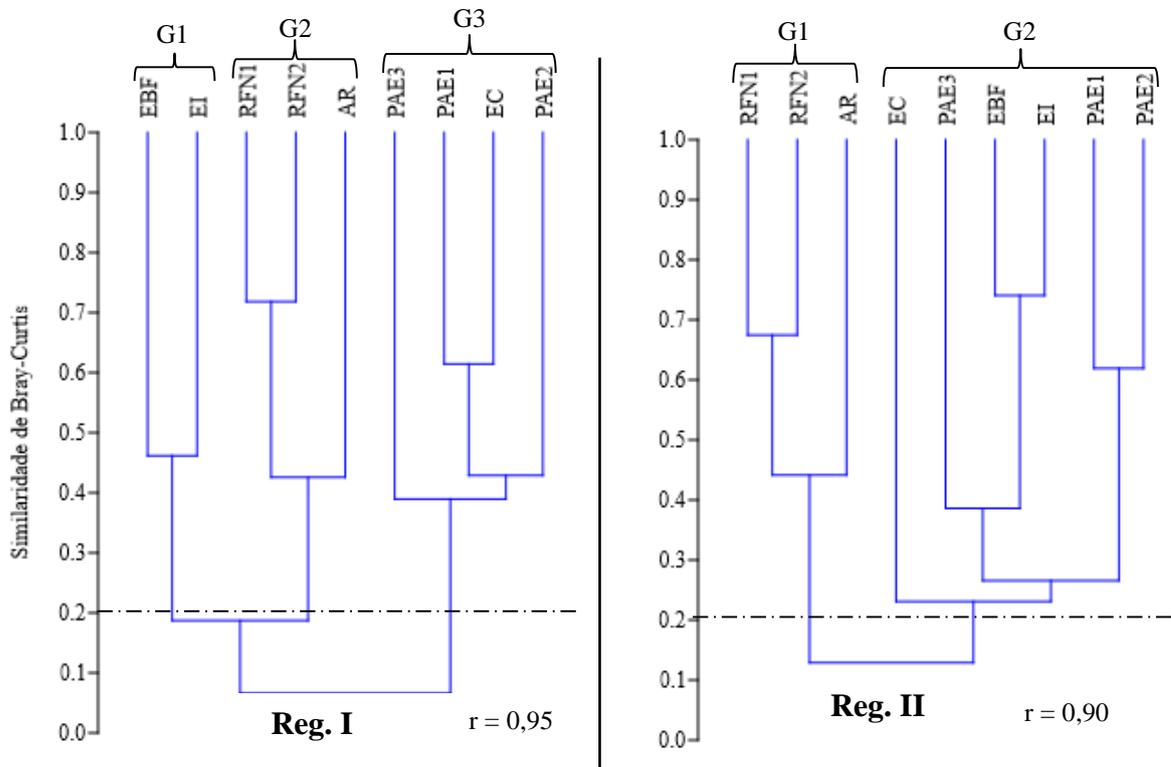
Reg. I	AR	PAE1	PAE2	PAE3	EBF	EI	EC	RFN1	RFN2
AR	1	0,02	0,01	0,02	0,11	0,09	0,03	0,38	0,47
PAE1	0,14	1	0,53	0,32	0,11	0,12	0,61	0,03	0,03
PAE2	0,11	0,63	1	0,43	0,07	0,10	0,33	0,02	0,01
PAE3	0,08	0,33	0,40	1	0,10	0,13	0,42	0,04	0,03
EBF	0,47	0,23	0,22	0,24	1	0,46	0,14	0,29	0,24
EI	0,38	0,29	0,28	0,24	0,62	1	0,23	0,20	0,19
EC	0,16	0,48	0,38	0,52	0,33	0,34	1	0,05	0,04
RFN1	0,62	0,14	0,14	0,12	0,50	0,45	0,20	1	0,72
RFN2	0,73	0,10	0,10	0,09	0,53	0,47	0,18	0,70	1
Reg. II	AR	PAE1	PAE2	PAE3	EBF	EI	EC	RFN1	RFN2
AR	1	0,03	0,01	0,05	0,21	0,19	0,06	0,36	0,53
PAE1	0,29	1	0,62	0,38	0,22	0,26	0,23	0,10	0,08
PAE2	0,19	0,73	1	0,38	0,16	0,19	0,22	0,03	0,03
PAE3	0,28	0,51	0,61	1	0,43	0,34	0,19	0,11	0,10
EBF	0,62	0,35	0,29	0,47	1	0,74	0,24	0,27	0,29
EI	0,56	0,43	0,36	0,44	0,68	1	0,26	0,28	0,28
EC	0,22	0,53	0,50	0,49	0,34	0,44	1	0,12	0,09
RFN1	0,77	0,32	0,23	0,28	0,61	0,56	0,23	1	0,67
RFN2	0,83	0,32	0,21	0,24	0,61	0,53	0,22	0,83	1

Onde:  índice de Sorensen;  índice de Bray-Curtis. AR – Área de Referência; PAE (1, 2 e 3) - Plantio Avançado de Eucalipto; EBF - Eucalipto Borda-Floresta Nativa; EI - Eucalipto Isoladas; EC - Eucalipto Corte e RFN (1 e 2) - Remanescentes Florestais Nativos.

Fonte: Autora

Para a formação de grupos consideramos o índice Bray-Curtis acima de 20% (Figura 18). Três grupos foram formados na Reg. I (G1: EI e EBF; G2: RFN1, RFN2 e AR; G3: PAE3, EC, PAE1 e PAE2) e dois na Reg. II (G1: RFN1, RFN2 e AR; G2: EC, PAE3, EBF, EI, PAE1 e PAE2). O coeficiente de correlação cofenética (r) dos dendrogramas foram altos, sugerindo que os dados não foram distorcidos pelo método de grupo de pares não ponderados com análise de média aritmética.

Figura 18 - Análise de agrupamento hierárquico de similaridade pelo índice e Bray-Curtis para as classes de regeneração natural estudadas nos horto florestais Santa Helena I e Arroio dos Lopes I, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro



Onde: AR – Área de Referência; PAE (1, 2 e 3) - Plantio Avançado de Eucalipto; EBF - Eucalipto Borda-Floresta Nativa; EI - Eucalipto Isoladas; EC - Eucalipto Corte e RFN (1 e 2) - Remanescentes Florestais Nativos. Reg. I = regeneração natural na classe I; Reg. II = regeneração natural na classe II e r = coeficiente de correlação cofenética.

Fonte: Autora

A similaridade ANOSIM, para ambas as classes de regeneração avaliadas confirmou que há diferença entre os grupos (Reg. I, $p = 0,0012$ e Reg. II, $p = 0,0123$). Na Reg. I a análise mostrou que o G2 difere do G3 ($p = 0,0283$) e na Reg. II o G1 difere do G2 ($p = 0,0103$). A análise de SIMPER revelou a *P. leiocarpa* como a espécie que mais contribuiu para a formação dos grupos em ambas as classes de regeneração, Reg. I (34,0%) e Reg. II (29,3%), Apêndice C.

4 DISCUSSÃO

4.1 SUFICIÊNCIA AMOSTRAL FLORÍSTICA

Os resultados da suficiência amostral baseado nos critérios do índice de Bootstrap demonstraram que o percentual de espécies amostradas foi suficiente para caracterizar a

florística dos tratamentos e das classes de regeneração deste estudo (MUNGUÍA-ROSAS; MONTIEL, 2014). Esse método é considerado um dos mais confiáveis para áreas com alto número de espécies raras (MAGURRAM, 2013), caso do nosso estudo. O trabalho sobre regeneração natural em área de corte raso de *P. taeda* considerou a amostragem satisfatória com uma diferença de 14 espécies, entre espécies amostradas e esperadas (SECCO; ACRA; CORAIOLA, 2019). Em nosso estudo, essa diferença variou entre os tratamentos de uma a sete espécies (Tabela 1), isso indica que a amostragem realizada representa de forma adequada as espécies dos diferentes ambientes em que avaliamos.

Dentre os tratamentos constatamos que a AR apresentou elevado número de espécies, o que parece ser reflexo do estado de conservação da área somado ao elevado número de indivíduos, principalmente de *P. leiocarpa*, espécie de sub-bosque. Por outro lado, nos tratamentos com eucalipto observamos redução no número de espécies à medida que se afastam dos remanescentes florestais nativos e o grau de perturbação aumenta. O EC e o PAE são as áreas com maior alteração antrópica, em função do recente corte raso do eucalipto e do processo de regeneração no período de um ano e meio após o corte das plantas o que reflete na riqueza e diversidade de espécies.

A restauração passiva com alta diversidade de espécies possibilita mais recursos para a dispersão de sementes, facilitando a chegada dessas sementes, a formação de microhabitats com condições para a germinação e, conseqüentemente, o aumento da regeneração natural (CROUZEILLES et al., 2017). Os dados deste trabalho têm direcionado para esta relação entre a AR e a MPE.

4.2 COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA, PARÂMETROS FITOSSOCIOLÓGICOS E VARIÁVEIS ECOLÓGICAS

A Reg. I apresentou elevada densidade de regenerantes e esses sofreram redução na Reg. II (0,2%), no entanto a riqueza florística aumentou (15,0%) da Reg. I para a Reg. II. O comportamento de redução na densidade de indivíduos é típico de florestas inequiâneas (SCHORN; GALVÃO, 2006), sendo considerado como um padrão que produz grande quantidade de propágulos que fornecem acesso aos indivíduos no banco de plântulas, porém poucos conseguem atingir classes maiores (SCCOTI et al., 2011). Em florestas naturais a abundância de indivíduos sofre declínio com o aumento em altura na regeneração avançada e isso é um padrão comum de florestas jovens que se regeneram naturalmente (KREMER; PROMIS; BAUHUS, 2021). Na fase inicial de estabelecimento, as plantas estão mais

vulneráveis (POORTER, 2007) e, em função disso, é esperada a redução da população observada nas classes de maiores tamanhos (SOUZA et al., 2018). Assim, nossos resultados indicam que filtros ecológicos representam uma limitação para o tamanho populacional, mas não para o número de espécies.

A família Myrtaceae foi destaque neste trabalho, sendo comum em diversas tipologias florestais do Rio Grande do Sul (SOBRAL et al., 2013), confirmando a plasticidade da família (SILVA JUNIOR, 2017; PIAIA et al., 2020; STEFANELLO et al., 2021). Características como a capacidade de dispersão em função de atrativos à fauna, através dos frutos ou néctar das flores, têm contribuído para a distribuição fitogeográfica da família (NISHIDA; NAIDE; PAGNIN, 2014). Nossos resultados apontaram maior representatividade da família em espécies nos ambientes mais preservados seguindo a sequência: AR (11), RFN1 (8), RFN2 (8), EI (7), EBF (6), PAE2 e PAE3 (4), PAE1 (3) e EC (2).

A regeneração natural de *P. lambertii* foi bastante expressiva, estando presente em toda área de estudo e foi mais abundante na Reg II comparada à Reg. I. A abundância dessa espécie e seu avanço na sucessão florestal podem estar relacionados à proximidade com o Parque Estadual do Podocarpus, podendo esta ser fonte contínua de propágulos. Além disso, a alta produção de sementes e a falta de dispersores especialistas favorecem o sucesso da regeneração da espécie (BERNARDI, 2019), uma vez que a dispersão ocorre tanto por anemocoria como zoocoria.

Um estudo sobre os mecanismos de regeneração da FOM na Floresta Nacional de São Francisco de Paula/RS, concluiu que *P. lambertii* está entre as espécies prováveis de se perpetuar em ambientes de encosta, onde se apresenta em alta densidade na forma de banco de plântulas (CHAMI et al., 2011). Essa espécie se desenvolve tanto em solos rasos quanto rochosos, como é o caso da Serra do Sudeste no RS (ZIMMER; PAZ; GANADE, 2010). Sua ocorrência está relacionada à densidade do sub-bosque, à inclinação do terreno, à rochosidade à umidade do solo e à incidência solar indireta (LONGHI et al., 2010).

No EBF e EI, áreas que proporcionam insolação indireta à regeneração natural foram as que apresentaram maior abundância de regenerantes de *P. lambertii* comparadas às áreas de mata nativa, a incluir a AR. Em sítios de melhor fertilidade, com maior abundância de angiospermas tolerantes à sombra, espécies de *Podocarpus* são menos abundantes e a regeneração é esporádica, porém, estudos têm indicado que o *P. lambertii* ocorre tanto em áreas abertas em restauração quanto em florestas secundárias (MANFREDI, 2014). Essa espécie possui relevante interesse para a conservação da biodiversidade pela capacidade de regeneração natural apresentada na área do estudo, lembrando ainda que ela está na lista das espécies Quase

Ameaçadas de Extinção - NT (FARJON, 2013), o que reforça a importância do seu estabelecimento em áreas naturais.

A *C. sylvestris* e o *P. lambertii* foram destaque num estudo em Floresta Estacional Decidual, ocorrendo em todas as unidades amostrais (LONGHI et al., 1992). O gênero *Casearia* tem aparecido nos trabalhos como sendo comum em sub-bosques das florestas do RS, apresentando-se com alta densidade e frequência e, destacando-se dentre as espécies de maior importância (MARCHIORI, 1997; SILVA JUNIOR, 2017). Ao estudar a regeneração natural, em área anteriormente ocupada por cana-de-açúcar, pastagens agrícola e eucalipto a *C. sylvestris* foi a espécie mais abundante (CÉSAR et al., 2021). Essa espécie apresenta elevada produção de frutos que servem de alimento para várias espécies de aves, contribuindo para a dispersão das sementes (ATHIÊ; MARTINS DIAS, 2011). Nosso trabalho revelou tal comportamento para o gênero *Casearia*, tendo destaque não só a *C. sylvestris*, mas, também, a *C. decandra* apresentando alto IVI e FA (e.g. RFN1). Venzke (2012) ressaltou que, em zona de contato entre diferentes tipologias nas áreas florestais do Pampa, caso do nosso estudo, se torna possível a coocorrência de modo semelhante dos gêneros *Casearia* e *Podocarpus*, o primeiro sendo oriundo das florestas tropicais e subtropicais e o segundo provindo de clima temperado.

As espécies *S. brasiliensis*, *D. racemosa* e *B. salicifolius* estão estabelecidas na área com maior expressão na Reg. II e remanescentes nativos. Isso é explicável uma vez que são espécies tolerantes à sombra. *D. racemosa* e *B. salicifolius* são muito apreciadas pela fauna e, por isso, são dispersas e polinizadas por ela. Mesmo que, *S. brasiliensis* tenha sua dispersão por autocoria, é uma espécie comum na Serra do Sudeste e típica de FOM sendo, dessa forma, facilmente adaptável ao local de estudo.

Duas espécies do gênero *Psychotria* ocorrem na área de estudo, sendo a *P. leiocarpa* a de maior abundância predominando não só na AR, mas também nos RFN1 e RFN2. *P. leiocarpa* e *P. carthagenensis* não foram amostradas e observadas em regeneração no PAE e EC. Isso sugere que algum filtro ambiental, como o aumento da luminosidade e diminuição da umidade nesses locais estejam atuando de alguma forma e impedindo sua regeneração considerando que essas espécies possuem características de vegetação secundária. Além disso, a perturbação antrópica pela recente retirada das árvores pode estar se somando aos filtros ambientais e não acreditamos que os talhões de eucalipto impeçam a regeneração dessas espécies, uma vez que elas ocorreram no EBF e EI. As elevadas densidades de *P. leiocarpa* e *P. carthagenensis* no sub-bosque do componente arbóreo foram estudadas na mesma área desta pesquisa e a conclusão foi de que os arbustos não diminuem a regeneração natural de espécies

arbóreas e podem atuar como multifuncionais por meio de filtros que favorecem a sucessão ecológica (SILVA JUNIOR et al., 2021).

Quanto às espécies exóticas e exóticas invasoras foi baixa a presença na área de estudo. Na RPPNE Boa Vista não foram visualizadas exóticas invasoras indicando que a reserva está conseguindo se proteger contra invasão biológica da flora exótica e pode, assim, servir como área de referência para estudos na Serra do Sudeste e próximos ao local de nossa pesquisa.

Por outro, não surpreende o número de regenerantes de eucaliptos amostrados nas áreas em regeneração nos talhões (32 ind. Reg. I e 843 ind. Reg. II), afinal o estudo foi realizado em uma matriz produtiva dessa espécie. Porém, não foram amostrados e nem observados na AR e nos RFN1 e RFN2, enquanto na Reg II, o EBF apresentou a maior abundância de regenerantes da espécie (248 ind.), seguido do PAE3 (246 ind.), PAE1 (69) e PAE2 (68), sendo estes últimos com predomínio de brotações. A regeneração natural em área de pastagem pós corte de eucalipto não apresentou regenerantes da exótica, constatando que, com o tempo a tendência é que o eucalipto desapareça das áreas em regeneração (CÉSAR et al., 2018). O recrutamento natural de eucalipto próximo aos locais de plantio parece ser um processo raro no Brasil (BRANCALION et al., 2020).

A regeneração e o estabelecimento de eucalipto (*E. grandis* e o híbrido *E. urophylla* x *E. grandis*) foram estudados por meio da semeadura em área de plantio florestal e em mata nativa adjacente, sendo observada má adaptação ecológica dessas espécies, não podendo se estabelecer em fragmentos de vegetação nativa próximos às plantações comerciais (DA SILVA et al., 2011). Esses autores constataram que apesar da abundante germinação das sementes de eucalipto, o seu estabelecimento não acontecia e a morte dos indivíduos ocorria próximo aos 90 dias. O eucalipto tem se apresentado na forma regenerante em áreas de MPE, porém raramente tem sido observado regenerando em remanescentes nativos próximos ou comparecendo na forma adulta nesses locais (SILVA et al., 2011). Tal comportamento corrobora com o observado nesta pesquisa mostrando que, provavelmente, o eucalipto seja mais exigente em luz no início do seu desenvolvimento demonstrando que as áreas mais abertas são mais favoráveis.

A espécie *T. stans* foi amostrada no EI e visualizada em alguns pontos na MPE. Introduzida no Brasil para fins ornamentais, no entanto, de caráter invasor, possui rápida disseminação espontânea, com propagação tanto por sementes como por estacas e se estabelece facilmente formando grupos (BIONDI; BREDOW; LEAL, 2008). Além da *T. stans*, o *P. taeda*, também exótica invasora, foi amostrada no EBF e PAE3, porém ainda visualizamos regenerantes no EI e não observamos indivíduos adultos da espécie na área. Na AR não

amostramos e nem visualizamos exemplares, no entanto mesmo que a abundância da espécie tenha sido baixa salientamos que outros indivíduos podem surgir e se estabelecer no local. Isso porque existem plantios comerciais de *P. taeda* a aproximadamente dois quilômetros da área do estudo.

Um estudo em FOM no Paraná concluiu que regenerantes de *P. taeda* não impediram o desenvolvimento de outras espécies nativas, após dois anos de corte raso do povoamento da exótica (SECCO; ACRA; CORAIOLA, 2019). Alguns estudos lembram do potencial da espécie em invadir e dominar áreas, principalmente as que estão degradadas ou que oferecem luminosidade no início do ciclo da planta (ZENNI; ZILLER, 2011; ZENNI; SIMBERLOFF, 2013; TOMAZELLO FILHO et al., 2017; SECCO; ACRA; CORAIOLA, 2019).

A florística também é expressiva em espécies raras, ameaçadas de extinção ou endêmicas e, provavelmente, isso esteja relacionado ao fato do estudo estar em uma área de transição ecotonal. Portanto, considerar estas espécies na pesquisa é fundamental para entender a remistura que ocorre na regeneração natural que compreende a MPE e a RPPNE Boa Vista, áreas em diferentes estágios de sucessão ecológica. Os resultados de um estudo da distribuição e riqueza de espécies arbóreas raras em FOM, na região do Planalto Catarinense, concluiu que essas espécies contribuíram de forma expressiva para a identidade florística e diversidade de fragmentos florestais naquela região, evidenciando a necessidade de conservação dessas espécies ao longo de um gradiente altitudinal (FERREIRA et al., 2015).

No RS, o clima frio aliado à alta precipitação pluviométrica e altitude elevada propiciou o desenvolvimento de muitos endemismos, ou seja, as plantas evoluíram e se adaptaram a este ambiente e se tornaram exclusivas (BOLDRINI, 2009). A autora, também, ressalta que, endemismos e espécies ameaçadas são indicadores importantes para propor áreas para conservação.

No caso da *A. angustifolia*, espécie ameaçada de extinção e típica de FOM, tem preferência por formar capões em áreas abertas, não sendo comum a sua regeneração no interior de florestas (CARVALHO, 2002). Além disso, é uma espécie pioneira, longeva e que prefere florestas alteradas para se regenerar (SOUZA et al., 2008). Observamos associação dos regenerantes *A. angustifolia* e *P. lambertii* na área da MPE, principalmente nos tratamentos EBF, EI e RFN2, também constatado e discutido na literatura (CARVALHO, 2002; BEHLING et al., 2016).

Dentre as 113 espécies amostradas na área de estudo, 22 são espécies que só foram levantadas na MPE, sendo inclusive, algumas delas de caráter endêmico. A presença de espécies endêmicas também, foi relatada no sub-bosque de *Corimbia citriodora* e não foram amostradas

na floresta nativa de referência (CARVALHO et al., 2019). Nossos resultados declararam que o EBF e o RFN2 apresentaram o maior número de espécies endêmicas (61,5%) e a AR apresentou o maior número de indivíduos endêmicos (414 ind.). Isso nos faz ressaltar a importância dos RFN no interior ou próximos a MPE e das manchas de eucalipto, como o EBF, que estão servindo de amortecimento para a matriz e facilitando o estabelecimento de propágulos de espécies locais e regionais.

A AR mantém uma rica biodiversidade na área, porém considerando a fragmentação dos ecossistemas naturais na atualidade, RFN menores necessitam ser amplamente valorizados, como mostrou o nosso estudo. Áreas menores que 200 hectares desses remanescentes precisam ser ativamente conservadas, especialmente as cercadas por monoculturas porque fornecem serviços ambientais essenciais para a sociedade (FARAH et al., 2017). Além disso, a possibilidade de plantações de eucalipto melhorarem a conectividade entre as paisagens (BROCKERHOFF et al., 2008), a maior permeabilidade da fauna e da flora nos plantios florestais comparados aos cultivos agrícolas (CARNUS et al., 2006) e a possibilidade dessas plantações poderem atuar como redutos de biodiversidade (VIANI; DURIGAN; DE MELO, 2010) já foram abordadas na literatura. Além disso, fragmentos florestais nativos desempenham papel importante na conservação da biodiversidade em escala de paisagem (MANGUEIRA; D. HOLL; RODRIGUES, 2019).

No EC, a Asteraceae predominou em número de espécies (5) e a Sapindaceae em abundância de indivíduos (201) todos de *D. viscosa*, o que resultou que essa espécie e o *S. mauritianum* apresentassem os maiores IVI e FA. *D. viscosa* aparece ao longo de toda Serra do Sudeste e Serra do Mar em locais abandonados após uso com agropecuária, apresentando boa regeneração natural, crescendo em alta densidade populacional e adaptando-se a diversos tipos de solo (BIALI et al., 2016). A dispersão da espécie é ampla, tem capacidade de adaptação a condições ambientais adversas, podendo acondicionar no solo propágulos viáveis por longos períodos com habilidade em rebrotar a partir de meristemas sobreviventes após danos mecânicos ou ocasionados pelo fogo (AINSWORTH; BOONE KAUFFMAN, 2009). Além de, apresentar preferência por áreas perturbadas e da relação positiva de sua abundância com o nível de perturbação (SAITER; MONTEIRO; CREPALDI, 2012). A família Asteraceae caracteriza o cenário com população pioneira pelo fato das espécies apresentarem elevado potencial de adaptação ambiental, consideradas espécies colonizadoras de ambientes degradados ou perturbados (FERREIRA et al., 2013). O *S. mauritianum* é uma espécie indicadora de área antropizada (TURMINA et al., 2020), sendo uma espécie pioneira, extremamente rústica e colonizadora de áreas abertas.

Espécies anemocóricas como arbustos do gênero *Baccharis* e espécies como *D. spinescens* e *D. viscosa* são favorecidas em áreas abertas em função da maior facilidade dos propágulos serem carregados pelo vento (VENZKE et al., 2014). A elevada riqueza do gênero *Baccharis* é indicativo de caráter inicial do processo de restauração, pois são espécies que preferem áreas abertas ou florestas alteradas e com maior incidência de luz (RECH et al., 2015). Isso explica a ocorrência de regenerantes das espécies desse gênero nas áreas dos talhões de eucalipto, principalmente no EC. Ainda no EC, a *D. viscosa* apresentou o maior IVI, sendo a espécie mais abundante nessa área (36,6%). O potencial alelopático atribuído à espécie permite um favorecimento no seu adensamento populacional (MARASCHIN-SILVA; AQUILA, 2005). Também pode estar se somando à rusticidade da espécie, ao seu caráter pioneiro, ao modo de dispersão por anemocoria e a maior incidência de luz em ambientes abertos como no EC.

P. leiocarpa foi a espécie de maior importância na AR, RFN1 e RFN2 e sua distribuição pela área estava de forma a preencher o sub-bosque, sendo abundante em número de indivíduos. A alta contribuição de indivíduos dessa espécie no sub-bosque caracteriza florestas mais velhas ou em estágio sucessional mais avançado (LIEBSCH; MARQUES; GOLDENBERG, 2008). O gênero *Psychotria* foi considerado importante recurso alimentício para a fauna polinizadora e dispersora (TEIXEIRA; MACHADO, 2004). Sendo a AR a área mais conservada entre os remanescentes nativos e o plantio de eucalipto, o que pode estar contribuindo na expressividade das espécies do gênero.

Nos plantios de eucalipto houve o predomínio de espécies pioneiras. O EC e os PAE foram as áreas mais expressivas em espécies pioneiras. Isso se deve ao pouco tempo que iniciou a regeneração natural nesses tratamentos, menos de dois anos. Além disso, são áreas mais abertas, o que proporciona maior entrada de luz. Mesmo assim, predominou a síndrome de dispersão por zoocoria, com exceção no EC, na Reg. II, onde a autocoria e zoocoria tiveram o mesmo percentual de dispersão das espécies. A classe sucessional nos remanescentes nativos (RFN1, RFN2 e AR) mais expressiva foi a secundária tardia, exceto para a Reg. II, na AR e RFN1 que foi a secundária inicial. Esses resultados mostraram que mesmo com a perturbação antrópica sofrida pela retirada do eucalipto a fauna está conseguindo acessar esses locais e realizar o importante papel na dispersão dos propágulos. Por outro lado, nas áreas nativas percebemos o avanço na sucessão ecológica por meio das classes sucessionais da Reg. I para a Reg. II.

As espécies de porte arbóreo se sobressaíram na área de estudo, exceto na Reg. II (EC, PAE2 e PAE3). A síndrome de polinização por zoofilia foi destaque em todos os tratamentos e

classes de regeneração. O uso de espécies zoocóricas e zoofílicas na restauração ecológica facilita a interação da fauna com os demais elementos da paisagem, favorecendo o fluxo e a sucessão ecológica (FOCKINK et al., 2020).

As variáveis ecológicas (Tabela 2) demonstraram que a área do estudo tem um potencial de restabelecimento por meio da regeneração natural e que a interação planta-animal é fundamental na sucessão florestal. A Serra do Sudeste já foi caracterizada como região com alto potencial para a regeneração natural atribuído à resiliência de paisagem (ROVEDDER et al., 2018). Em áreas bem preservadas há o predomínio da dispersão por zoocoria (URIARTE et al., 2011) e esse suporte pode estar sendo fornecido pela mata nativa circundante como AR, RFN1 e RFN2. Ao avaliar diferentes estratégias de restauração e cobertura florestal nas imediações da área de estudo Holl et al. (2017) reiteraram a importância da conservação de florestas nativas para a biodiversidade de uma região.

As síndromes de dispersão e polinização mostraram que os animais estão transitando no local e auxiliando na recuperação ambiental nas áreas do horto. A presença de um número maior de espécies zoocóricas aponta que a regeneração natural tem maior potencial de se desenvolver na comunidade pelo fato de manter uma relação sadia com a fauna (CANDIANI, 2016). Em alguns trabalhos como os de Souza, Rodrigues e Joly (2017), foi observado o avanço da sucessão e o aumento dessa síndrome. O predomínio da zoocoria reforça a importância da mata nativa conservada próxima aos locais em recuperação (HOLL et al., 2017).

O predomínio das classes iniciais de sucessão nos talhões de eucalipto em áreas mais abertas indica que essas áreas possuem resiliência em se recuperarem após algum distúrbio (DE CAMARGOS et al., 2013). Espécies pioneiras e secundárias iniciais nativas são atrativas à fauna e importantes para reconstruir interações entre planta-animal indispensáveis no processo de restauração (RODRIGUES; GANDOLFI, 2000).

4.3 DIVERSIDADE E SIMILARIDADE FLORÍSTICA

O índice de Margalef indicou que a AR, o RFN1 e o RFN2 possuem alta riqueza de espécies quando comparada à diversidade das áreas com talhões de eucalipto, em ambas as classes de regeneração amostradas. Um estudo em fragmentos nativos em diferentes regiões do RS apontou a região do Escudo Cristalino/Serra do Sudeste com a maior riqueza específica, possivelmente devido às zonas de contato ecológico (VENZKE, 2012). Alguns estudos em remanescentes nativos de FOM apresentaram os seguintes valores para esse índice no trabalho de Schaaf et al. (2006), indicando um valor de 7,0, no de Kanieski, Araujo e Longhi (2010)

uma variação de 6,2 a 10,0 e na mesma área do nosso estudo Silva Junior (2017) avaliou o componente arbóreo obtendo um valor de 7,5. Ao avaliar os melhores indicadores para a estrutura e a diversidade do componente arbóreo em uma FOM Kanieski et al. (2017), classificaram o valor de 2,2 como de baixa diversidade.

O índice de Shannon apresentou comportamento diferente entre as classes de regeneração avaliadas, de modo geral foi maior nos tratamentos da Reg. II, Tabela 3. Na Reg. I, a AR não diferiu do EBF, do EI e do RFN2, enquanto a Reg. II a AR não diferiu apenas do RFN1, porém o RFN2 teve o melhor índice. A diversidade de Shannon para a FOM situa-se entre 1,5 e 3,5 (DURIGAN, 1999). Para Felfili e Rezende (2003) pode variar de 1,3 a 3,5 podendo alcançar 4,5 em ambientes de florestas tropicais, sendo uma área mais equilibrada aquela que possui maior H' e J' . Nosso estudo apresentou resultados para Shannon dentro dessas faixas uma vez que variou de 1,4 a 2,9 o que sugere o estabelecimento das espécies em regeneração no ambiente do estudo.

De modo geral, o índice de Pielou foi considerado alto (0,61 – 0,89), principalmente para a Reg. I e para as áreas com plantio de eucalipto (0,64 – 0,89). Na Reg. II, a distribuição das espécies foi mais uniforme em toda área do estudo, o que pode estar relacionado à maior estabilidade da classe de regeneração e à diversidade de espécies. Para a AR, observamos um índice intermediário, fato que pode ter influência do expressivo número de indivíduos de algumas espécies como *P. leiocarpa*.

Quanto à dominância, o índice de Berger-Parker pode ser considerado baixo na área de estudo, principalmente para o tratamento EI (0,17), na Reg. I. Na AR, mesmo com elevado número de *P. leiocarpa* o índice não foi alto demonstrando que houve uniformidade na distribuição das espécies. Na Reg. I, o PAE1 apresentou a maior dominância, e mesmo assim não afetou na uniformidade da distribuição das espécies. Essa observação pode ser feita também para o RFN2. Na Reg. II, o PAE2 e o PAE3 apresentaram os tratamentos com maior dominância e menor uniformidade da área de estudo. Isso sugere que algum filtro ambiental esteja atuando nessas manchas à medida que avança na classe de regeneração. Em função da recente retirada do eucalipto nessas áreas e da posição das manchas dentro da RPPNE Boa Vista há necessidade de mais avaliações para melhor entendermos o processo de sucessão e distribuição das espécies nesses locais.

A PERMANOVA e a análise de agrupamentos da florística, entre os tratamentos e classes de regeneração ressaltaram a influência das ações de perturbação antrópica, do distanciamento de remanescentes nativos e da presença de filtros ecológicos. Os resultados dessas análises foram percebidos pela diferença entre os tratamentos, pela forma em que

ocorreram os agrupamentos nos dendrogramas de similaridade e pela confirmação com a similaridade ANOSIM de que existe diferença entre a formação dos grupos para os tratamentos e classes de regeneração. Na Reg. I, a PERMANOVA mostrou diferença na florística entre os tratamentos com plantio de eucalipto dos RFN, repetindo-se para a Reg. II, exceto entre os tratamentos EBF e o RFN1. Evidenciamos uma significativa diversidade florística em todos os tratamentos, porém constatamos baixa semelhança florística na regeneração entre as área com plantio de eucalipto com as áreas de remanescentes nativos. O estudo de Manguiera et al. (2021) também constatou diferença na florística entre remanescentes nativos e áreas em regeneração após diferentes usos da terra com cultivos como cana-de-açúcar, pastagem e plantio de eucalipto.

A abundância elevada de *P. leiocarpa* nos remanescentes nativos interfere na formação dos grupos florísticos na área do nosso estudo. *P. leiocarpa* foi a espécie com maior percentual de contribuição na formação dos grupos. Conforme já discutido, na Reg. I e G3 não apresentou média de indivíduos na análise de SIMPER por não ocorrer no EC, PAE1, PAE2 e PAE3. Enquanto na Reg. II e G2 a média de indivíduos foi baixa (3,5) por ter sido amostrada apenas no EBF (Apêndice C).

As espécies que apresentaram maior IVI também apareceram contribuindo para a formação dos grupos florísticos, tendo a família Myrtaceae novamente se destacado em número de espécies. O conhecimento da distribuição espacial de espécies é considerado essencial para priorizar esforços de conservação (KANIESKI et al., 2017). Assim, a análise de SIMPER pode auxiliar na preservação dos remanescentes nativos uma vez que indica a contribuição de cada espécie para a formação de grupos florísticos nos diferentes tratamentos estudados da MPE.

Experimentos em áreas naturais são componentes essenciais à pesquisa ambiental (STEFANELLO et al., 2021). Nosso estudo avaliou o potencial da regeneração natural em área de transição ecotonal, no Pampa brasileiro, compreendendo uma RPPN e uma MPE, o que torna difícil uma replicação pela inexistência de locais com as mesmas características no Pampa gaúcho. A literatura já tem mostrado preocupação com a replicação de experimentos em diferentes locais, porém Davies e Gray (2015) ressaltaram que as limitações em situações específicas tornam as replicações difíceis. Mesmo assim, nossos resultados destacaram a importância de RFN e manchas de eucalipto servindo de amortecimento em área de MPE. Essas informações mostram que é possível, por meio de pesquisa e gerenciamento, conservar áreas principalmente as inseridas em APP, e praticar a silvicultura comercial de forma que os processos ecológicos continuem a ocorrer nesses ambientes. Assim, estudos como este podem

subsidiar empresas e proprietários rurais no manejo de pequenas ou grandes áreas inseridas neste contexto.

5 CONCLUSÃO

O potencial de regeneração natural de espécies arbustivo-arbóreas foi confirmado nos hortos florestais Santa Helena I e Arroio dos Lopes I. Constatamos isso pela riqueza e diversidade florística, existência de fontes de propágulos e o nível de resiliência da área. Os talhões do PAE e EC apresentam resiliência e têm potencial para avançarem na sucessão ecológica, mesmo com pouco tempo no processo de regeneração em que avaliamos para estes locais. O percentual de espécies ameaçadas, raras e/ou endêmicas é expressivo, tendo destaque para os endemismos o EBF e o RFN2 como sendo as áreas com maior expressão de espécies. Existe similaridade florística entre os RFN e os plantios de eucalipto mesmo que timidamente. Ainda, as manchas de EBF e EI são floristicamente bastante similares e o EBF serve de amortecimento entre MPE e a AR. A similaridade e as análises de diversidade ressaltam a influência das ações de perturbação antrópica, do distanciamento de RFN e de filtros ecológicos neste estudo. Nossas descobertas podem ajudar a apoiar o desenvolvimento de estratégias de gestão da biodiversidade para áreas com povoamentos de eucalipto nas condições apresentadas no estudo e para a região da Serra do Sudeste, no Pampa brasileiro.

6 REFERÊNCIAS

- AGEFLOR. **O setor de base florestal no Rio Grande do Sul 2020 ano base 2019**. Disponível em: <<http://www.ageflor.com.br/noticias/wp-content/uploads/2020/12/O-Setor-de-Base-Florestal-no-Rio-Grande-do-Sul-2020-ano-base-2019.pdf>>. Acesso em: 6 ago. 2021.
- AINSWORTH, A.; BOONE KAUFFMAN, J. Response of native Hawaiian woody species to lava-ignited wildfires in tropical forests and shrublands. **Plant Ecology**, v. 201, n. 1, p. 197–209, 2009.
- ALBUQUERQUE, J. M. DE et al. Análise de agrupamento florístico de Floresta Ombrófila Mista em Sistema Faxinal. **Applied Research & Agrotechnology**, v. 8, n. 3, p. 27–36, 2015.
- ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.
- 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, n. 1, p. 1–20, 2016.

- ARAUJO, A. C. B. et al. Relationship between arboreal, topographic, and edaphic structures in a stretch of a riparian forest in the Pampa biome, Rio Grande do Sul, Brazil. **Floresta**, v. 49, n. 4, p. 773–782, 2019.
- ATHIÊ, S.; MARTINS DIAS, M. Frugivoria e dispersão de sementes por aves em *Casearia sylvestris* Sw. (Salicaceae) na região centro-leste do estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Zoociências**, v. 13, n. 1, p. 79–86, 2011.
- BATISTA, J. L. F.; COUTO, H. T. Z. DO; FILHO, D. F. DA S. **Quantificação de recursos florestais – árvores, arvoredos e florestas**. 1º. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2014. 384p.
- BEHLING, H. et al. Late holocene vegetation history and early evidence of *Araucaria angustifolia* in Caçapava do sul in the lowland region of Rio Grande do Sul State, southern Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 59, n. December, p. 1–10, 2016.
- BERNARDI, A. P. **Aspectos ecológicos e fitogeográficos de *Podocarpus lambertii* Klotzch ex Endl.**. 213f. 2019. Tese (Doutorado em Ciências). Universidade Federal de Santa Catarina, SC, 2019.
- BERNARDI, M. et al. **Plano de Manejo Reserva Particular do Patrimônio Natural Estadual (RPPNE) Boa Vista**: 1. Guaíba: CMPC. Disponível em: <<https://sema.rs.gov.br/upload/arquivos/202112/16142906-2021-plano-manejo-rppne-boavista.pdf>>. Acesso em: 02 de mar. 2022.
- BIALI, L. J. et al. Comunidades arbustivo-arbóreas de áreas de vegetação secundária dominada pela *Dodonaea viscosa*. **Caderno de Pesquisa**, v. 28, p. 24–33, 2016.
- BIONDI, D.; BREDOW, E. A.; LEAL, L. Influência do diâmetro de estacas no enraizamento de *Tecoma stans* (L.) Juss. ex Kunth. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 29, n. 2, p. 277, 2008.
- BOLDRINI, I. I. A flora dos campos do Rio Grande do Sul. In: **Campos sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Brasília: MMA, 2009. p. 63–77.
- BRANCALION, P. H. S. et al. Exotic eucalypts: From demonized trees to allies of tropical forest restoration? **Journal of Applied Ecology**, v. 57, n. 1, p. 55–66, 2020.
- BROCKERHOFF, E. G. et al. Plantation forests and biodiversity: Oxymoron or opportunity? **Biodiversity and Conservation**, v. 17, n. 5, p. 925–951, 2008.
- BUDOWSKI, G. Distribution of tropical American rain forest species in the light of sucessional processes. **Turrialba**, v. 15, n. 1, p. 40–42, 1965.
- CAIN, S. A.; CASTRO, G. M. O. **Manual of vegetation analysis**. New York: Harper & Brothers, 1959. 325p.
- CANDIANI, G. Regeneração natural de espécies arbóreas em sub-bosque de *Eucalyptus saligna* Sm., Caieiras, SP. **Ambiência**, v. 12, n. 4, p. 915–931, 2016.
- CARNUS, J. M. et al. Planted forests and biodiversity. **Journal of Forestry**, v. 104, n. 2, p. 65–77, 2006.

CARVALHO, D. C. DE et al. Phytosociology of native species in the understory of a *Corymbia citriodora* stand in Espírito Santo State, Brazil. **Floresta e Ambiente**, v. 26, n. 4, 2019.

CARVALHO, P. E. R. O Pinheiro-do-Paraná. **Circular Técnica 60**. Colombo. PR., 2002.17p. Disponível em: <<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/304455/1/CT0060.pdf>>. 15 de nov. 2021.

CÉSAR, R. G. et al. Early ecological outcomes of natural regeneration and tree plantations for restoring agricultural landscapes. **Ecological Applications**, v. 28, n. 2, p. 373–384, 2018.

CÉSAR, R. G. et al. It is not just about time: Agricultural practices and surrounding forest cover affect secondary forest recovery in agricultural landscapes. **Biotropica**, v. 53, n. 2, p. 496–508, 2021.

CHAMI, L. B. et al. Mecanismos de regeneração natural em diferentes ambientes de remanescente de Floresta Ombrófila Mista, São Francisco de Paula, RS. **Ciência Rural**, v. 41, n. 2, 2011.

CNCFLORA. **Lista Vermelha da Flora Brasileira Versão 2012**. Disponível em: <<http://cncflora.jbrj.gov.br/portal/pt-br/listavermelha>>. Acesso em: 27 abr. 2021.

COLWELL, R. K.; ELSSENHORN, J. E. EstimateS turns 20: Statistical estimation of species richness and shared species from samples, with non-parametric extrapolation. **Ecography**, v. 37, n. 6, p. 609–613, 2014.

CROUZEILLES, R. et al. Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests. **Science Advances**, v. 3, n. 11, p. 1–8, 2017.

CUNHA, N. G. DA; SILVEIRA, R. J. C. DA. Estudo de Solos do Município de Santana da Boa Vista - RS. **Circular Técnica 37**. Pelotas/RS: Embrapa Clima Temperado, 2002. 50p.

DA SILVA, P. H. M. et al. Can Eucalyptus invade native forest fragments close to commercial stands? **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 11, p. 2075–2080, 2011.

DARONCO, C.; MELO, A. C. G. DE; DURIGAN, G. Ecosistema em restauração versus ecossistema de referência: estudo de caso da comunidade vegetal de mata ciliar em região de Cerrado, Assis, SP, Brasil. **Hoehnea**, v. 40, n. 3, p. 485–498, 2013.

DAVIES, G. M.; GRAY, A. Don't let spurious accusations of pseudoreplication limit our ability to learn from natural experiments (and other messy kinds of ecological monitoring). **Ecology and Evolution**, v. 5, n. 22, p. 5295–5304, 2015.

DE CAMARGOS, V. L. et al. The influence of fire on the soil seed bank in Semideciduous forest [Influência do fogo no banco de Sementes do solo em Floresta Estacional Semidecidual]. **Ciência Florestal**, v. 23, n. 1, p. 19–28, 2013.

DURIGAN, M. E. **Florística, dinâmica e análise protéica de uma Floresta Ombrófila Mista em São João do Triunfo-PR**. 199. 138p. Dissertação (Mestrado em Engenharia

Florestal) - Universidade Federal do Paraná, 1999.

FAEGRI, K.; VAN DER PIJL, L. **The principles of pollination ecology**. 2. ed. Oxford: Pergamon Press, 1976.

FAO. **Global Forest Resources Assessment 2020 Key findings**. Disponível em: <<https://www.fao.org/3/CA8753EN/CA8753EN.pdf>>. Acesso em: 15 jan. 2021.

FARAH, F. T. et al. Integrating plant richness in forest patches can rescue overall biodiversity in human-modified landscapes. **Forest Ecology and Management**, v. 397, p. 78–88, 2017.

FARJON, A. *Podocarpus lambertii*. Disponível em: <<https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-1.RLTS.T34086A2844519.en.>>. Acesso em: 30 abr. 2021.

FELFILI, J. M.; REZENDE, R. P. **Conceitos e métodos em fitossociologia**. Brasília: Departamento de Engenharia Florestal da Universidade de Brasília - UnB, 2003. 68p.

FERREIRA, P. I. et al. Espécies potenciais para recuperação de áreas de preservação permanente no planalto catarinense. **Floresta e Ambiente**, v. 20, n. 2, p. 173–182, 2013.

FERREIRA, T. DE S. et al. Distribuição e riqueza de espécies Arbóreas raras em fragmentos de Floresta Ombrófila Mista ao longo de um gradiente altitudinal, em Santa Catarina. **Revista Árvore**, v. 39, n. 3, p. 447–455, 2015.

FLORA RS. Disponível em: <<http://www.ufrgs.br/fitoecologia/florars/index.php>>. Acesso em: 27 abr. 2021.

FOCKINK, G. D. et al. Espécies prioritárias para restauração da Floresta Ombrófila Mista Montana e Altomontana na Bacia Hidrográfica do rio Canoas. **Advances in Forestry Science**, v. 7, n. 1, p. 911, 2020.

GRANZOTTO, F. et al. **Espécies do banco de sementes do solo, regeneração natural e componente arbóreo no Pampa brasileiro**. 1. ed. Curitiba: CRV, 2021. Disponível em: <<https://www.editoracrv.com.br/produtos/detalhes/36591-crv>>. Acesso em: 05 de fev. 2022.

HAMMER, O.; HARPER, D. A. T.; RYAM, P. D. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. **Palaeontologia Electronica**, v. 4, n. 1, p. 1–92, 2001.

HOLL, K. D. et al. Local tropical forest restoration strategies affect tree recruitment more strongly than does landscape forest cover. **Journal of Applied Ecology**, v. 54, n. 4, p. 1091–1099, 2017.

HUBBELL, S. P.; FOSTER, R. B. Commonness and rarity in a neotropical forest: implications for tropical tree conservation. In: SOULE, M. E. (Ed.). **Conservation Biology: the science of scarcity and diversity**. Massachusetts: Sinauer, 1986. p. 205–2031.

IBÁ. **Relatório Anual 2020**. Disponível em: <<https://iba.org/datafiles/publicacoes/relatorios/relatorio-iba-2020.pdf>>. Acesso em: 22 jan.

2022.

IBGE. **Manuais Técnicos em Geociências: Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. 2 ed. rev. ed. Rio de Janeiro. v. 1. 2012. 271p. Disponível em: <<https://www.terrabrasil.org.br/ecotecadigital/pdf/manual-tecnico-da-vegetacao-brasileira.pdf>>. Acesso em: 10 jan. 2021.

IUCN. *Myrcianthes pungens*. Disponível em: <<https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.1998.RLTS.T38739A10147093.en.>>. Acesso em: 27 abr. 2021.

IUCN. *Cedrela fissilis*. Disponível em: <<https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-1.RLTS.T33928A68080477.en.>>. Acesso em: 27 abr. 2021.

IUCN. **The IUCN Red List of Threatened Species**. Disponível em: <<https://www.iucnredlist.org/>>. Acesso em: 28 jul. 2021.

IUCN 2013. *Araucaria angustifolia*. Disponível em: <<https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-1.RLTS.T32975A2829141.en.>>. Acesso em: 27 abr. 2021.

KANIESKI, M. R. et al. Caracterização florística e diversidade na Floresta Nacional de São Francisco de Paula, RS, Brasil. **Floresta**, v. 47, n. 2, p. 177–185, 2017.

KANIESKI, M. R.; ARAUJO, A. C. B.; LONGHI, S. J. Diversity quantification in Mixed Ombrophilous Forest by different alpha indexes. **Scientia Forestalis/Forest Sciences**, n. 88, p. 567–577, 2010.

KASSA, G.; MOLLA, E.; ABIYU, A. Effects of Eucalyptus tree plantations on soil seed bank and soil physicochemical properties of Qimbaba forest. **Cogent Food and Agriculture**, v. 5, p. 1711297, 2020.

KERSTEN, R. DE A.; GALVÃO, F. Suficiência amostral em inventários florísticos e fitossociológicos. In: FELFILI, J. M. et al. (Eds.). **Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de caso**. Viçosa: UFV, 2011. v. 1p. 156–173.

KREMER, K.; PROMIS, Á.; BAUHUS, J. Natural Advance Regeneration of Native Tree Species in *Pinus radiata* Plantations of South-Central Chile Suggests Potential for a Passive Restoration Approach. **Ecosystems**, v. 29, 2021.

LEITE, P. F. Contribuição ao conhecimento fitoecológico do sul do Brasil. **Ciência & Ambiente**, v. 24, p. 51–73, 2002.

LEYSER, G. et al. Regeneração de espécies arbóreas e relações com componente adulto em uma floresta estacional no vale do rio Uruguai, Brasil. **Acta Botânica Brasílica**, v. 26, n. 1, p. 74–83, 2012.

LIEBSCH, D.; MARQUES, M. C. M.; GOLDENBERG, R. How long does the Atlantic Rain Forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession. **Biological Conservation**, v. 141, n. 6, p. 1717–1725,

2008.

LONGHI, S. J. et al. Composição florística e estrutura fitossociológica de um “capão” de *Podocarpus lambertii* Klotz., no Rio Grande do Sul. **Ciência Florestal**, v. 2, n. 0103–9954, p. 9–26, 1992.

LONGHI, S. J. et al. Fatores ecológicos determinantes na ocorrência de *Araucaria angustifolia* e *Podocarpus lambertii*, na Floresta Ombrófila Mista da FLONA de São Francisco de Paula, RS, Brasil. **Ciência Rural**, v. 40, n. 1, 2010.

MAGURRAM, A. E. **Medindo a diversidade biológica**. UFPR ed. Paraná, Brasil: Tradução: Dana Moína Vianna, 2013. 261p.

MANFREDI, S. **Caracterização ecológica de populações naturais de *Podocarpus lambertii* Klotzsch em ambientes fragmentados do Planalto Serrano**. 2014. 136f. Tese (Doutorado em Produção Vegetal) - Universidade do Estado de Santa Catarina, SC, 2014.

MANGUEIRA, J. R. S. A. et al. Plant diversity conservation in highly deforested landscapes of the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 19, n. 1, p. 69–80, 2021.

MANGUEIRA, J. R. S. A.; D. HOLL, K.; RODRIGUES, R. R. Enrichment planting to restore degraded tropical forest fragments in Brazil. **Ecosystems and People**, v. 15, n. 1, p. 3–10, 2019.

MARASCHIN-SILVA, F.; AQUILA, M. E. A. Potencial alelopático de *Dodonaea viscosa* (L.) Jacq. **Iheringia - Série Botânica**, v. 60, n. 1, p. 91–98, 2005.

MARCHIORI, J. N.. **Dendrologia das Angiospermas: das Magnoliáceas às Flacourtiaceas**. Santa Maria: Ed. UFSM, 1997. 271p.

MARTINS, S. V. Alternative Forest Restoration Techniques. In: GARCÍA-MOROTE, F. A.; VIANA, H. (Eds.). **New Perspectives in Forest Science**. IntechOpen ed. cap. 7. 2018. p. 131–148.

MATTEI, V. L.; LONGHI, S. J. Avaliação da regeneração natural de *Eucalyptus paniculata* Smith. **Ciência Florestal**, v. 11, n. 1, p. 55–65, 2001.

MMA. **Áreas prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade brasileira**. Disponível em: <<http://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/servicosambientais/ecossistemas-1/conservacao-1/areas-prioritarias>>. Acesso em: 28 fev. 2022.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLEMBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley, 1974.

MUNGUÍA-ROSAS, M. A.; MONTIEL, S. Patch size and isolation predict plant species density in a naturally fragmented forest. **PLoS ONE**, v. 9, n. 10, p. e111742, 2014.

NISHIDA, S. M.; NAIDE, S. S.; PAGNIN, D. **Plantas que atraem aves e outros bichos**.

São Paulo: Cultura Acadêmica, 2014. 99p.

OLIVEIRA, R. E. DE et al. Top 10 indicators for evaluating restoration trajectories in the Brazilian Atlantic Forest. **Ecological Indicators**, v. 127, p. 107652, 2021.

OVERBECK, G. E. et al. Fisionomia dos Campos. In: PILLAR, V. D. P.; LANGE, O. (Eds.). **Os Campos do Sul**. Rede Campo. Porto Alegre: UFRGS. 2015. cap. 3. p. 33–44.

PHIMMAVONG, S. et al. Forest and plantation development in Laos: History, development and impact for rural communities. **International Forestry Review**, v. 11, n. 4, p. 501–513, 2009.

PIAIA, B. B. et al. Natural regeneration as an indicator of ecological restoration by applied nucleation and passive restoration. **Ecological Engineering**, v. 157, n. July, 2020.

PILLAR, V. D. P.; ANDRADE, B. O.; DADALT, L. Serviços ecossistêmicos. In: PILLAR, V. D. P.; LANGE, O. (Eds.). **Os Campos do Sul**. Porto Alegre: Rede Campos Sulinos - UFRGS, 2015. p. 117–124.

POORTER, L. Are species adapted to their regeneration niche, adult niche, or both? **The American Naturalist**, v. 169, n. 4, p. 433–442, 2007.

QUADROS, F. L. .; PILLAR, V. D. P. Transições floresta-campo no Rio Grande do Sul. **Ciência & Ambiente**, v. 1, n. 24, p. 109–118, 2002.

R-STUDIO TEAM. **RStudio: Integrated Development for R**. RStudioPBC, Boston MA, 2021.

RECH, C. C. C. et al. Avaliação da restauração florestal de uma APP degradada em Santa Catarina. **Floresta e Ambiente**, v. 22, n. 2, p. 194–203, 2015.

REFLORA. **Flora do Brasil 2020**. Disponível em: <<https://reflora.jbrj.gov.br/reflora/listaBrasil/ConsultaPublicaUC/ConsultaPublicaUC.do#CondicaoTaxonCP>>. Acesso em: 28 fev. 2022.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo; FAPESP, 2000. p. 235–247.

ROTHER, D. C. et al. How legal-oriented restoration programs enhance landscape connectivity? Insights from the Brazilian Atlantic Forest. **Tropical Conservation Science**, v. 11, p. 1–9, 2018.

ROVEDDER, A. P. M. et al. **Potencial de regeneração natural da vegetação no Pampa**. Brasília, DF.: MMA, 2018. Disponível em: <<https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/ecossistemas-1/arquivos/potencial-de-regeneracao-naturalpampa.pdf/view>>.

SAITER, F. Z.; MONTEIRO, A. L. DE O.; CREPALDI, M. O. Abundância de *Dodonaea viscosa* (L.) Jacq. (Sapindaceae) em trechos de formação arbustiva de restinga com diferentes

níveis de perturbação no litoral sul do Espírito Santo. **Brazilian Geographical Journal : Geosciences and Humanities research medium**, v. 2, p. 439–449, 2012.

SCCOTI, M. S. V. et al. Mecanismos de regeneração natural em remanescente de Floresta Estacional Decidual. **Ciência Florestal**, v. 21, n. 3, p. 459–472, 2011.

SCHAAF, L. B. et al. Modificações florístico-estruturais de um remanescente de Floresta Ombrófila Mista Montana no período entre 1979 e 2000. **Ciência Florestal**, v. 16, n. 3, p. 271, 2006.

SCHORN, L. A.; GALVÃO, F. Dinâmica da regeneração natural em três estágios sucessionais de uma Floresta Ombrófila Densa em Blumenau, SC. **Floresta**, v. 36, n. 1, p. 59–74, 2006.

SECCO, R. T.; ACRA, L. A.; CORAIOLA, M. Natural regeneration in an area of shallow cut Pinus taeda L. **Ciência Florestal**, v. 29, n. 1, p. 208–220, 2019.

SEMA. **Portaria 79/2013**. Disponível em:

<<https://www.sema.rs.gov.br/upload/arquivos/201612/23180118-portaria-sema-79-de-2013-especies-exoticas-invasoras-rs.pdf>>. Acesso em: 23 jul. 2021.

SHEPHERD, G. J. **FITOPAC 2.1 (versão preliminar)**CampinasUniversidade Estadual de Campinas, 2009.

SILVA JUNIOR, J. C. C. DA. **Relações ecológicas e fitossociologia em remanescente florestal no escudo cristalino, bioma Pampa, RS**. 2017. 155p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Santa Maria, 2017.

SILVA JUNIOR, J. C. C. DA et al. Does the high density of *Psychotria* shrubs in the understory influence the natural regeneration of trees? **Ecological Engineering**, v. 172, n. 106401, 2021.

SILVA, P. H. M. et al. Potencial de invasão de eucalipto pelas sementes produzidas nos plantios comerciais. **Ipef**, v. 203, p. 01–07, 2011.

SMITH, E. P.; VAN BELLE, G. Nonparametric Estimation of Species Richness. **Biometrics**, v. 40, n. 1, p. 119–129, 1984.

SNIF. **Boletins: Sistema Nacional de Informações Florestais**. Brasil: [s.n.]. Disponível em: <<https://www.florestal.gov.br/documentos/publicacoes/2232-boletim-snif-compilado-2016-ed2/file>>. Acesso em: 01 de mar. 2022.

SOBRAL, M. et al. **Flora arbórea e arborescente do Rio Grande do Sul, Brasil**. 2. ed. São Carlos: RIMA, 2013. 362p.

SOUZA, A. F. et al. Regeneration patterns of a long-lived dominant conifer and the effects of logging in southern South America. **Acta Oecologica**, v. 34, n. 2, p. 221–232, 1 set. 2008.

SOUZA, C. C. et al. Potencial regenerativo de uma floresta ecotonal na região do alto Uruguai em Santa Catarina. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 1980–5098, p. 345–356, 2018.

SOUZA, S. C. P. M. DE; RODRIGUES, R. R.; JOLY, C. A. O banco de sementes e suas implicações na diversidade da Floresta Ombrófila Densa Submontana no Parque. **Hoehnea**, v. 44, n. 3, p. 378–393, 2017.

STEFANELLO, M. DE M. et al. Cattle rearing promotes changes in the structure and diversity of vegetation in a forest remaining in the Pampa biome. **Ecological Engineering**, v. 161, n. January, p. 106154, 2021.

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

TEIXEIRA, L. A. G.; MACHADO, I. C. Biologia da polinização e sistema reprodutivo de *Psychotria barbiflora* DC. (Rubiaceae). **Acta Botânica Brasileira**, v. 18, n. 4, p. 853–862, 2004.

TELILA, H.; HYLANDER, K.; NEMOMISSA, S. The potential of small Eucalyptus plantations in farmscapes to foster native woody plant diversity: Local and landscape constraints. **Restoration Ecology**, v. 23, n. 6, p. 918–926, 2015.

TOMAZELLO FILHO, M. et al. Avaliação da dispersão de sementes de *Pinus taeda* L. pela análise dos anéis de crescimento de árvores de regeneração natural. **Floresta e Ambiente**, v. 24, 2017.

TRINDADE, A. L. C. et al. **Boletim - SNIF 2019**: Serviço Florestal Brasileiro. Brasil: [s.n.]. Disponível em: <<https://www.florestal.gov.br/ultimas-noticias/1839-sfb-lanca-o-boletim-snif-2019>>. Acesso em: 20 de dez. 2021.

TRINDADE, J. P. P.; BORBA, M. F. S.; LEFEVBRE, J. Vegetação do território do alto Camaquã obtenção, tratamento e classificação de imagens de satélite Landsat TM. **Embrapa Circular Técnica**, v. 106, p. 44, 2010.

TURMINA, E. et al. Regeneração natural de uma área de Floresta Ombrófila Mista. **Oecologia Australis**, v. 24, n. 01, p. 88–100, 2020.

URIARTE, M. et al. Disentangling the drivers of reduced long-distance seed dispersal by birds in an experimentally fragmented landscape. **Ecology**, v. 92, n. 4, p. 924–937, 2011.

VAN DER PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants**. 3. ed. New York: Springer-Verlag, 1982.

VENZKE, T. S. Florística de comunidades arbóreas no Município de Pelotas, Rio Grande do Sul. **Rodriguésia**, v. 63, n. 3, p. 571–578, 2012.

VENZKE, T. S. et al. Seed dispersal syndromes in successional stages of riparian vegetation in the southern Atlantic Forest, Arroio do Padre, RS, Brazil. **Revista Árvore**, v. 38, n. 3, p. 403–413, 2014.

VIANI, R. A. G.; DURIGAN, G.; DE MELO, A. C. G. A regeneração natural sob plantações florestais: Desertos verdes ou redutos de biodiversidade? **Ciência Florestal**, v. 20, n. 3, p. 533–552, 2010.

VIANI, R. A. G.; DURIGAN, G.; MELO, A. C. G. DE. A regeneração natural sob plantações florestais: desertos verdes ou redutos de biodiversidade? **Ciência Florestal**, v. 20, n. 9, p. 533–552, 2010.

WAECHTER, J. L. Padrões geológicos na flora atual do Rio Grande do Sul. **Ciência & Ambiente**, v. 1, n. 24, p. 93–108, 2002.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. 3 ed. ed. New Jersey: Prentice Hall, 1996.

ZENNI, R. D.; SIMBERLOFF, D. Number of source populations as a potential driver of pine invasions in Brazil. **Biological Invasions**, v. 15, n. 7, p. 1623–1639, 2013.

ZENNI, R. D.; ZILLER, R. S. Visão geral das plantas exóticas invasoras no Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 34, n. 3, p. 431–446, 2011.

ZIMMER, G.; PAZ, C.; GANADE, G. Efeitos de diferentes espécies pioneiras sobre a colonização de *Podocarpus lambertii* em uma área em restauração. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 5, n. 3, p. 160–166, 2010.

5 ARTIGO II – BANCO DE SEMENTES DO SOLO COMO INDICADOR DE RESILIÊNCIA PARA A REGENERAÇÃO NATURAL EM MATRIZ PRODUTIVA DE EUCALIPTO NO SUL DO BRASIL

SOIL SEED BANK AS RESILIENCE INDICATOR FOR NATURAL REGENERATION IN EUCALYPTUS PRODUCTION MATRIX IN SOUTHERN BRAZIL

RESUMO

O estudo do banco de sementes do solo (BSS) auxilia na identificação da resiliência de uma área que sofreu perturbação. Com isso, serve como um mecanismo estratégico para o planejamento e tomada de decisão a fim de subsidiar e potencializar o sucesso da restauração ecológica. Levantamos e caracterizamos a composição do BSS em área com plantio de eucalipto e remanescentes nativos com o intuito de investigar a influência da essência exótica na regeneração natural. Nossa hipótese é de que diferentes coberturas de solo (remanescentes nativos e plantio de eucalipto) que compõem a área do estudo não influenciam na composição, emergência, riqueza e diversidade de espécies do BSS, em Floresta Estacional Semidecidual, no Pampa brasileiro. Para fins de comparação, definimos como tratamentos: Remanescentes Florestais Nativos (RFN1 e RFN2) e Área de Referência (AR), Eucalipto Borda-Floresta Nativa (EBF), Eucalipto Isolado (EI), Eucalipto Corte (EC) e Plantio Avançado de Eucalipto (PAE1, PAE2 e PAE3). Coletamos 10 amostras em cada tratamento e conduzimos o estudo por seis meses com avaliações quinzenais. Consideramos todos os hábitos de vida vegetal emergentes e quando identificadas as espécies, removemos das bandejas. Usamos Kruskal-Wallis para avaliar a emergência de plântulas e a riqueza de espécies, índices para testar a diversidade e uniformidade, a variância multivariada permutacional para análise da composição de espécies, análise de agrupamento para a similaridade florística e análise de SIMPER para verificarmos quais espécies mais contribuem para a formação de grupos florísticos entre os tratamentos estudados. Contabilizamos 8.659 plântulas (1.539,4 plântulas.m⁻²), distribuídas em 121 morfoespécies. Identificamos dessas 100 espécies pertencentes a 44 famílias e 88 gêneros. A família com maior riqueza de espécie é a Asteraceae e a espécie mais abundante é o *Ichnanthus* sp. (Poaceae). As espécies nativas e herbáceas predominam e a forma de dispersão das sementes é uniforme na área. Não houve diferença estatística quanto à emergência de plântulas e riqueza de espécies entre as áreas do estudo, mas houve diferença na diversidade e composição de espécies entre os tratamentos. A similaridade entre as áreas nativas e as áreas com eucalipto é baixa (< 30%), porém é alta (> 60%) entre os tratamentos EBF, EC e EI; seguido do PAE1 e PAE2 e entre a AR e o RFN2. *Trema micrantha* (L.) Blume predomina nas áreas nativas e é a espécie que mais contribui na formação de grupos florísticos. Os resultados apresentados permitem inferir que a qualidade do banco de sementes pode estar sofrendo maior influência conforme o uso e manejo dos tratamentos na área, de acordo com a proximidade de remanescentes nativos, quando comparado à presença de eucalipto. Nosso estudo contribui para ampliar o conhecimento do BSS no Pampa e para instigar mais estudos em Matriz Produtiva de Eucalipto e melhor direcionar os conhecimentos e tomadas de decisões quanto à recuperação de áreas nas condições apresentadas neste estudo e bioma.

Palavras-chave: Flora Pampeana. Matriz de exploração comercial. Plântulas. Restauração passiva. Transição ecotonal.

ABSTRACT

The study of the soil seed bank (SSB) helps to identify the resilience of an area that has suffered disturbance. Thus, it serves as a strategic mechanism for planning and decision-making in order to support and enhance the success of ecological restoration. We research and characterized the composition of SSB in an area with eucalyptus plantations and native remainder in order to investigate the influence of the exotic essence on natural regeneration. Our hypothesis is that different covering of soil (native remnants and eucalyptus plantations) that make up the study area do influence the composition, emergence, richness and diversity of species of the SSB, in Seasonal Semideciduous Forest, in Brazilian Pampa. For comparison purposes, we defined as treatments: Native Forest Remnants (NFR1 and NFR2) and Reference Area (RA), Native Forest Edge Eucalyptus (FEE), Isolated Eucalyptus (IE), Cut Eucalyptus (CE) and Advanced Eucalyptus Plantation (AEP1, AEP2 and AEP3). We collected 10 samples from each treatment and conducted the study during six months with biweekly evaluations. We considered all emerging plant life habits and identified the species, we removed from the trays. We used Kruskal-Wallis to assess seedling emergence and species richness, indices to test for diversity and uniformity, permutation multivariate variance to analyze the species composition, cluster analysis for floristic similarity and SIMPER analysis to verify which species contribute most to the formation of floristic groups among the treatments studied. We counted 8,659 seedlings (1,539.4 seedlings.m⁻²), distributed in 121 morphospecies. We identified about 100 species, belonging to 44 families and 88 genera. The family with the highest species richness is Asteraceae and the most abundant species is *Ichnanthus* sp. (Poaceae). Native and herbaceous species predominate and the form of seed dispersal is uniform in the area. There was no statistical difference regarding seedling emergence and species richness among the study areas, but there was a difference in species diversity and composition among treatments. The similarity between native and exotic areas (< 30%), however it is high (> 60%) among treatments FEE, CE and IE; followed by AEP1 and AEP2, and between RA and NFR2. *Trema micrantha* (L.) Blume predominates in native areas and is the species that most contributes to the formation of floristic groups. The results presented allow us to infer that the quality of the seed bank may be suffering greater influence according to the use and management of the areas according to the proximity of native remnants when compared to the presence of eucalyptus. Our study contributes to expanding the knowledge of the SSB in the Pampa and to instigate more studies on the Eucalyptus Production Matrix and better direct knowledge and decision-making regarding the recovery of areas in conditions as presented in this study and biome.

Keywords: Flora Pampeana. Commercial exploitation matrix. Seedlings. Passive restoration. Ecotonal transition.

1 INTRODUÇÃO

O bioma Pampa é desenhado por mosaicos vegetacionais distintos, sendo caracterizado como um território de tensão ecológica. Formações florestais, campestres e savanóides (“vassourais” e formações parque) predominam no Pampa, onde há registro de elevado grau de endemismos (BOLDRINI, 2009; GUARINO et al., 2018; ROVEDDER et al., 2014) e diversidade associada (VERDUM et al., 2019). Além disso, os ecossistemas naturais do bioma apresentam alta diversidade de espécies vegetais e animais que fornecem inúmeros serviços

ambientais, como a conservação de recursos hídricos, a disponibilidade de polinizadores e o provimento de recursos genéticos (PILLAR et al., 2009).

As diversas perturbações ocorridas ao longo do tempo como, a facilidade de estabelecimento humano e uso da mecanização aliada à alta produtividade de suas terras, além de uma legislação que negligencia os campos, tem ocasionado a descaracterização de muitas áreas do Pampa. Dentre os monocultivos inseridos no Pampa, está a rizicultura, introduzida nas décadas de 1930 e 1940, a soja e as pastagens exóticas em 1970 e a silvicultura em 2000 (WRIGHT; DINICOLA; GAITAN, 2000; GUARINO et al., 2018). Recentemente, o Pampa está perdendo mais área para o plantio de soja.

No Brasil, consiste no bioma mais alterado, mais ameaçado e o menos protegido (BENCKE; CHOMENKO; SANT'ANNA, 2016), restando menos de 40% da vegetação natural que o caracteriza. Pesquisadores concluíram que o Pampa constitui a menor rede de áreas protegidas no Brasil e no mundo (LIMA; CROUZEILLES; VIEIRA, 2020). O bioma, no cenário brasileiro de 2020, foi o segundo a sofrer a maior perda de área por desmatamento (99%), sendo que 71% ocorreu sobre formação florestal (MAPBIOMAS, 2021). Por isso, é urgente que mais estudos voltados a flora remanescente no Pampa sejam estimulados para que possamos melhor conhecer e valorizar sua biodiversidade.

Infelizmente, o ser humano ao ocupar espaços na natureza, seja para morar ou produzir, altera esses ambientes, causando por vezes, a degradação de áreas. Na mesma proporção, esses eventos de degradação têm acompanhado o crescimento populacional e têm reflexo maior ao se somar, ao longo do tempo em que os ambientes nativos ficam expostos, as perturbações. Por conta disso, muitos esforços de restauração ecológica têm intensificado a análise e interpretação de processos ecológicos que podem indicar os níveis de resiliência ecossistêmica. Entre eles, o banco de sementes do solo (BSS) constitui um dos possíveis mecanismos de investigação.

As sementes depositadas na serapilheira e nos primeiros centímetros de solo compõem o BSS (SIMPSON; LECK; PARKER, 1989), que é caracterizado como sendo o estoque de sementes viáveis existentes no solo de um ecossistema em um dado momento (CANDIANI, 2016). Esse BSS, portanto, expressa um forte indicativo da capacidade de resiliência de um ambiente degradado (TRES et al., 2007). Além de, auxiliar na compreensão dos mecanismos de adaptação, distribuição e viabilidade de espécies vegetais em uma determinada área (OOI, 2012). Portanto, compreender as dinâmicas do BSS para a regeneração natural, consiste em ir além de avaliar a vulnerabilidade de ecossistemas vegetais, mas também para apoiar estratégias de conservação e manutenção da biodiversidade (MADAWALA; EKANAYAKE; PERERA, 2016; WILLIAMS-LINERA; BONILLA-MOHENO; LÓPEZ-BARRERA, 2016),

principalmente em ambientes com escassez de estudos sobre seus processos de restauração ecológica, como no Pampa brasileiro.

O BSS é um fator de subsídio na recolonização natural de espécies vegetais em áreas perturbadas, dando início ao processo de sucessão ecológica (VIEIRA et al., 2002). Dessa forma, o depósito de sementes no solo pode ser considerado um sólido mecanismo para o estabelecimento de espécies, principalmente no início da regeneração natural.

Fatores como grau de perturbação, tipo florestal, características fenológicas e da ecologia das espécies e profundidade das sementes no solo caracterizam as condições locais e de paisagem de uma área que sofreu distúrbios e influenciam na formação heterogênea do BSS. Por isso, a coleta do BSS é sugerida até uma camada de cinco a 10 cm de profundidade por Reis et al. (2014) e relatado os primeiros cinco centímetros de solo com o maior percentual de sementes viáveis (BAIDER; TABARELLI; MANTOVANI, 2001; MARTINS, 2013). Sendo que a sua composição se dá por meio de mecanismos de dispersão (chuva de semente) através de respostas fisiológicas relacionadas com estímulos ambientais (germinação), bem como pela viabilidade e predação de sementes (GASPARINO et al., 2006). A partir do conhecimento das fontes de abastecimento do BSS e do reconhecimento de sua importância para os processos de sucessão ecológica, mais estudos precisam ser estimulados diante do quadro atual de extensas áreas degradadas em diversos cenários ambientais.

Neste sentido, trabalhos de investigação da capacidade de resiliência do BSS após a colheita de algumas espécies economicamente importantes, como o *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden., são escassos (DUARTE et al., 2020), conforme já abordado na literatura (CASTELLI et al., 2015). A emergência de plântulas por meio do BSS, de material oriundo de Matriz Produtiva de Eucalipto (MPE) no Pampa, precisa de mais estudos, principalmente pela extensão de área que a exótica ocupa no bioma e pela sua importância econômica. Dados do Mapbiomas (2021) estimaram a área total de silvicultura no Pampa em 540.602 hectares, sendo que o eucalipto ocupa uma área de 300.000 hectares (AGEFLOR, 2017), dados fornecidos pelo Conselho Regional de Desenvolvimento. Somando a isso, a dificuldade de identificação botânica, principalmente de indivíduos herbáceos e a escassez de registros de plântulas nos herbários são desafios que necessitam ser superados.

Por meio deste trabalho, objetivamos levantar e caracterizar a composição do BSS em área com plantio de eucalipto e remanescentes florestais nativos na Serra do Sudeste, bioma Pampa, com o intuito de investigar a influência da espécie exótica na regeneração natural. Nossa hipótese é de que diferentes coberturas de solo (remanescentes nativos e o plantio de eucalipto) que compõem a área dos hortos florestais Santa Helena I e o Arroio dos Lopes I não influenciam

na composição, emergência, riqueza e diversidade de espécies do BSS, em Floresta Estacional Semidecidual, no Pampa brasileiro.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 LOCALIZAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

Os hortos florestais Santa Helena I e o Arroio dos Lopes I compõem a nossa área de estudo e pertencem à empresa CMPC Brasil. A área está localizada na zona rural do município de Santana da Boa Vista, na Serra do Sudeste, Rio Grande do Sul e bioma Pampa. A Serra do Sudeste é composta por mosaicos de campo e floresta, com alto potencial de regeneração natural, devido às características de relevo forte-ondulado, solos rasos e com afloramentos rochosos, o que limita a conversão das áreas em sistemas de produção agrícolas (ROVEDDER et al., 2018). No entorno da área do estudo, além do predomínio da silvicultura com plantio de eucalipto e pinus, a pecuária se destaca com a criação de bovino, ovino e equino. Na região, ainda, são produzidos a soja, o milho, o feijão e o arroz irrigado nas áreas mais baixas distribuídos em pequenas propriedades rurais.

Os solos tem baixa fertilidade, predominam os Neossolos, os Argissolos e os Cambissolos, ocorrendo variações conforme a posição topográfica (CUNHA; SILVEIRA, 2002) e esses solos variam de drenados a imperfeitamente drenados (STRECK, 2008). O clima é do tipo Cfa de Köppen (ALVARES et al., 2013), sem estação seca e com verão quente (BERNARDI et al., 2021). A temperatura média do mês mais frio é em torno de 15 °C, a precipitação média anual é de 1.426 mm e a umidade relativa anual é em torno de 80% (CUNHA; SILVEIRA, 2002). A fitofisionomia florestal predominante é a Floresta Estacional Semidecidual (FES), com elementos de Floresta Ombrófila Mista (FOM) e áreas campestres, sendo caracterizada como área de transição ecotonal (LEITE, 2002; QUADROS; PILLAR, 2002; WAECHTER, 2002) e considerada de relevante interesse para a conservação da biodiversidade (TRINDADE; BORBA; LEFEVBRE, 2010).

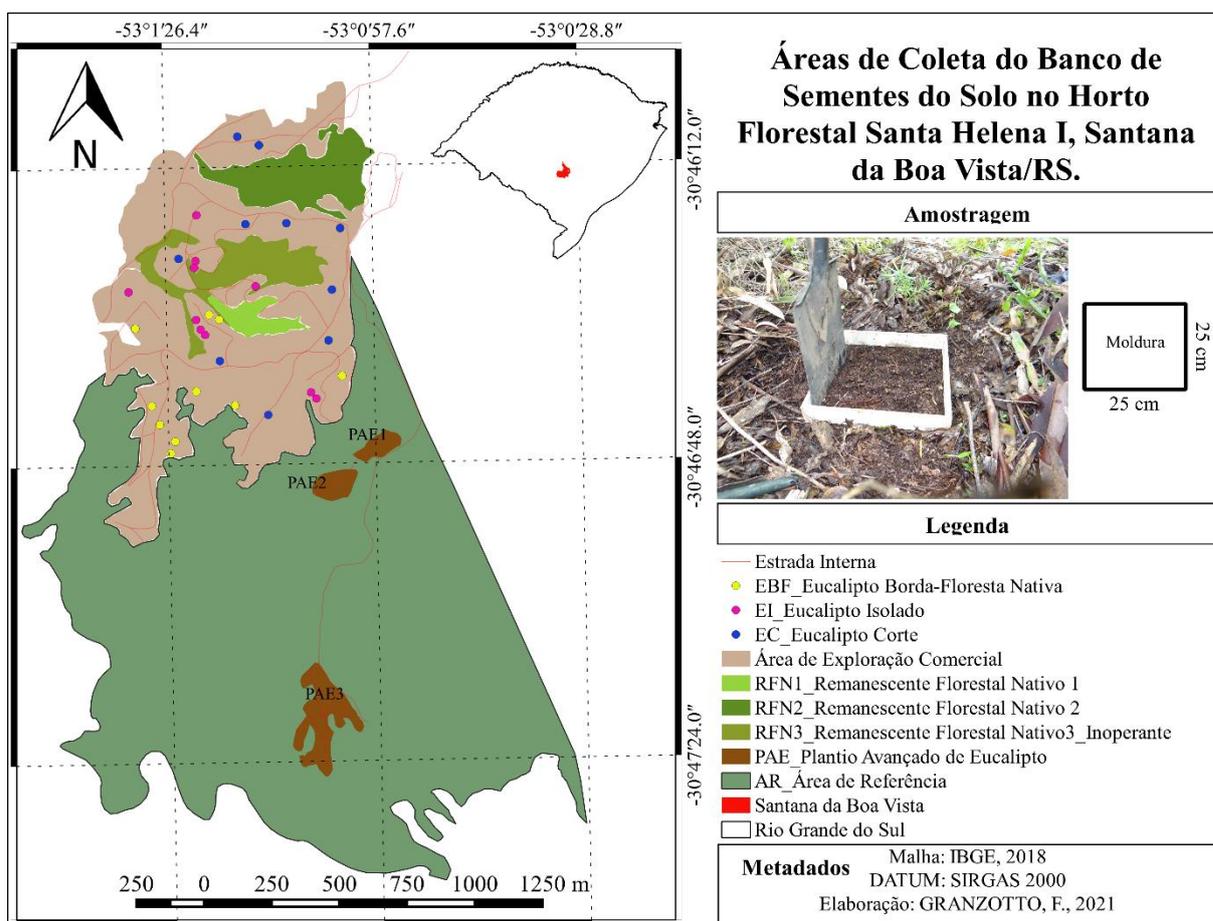
A vegetação é distribuída ao longo dos cursos d'água e encostas nas áreas nativas. Podemos inferir que nossa área de pesquisa está inserida em uma paisagem de considerável conectividade, inclusive com a presença de importantes unidades de conservação, como a Reserva Particular do Patrimônio Natural Estadual Boa Vista (RPPNE Boa Vista) e o Parque Estadual do Podocarpus. Sendo a reserva constituinte dos hortos florestais Santa Helena I e

Arroio dos Lopes I e o parque com proximidade em um raio de 10 km, com uma área de 3.645 ha.

2.2 DETALHAMENTO DOS TRATAMENTOS

A área de estudo compreende uma MPE para fins comerciais, apresentando plantações de eucalipto sob condições distintas e remanescentes florestais nativos (RFN), a incluir à RPPNE Boa Vista. Em função disso, separamos os tratamentos conforme as suas distribuições na área e assim melhor caracteriza-la (Figura 19).

Figura 19 - Área de coleta do banco de sementes do solo na área de estudo, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro



Fonte: Autora

A RPPNE Boa Vista compreende 243,3 hectares, oficializada como reserva em 2018 e vem sendo preservada a mais de 50 anos. A reserva foi caracterizada em estágio intermediário

a avançado de regeneração, com bom estado de conservação por Silva Junior et al. (2021) e foi escolhida para ser a Área de Referência (AR) deste estudo.

Três manchas de eucalipto, com espaçamento heterogêneo entre as árvores e regeneração no seu sub-bosque, estão localizadas no interior da RPPNE Boa Vista e foram consideradas como tratamentos distintos em nosso estudo. Denominamos essas manchas como Plantio Avançado de Eucalipto (PAE), manejadas em sistema talhadia (~ 10 anos) e separamos conforme as suas distribuições na área em: PAE1 (1,1 ha), PAE2 (1,5 ha) e PAE3 (4,7 ha).

A MPE compreende a área de produção de eucalipto (~ 90 ha) e três RFN (~ 23,0 ha) que estão inseridos em meio a matriz. O espaçamento entre as árvores na MPE é de 2,5 m x 2 m, idade entre sete e 10 anos e altura aproximada de 18 m. Os talhões de eucalipto estão distribuídos sob diferentes situações na MPE e, por isso, separamos em três tratamentos distintos, sendo:

- a) Eucalipto Corte (EC), corresponde à área produtiva de eucalipto (~ 77,9 ha), sendo a coleta do BSS realizada um ano e nove meses após a retirada das árvores do local e anterior as fases de preparo do solo para o novo plantio (julho de 2020).
- b) Eucalipto Isolado (EI), compreende as manchas de eucalipto que permaneceram isoladas em meio a área de corte (~ 2,3 ha).
- c) Eucalipto Borda-Floresta Nativa (EBF), engloba as manchas de eucalipto adjacentes aos remanescentes de mata nativa (~ 9,8 ha). O EBF e o EI permaneceram na área, para fins de atendimento à legislação brasileira, por estarem localizadas em APP.
- d) Remanescentes Florestais Nativos (RFN1 ~ 2,6 ha, RFN2 ~ 10,8 ha e RFN3 ~ 9,6 ha), idade ~ 50 anos. O RFN3 foi excluído do levantamento em função da inoperância de campo causada pela alta declividade no local e descrito aqui apenas para melhor visualização da área de estudo como um todo.

Na área do estudo, o *Eucalyptus* var. *grandis* W.Hill ex Maiden era a espécie que predominava nas áreas com plantio. Ainda predomina no EBF, EI e nos PAE. Enquanto que, no EC foi colhido entre o fim de 2017 e início de 2018 e um novo plantio com duas espécies resistentes ao frio (*Eucalyptus* spp.) foi realizado em julho de 2020.

2.3 COLETA E CONDUÇÃO DO BANCO DE SEMENTES DO SOLO

Dez amostras do BSS foram coletadas para cada um dos nove tratamentos na área do estudo nos anos de 2019 e 2020, totalizando 90 amostras (5,625 m² de solo). Para a amostragem do BSS, utilizamos uma pá de corte e um gabarito de madeira (dimensões de 25 cm x 25 cm)

na profundidade de cinco centímetros de solo (0,281 m³), onde a serapilheira também foi coletada e posta em recipiente separado. As coletas do BSS foram realizadas de forma aleatória e bem distribuídas nos tratamentos, de forma a contemplar toda a área da pesquisa.

Após as coletas o material foi disposto em bandejas plásticas com volume de 7.000 cm³ e área de 925 cm² perfuradas ao fundo, mantendo-se a configuração natural de campo (solo + serapilheira). A organização das bandejas foi realizada no piso da casa de sombra coberta com tela tipo sombrite preta (50%). Para auxiliar na umidade do material do BSS, foi adicionado uma camada basal de 1,5 cm em cada bandeja com substrato comercial (marca MECPLANT), previamente esterilizado e aleatoriamente foram dispostas 20 bandejas testemunhas com o mesmo substrato. Foram realizados monitoramento e regas manuais diárias.

O estudo do BSS foi realizado pelo método de emergência de plântulas que avalia apenas as sementes viáveis do solo (THOMPSON; GRIME, 1979). Durante seis meses foi acompanhado o número de plântulas que emergiram, com avaliação quinzenal (CAPELLESSO; SANTOLIN; ZANIN, 2015; CORREIA; MARTINS, 2015; KUNZ; MARTINS, 2016) e identificação de todos os hábitos de vida. A germinação foi considerada quando as plântulas apresentaram sistema radicular, parte aérea, gemas terminais e, no mínimo, um par de cotilédones (BRASIL, 2009). Assim que identificadas as plântulas herbáceas eram retiradas das bandejas, permanecendo até os quatro meses apenas as plântulas arbustivo-arbóreas. Aos quatro meses de avaliação, transplantamos para embalagens plásticas (4.266,5 cm³), as plântulas arbustivo-arbóreas de interesse para uso em recuperação de áreas degradadas. As plântulas não identificadas foram transplantadas para posterior identificação em fase de maior desenvolvimento e as demais foram descartadas. Nesse momento, o material das bandejas foi revolvido e deixado por um período de mais dois meses a fim de verificarmos novas ocorrências de emergência, seguindo com avaliações quinzenais (KUNZ; MARTINS, 2016).

A identificação dos indivíduos foi realizada *in loco* e o material vegetativo não reconhecido foi verificado com auxílio de bibliografia, consulta a especialistas e em herbários físicos e digitais. As espécies foram classificadas dentro das famílias botânicas organizadas pelo sistema Angiosperm Phylogeny Group IV (APG IV, 2016) e a confirmação da nomenclatura científica foi baseada na Flora do Brasil 2020 (REFLORA, 2020). As espécies foram classificadas quanto à origem (exóticas ou nativas), hábito de vida (árvore, arbusto, subarbusto, erva e trepadeira) baseado no Manual Técnico da Vegetação Brasileira (IBGE, 2012) e síndrome de dispersão (anemocoria, zoocoria, autocoria e barocoria) com base em Van Der Pijl (1982). Para organização desses dados, também observamos o comportamento das

espécies na área de estudo e usamos como referência base Granzotto et al. (2021), que faz uso das classificações citadas.

2.4 ANÁLISE DOS DADOS

A normalidade e por Shapiro-Wilk ($p < 0,05$) e a homogeneidade de variâncias por Levene foram testadas para a emergência de plântulas e riqueza de espécies. Após, realizamos o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis ($p < 0,05$) (MAGURRAM, 2013). Uma Análise de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA) ($p < 0,05$) baseada na dissimilaridade de Bray-Curtis foi realizada para testar se havia diferença na composição de espécies entre os tratamentos, seguida de uma comparação multinível de pares usando adonis. As análises foram realizadas no *software* R, versão 4.0.3 (R-STUDIO TEAM, 2021). Em seguida, pretendíamos identificar quais as espécies que mais influenciariam na formação dos grupos florísticos. Então, realizamos uma análise de SIMPER, através do *software* PAST 3.26 (HAMMER; HARPER; RYAM, 2001). Na análise dos dados utilizamos como réplicas cada coleta do BSS em seus respectivos tratamentos.

A riqueza de espécies foi avaliada pelo índice de Margalef (D_{Mg}), a uniformidade pelo índice de Pielou (J'), a diversidade utilizamos o índice de Shannon (H' , na base “e”). A diversidade de Shannon (H') foi comparada aos pares pelo teste “t” de Hutcheson ($p < 0,05$) (ZAR, 1996), sendo exclusivo para comparações estatísticas entre valores de H' (MACHADO et al., 2005). A similaridade florística entre os tratamentos foi testada através da abundância de indivíduos, por meio da análise de agrupamento (*Cluster analysis*), considerando médias não ponderadas (UPGMA) e com base no índice de Bray-Curtis ($p < 0,05$). Sendo que, o ajuste entre a matriz de dados e a simplificação no dendrograma foi verificado pelo coeficiente de correlação cofenética (r). Essas análises foram geradas no *software* PAST 3.26 (HAMMER; HARPER; RYAM, 2001).

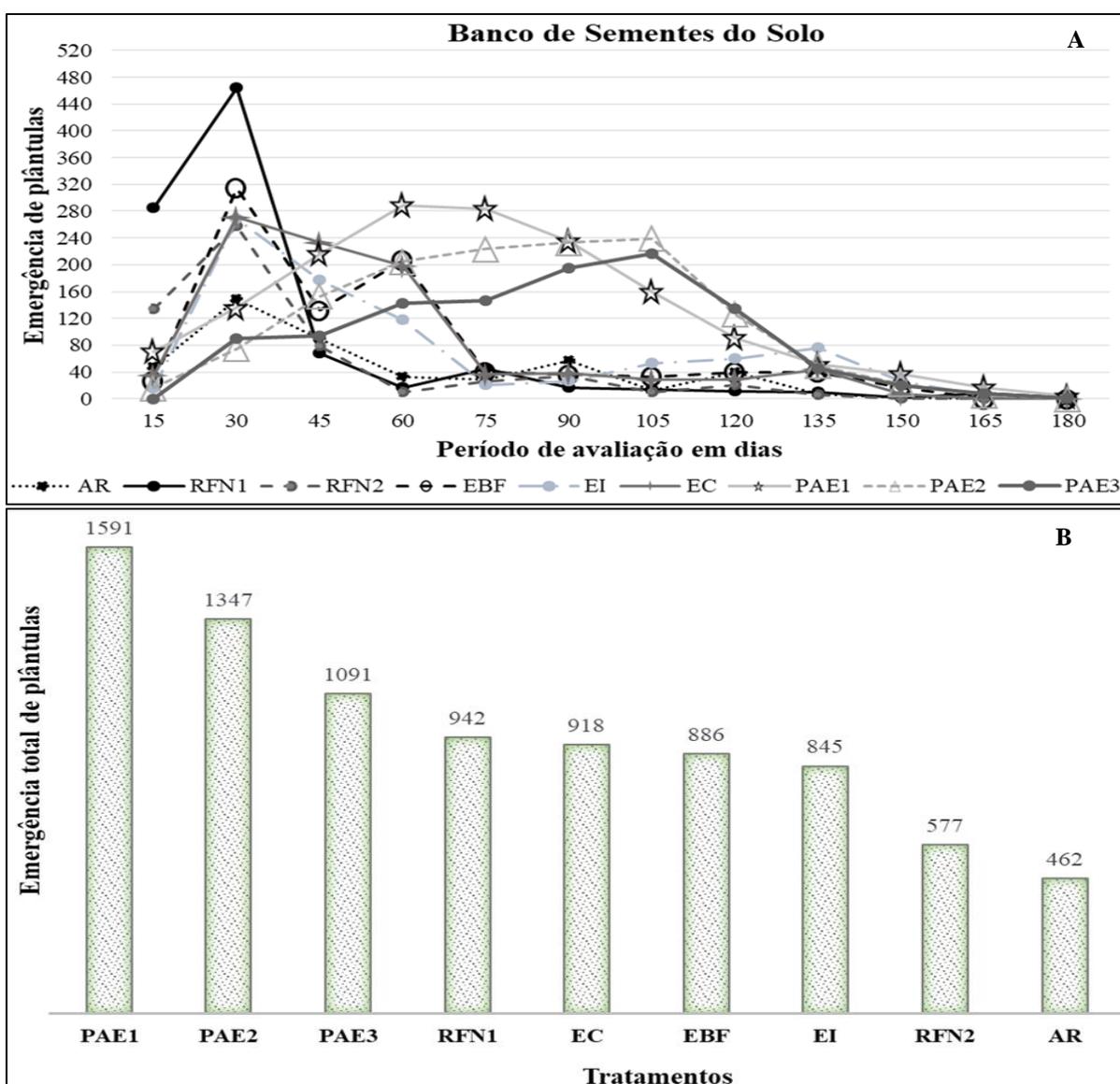
3 RESULTADOS

3.1 COMPOSIÇÃO DO BANCO DE SEMENTES DO SOLO

O BSS proporcionou emergência de 8.659 plântulas (1.539,4 plântulas.m⁻²), em seis meses de avaliação. Identificamos 121 morfoespécies. Entre essas, 100 foram identificadas em nível de espécie, pertencentes a 44 famílias e 88 gêneros; quatro foram identificadas em nível

de gênero e duas em nível de família botânica. As 15 morfoespécies restantes não puderam ser identificadas, devido ao baixo número de plântulas emergidas (um ou dois indivíduos por morfoespécie) ou pela morte de exemplares. Contabilizamos 21 indivíduos de briófitas que não foram incluídos nas análises estatísticas, apenas somados à contagem geral de indivíduos do BSS (Figura 20B e Apêndice D). A maior emergência de plântulas (94%) ocorreu entre o primeiro e quarto mês, sendo o primeiro mês o de maior emergência (31%) (Figura 20A).

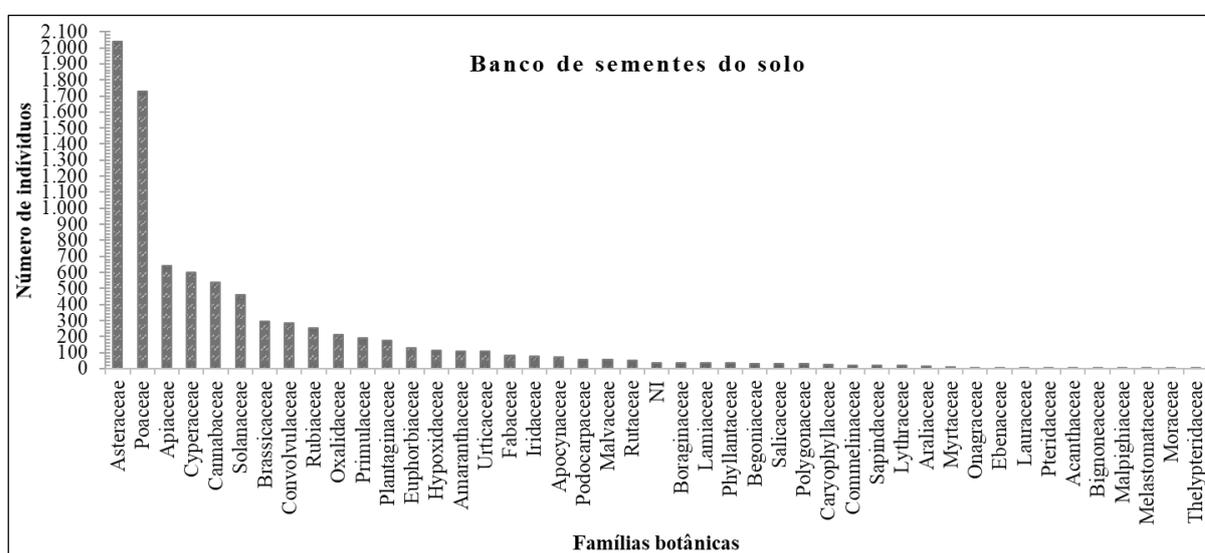
Figura 20- Emergência de plântulas por tratamentos no banco de semente do solo na área de estudo, Santana da Boa Vista/RS. A) Emergência de plântulas por tratamento e período de avaliação e B) Abundância de plântulas em ordem decrescente nos tratamentos estudados



Onde: Área de Referência (AR); Remanescentes Florestais Nativos (RFN1 e RFN2); Eucalipto Borda-Floresta Nativa (EBF); Eucalipto Isolado (EI); Eucalipto Corte (EC) e Plantio Avançado de Eucalipto (PAE1, PAE2 e PAE3).

De modo geral, as famílias botânicas com maior riqueza de espécies ou gêneros foram: Asteraceae (22); Rubiaceae e Solanaceae (8); Euphorbiaceae e Poaceae (6) e Plantaginaceae, Cyperaceae, Lamiaceae, Primulaceae e Salicaceae (3). As demais famílias foram representadas por uma ou duas espécies. Em número de indivíduos emergidos, as famílias mais abundantes (81,6%) foram: Asteraceae (2.038), Poaceae (1.728), Apiaceae (640), Cyperaceae (601), Cannabaceae (539), Solanaceae (458), Brassicaceae (295), Convolvulaceae (282), Rubiaceae (255) e Oxalidaceae (214). Os indivíduos não identificados somaram 0,4% do total da emergência (Figura 21).

Figura 21 - Número de indivíduos, em ordem decrescente, por famílias botânicas presentes no banco de sementes do solo na área de estudo, Santana da Boa Vista/RS



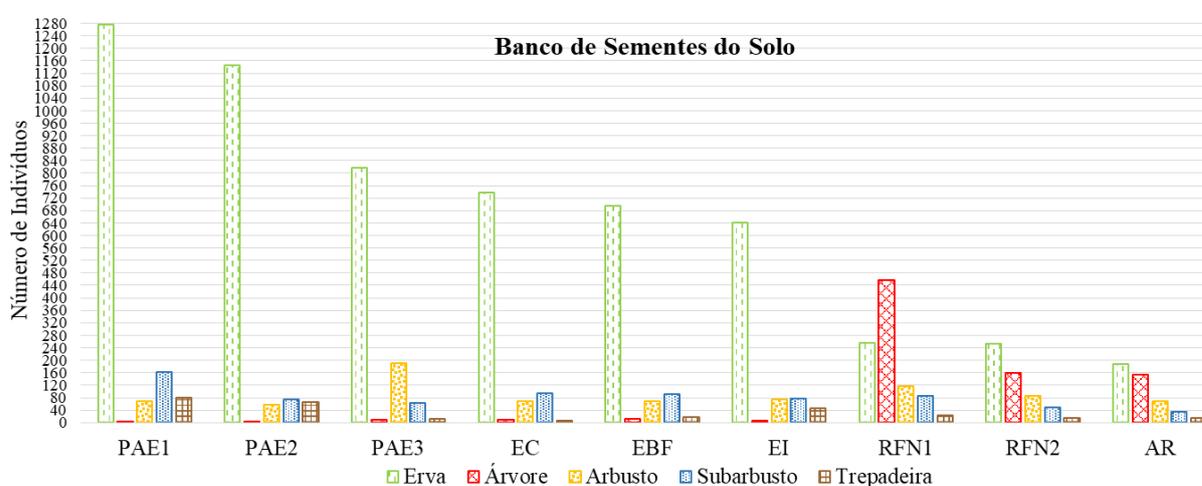
Onde: NI = não identificadas

Fonte: Autor

A espécie mais abundante no estudo foi *Ichnanthus* sp. (767 ind.) presente em todos os tratamentos, assim como as espécies *Panicum sellowii* Nees (408 ind.), *Cyperus meyenianus* Kunth (348 ind.), *Conyza bonariensis* (L.) Cronquist (266 ind.) e *Gamochaeta americana* (Mill.) Wedd. (177 ind.). Nas áreas nativas predominou a *Trema micrantha* (L.) Blume nos tratamentos RFN1, no RFN2 e na AR (397, 79 e 55 inds., respectivamente). Enquanto que, nas áreas com eucalipto predominaram as espécies: *Ichnanthus* sp. em EBF e EC (113 e 108 ind.), *Cardamine hirsuta* L. em EI (138 ind.), *Centella asiatica* (L.) Urb. em PAE2 e PAE1, (216 e 194 ind.) e *Sonchus oleraceus* L. no PAE3 (135 ind.).

Quanto ao hábito de vida, constatamos uma riqueza de espécies descritas na ordem decrescente por: ervas (66), árvores (18), arbustos (16), subarbustos (13) e trepadeiras (8), (Apêndice D). Esses distintos hábitos de vida ocorreram em todos os tratamentos (Figura 22), predominando as ervas com exceção no RFN1 em que se sobressaíram as árvores em função da elevada abundância de *T. micrantha* (397 ind.). Nas bandejas controle não houve emergência de plântulas.

Figura 22 - Ordem decrescente do número de indivíduos por hábito de vida, com a representação gráfica iniciada com as ervas do banco de sementes do solo nos tratamentos da área de estudo, Santana da Boa Vista/RS



Onde: Plantio Avançado de Eucalipto (PAE1, PAE2 e PAE3), Eucalipto Corte (EC), Eucalipto Borda-Floresta Nativa (EBF), Eucalipto Isolado (EI), Remanescente Florestal Nativo (RFN1 e RFN2) e Área de Referência (AR).

Fonte: Autor

Em relação à origem, as espécies nativas se destacaram (78,5%), não especificadas (17,9%) por se tratar das espécies que não foi possível a identificação, naturalizadas (5,8%) e exóticas (1,7%). Quanto às estratégias de dispersão, verificamos uniformidade na distribuição das principais síndromes, sendo autocoria (29,8%), zoocoria (26,4%), anemocoria (21,5%), seguindo com as espécies que não encontramos especificação na literatura (19,0%) e aquelas espécies que são dispersas por mais de um grupo (3,3%).

3.2 DIVERSIDADE E SIMILARIDADE FLORÍSTICA DO BANCO DE SEMENTES DO SOLO

Os tratamentos diferiram em relação ao índice de Shannon, exceto entre AR, RFN2 e EBF, Tabela 6. Não houve diferença estatística entre os tratamentos quanto à emergência de plântulas (Kruskall-Wallis, $p = 0,394$) e para a riqueza de espécies (Kruskall-Wallis, $p = 0,631$). Contudo, houve diferença quanto à composição de espécies (PERMANOVA, $p < 0,05$), sendo que a comparação multinível de pares mostrou que a maioria dos tratamentos do BSS diferiram entre si (Tabela 7). A análise de SIMPER revelou a *T. micrantha* como a espécie que mais contribuiu para a formação dos grupos (10,6%), Apêndice E.

Tabela 6 - Riqueza e densidade de espécies, índices de diversidade de Shannon (H'), uniformidade de Pielou (J') e riqueza pelo índice de Margalef (D_{Mg}) do banco de sementes do solo da Serra do Sudeste, Pampa brasileiro

	RPPNE Boa Vista				Matriz Produtiva de Eucalipto				
	AR	PAE1	PAE2	PAE3	RFN1	RFN2	EBF	EI	EC
Riqueza	56,0	36,0	34,0	36,0	44,0	55,0	45,0	37,0	37,0
Densidade (ind.m⁻²)	739,2	2.545,6	2.155,2	1.745,8	1.505,6	923,2	1.417,6	1.352,0	1.468,8
Shannon (H')	3,4 ^{*a}	3,2 ^b	2,9 ^c	3,1 ^d	2,6 ^e	3,4 ^a	3,3 ^a	2,9 ^c	3,1 ^d
Pielou (J')	0,8	0,9	0,8	0,9	0,7	0,8	0,7	0,8	0,9
Margalef (D_{Mg})	9,0	4,8	4,6	5,0	6,3	8,5	6,5	5,3	5,3

Onde: Área de Referência (AR), Plantio Avançado de Eucalipto (PAE1, PAE2 e PAE3), Remanescente Florestal Nativo (RFN1 e RFN2); Eucalipto Borda-Floresta Nativa (EBF), Eucalipto Isolado (EI) e Eucalipto Corte (EC).
*Valores não seguidos pela mesma letra na linha diferiram significativamente pelo teste de Hutcheson ($p < 0,05$).

Fonte: Autor

Tabela 7 - Comparação multinível aos pares entre os tratamentos da área de estudo, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro

Pares de tratamentos	F	p	(Continua)
			p ajustado
AR vs EBF	3,907	0,001	0,036*
AR vs EC	3,605	0,001	0,036*
AR vs EI	3,585	0,001	0,036*
AR vs PAE1	6,351	0,001	0,036*
AR vs PAE2	6,714	0,001	0,036*
AR vs PAE3	3,820	0,001	0,036*
AR vs RFN1	3,000	0,002	0,072
AR vs RFN2	1,001	0,417	1,000
EBF vs EC	1,094	0,350	1,000
EBF vs EI	1,594	0,072	1,000
EBF vs PAE1	5,998	0,001	0,036*
EBF vs PAE2	6,894	0,001	0,036*
EBF vs PAE3	3,852	0,001	0,036*
EBF vs RFN1	7,428	0,001	0,036*
EBF vs RFN2	4,020	0,001	0,036*

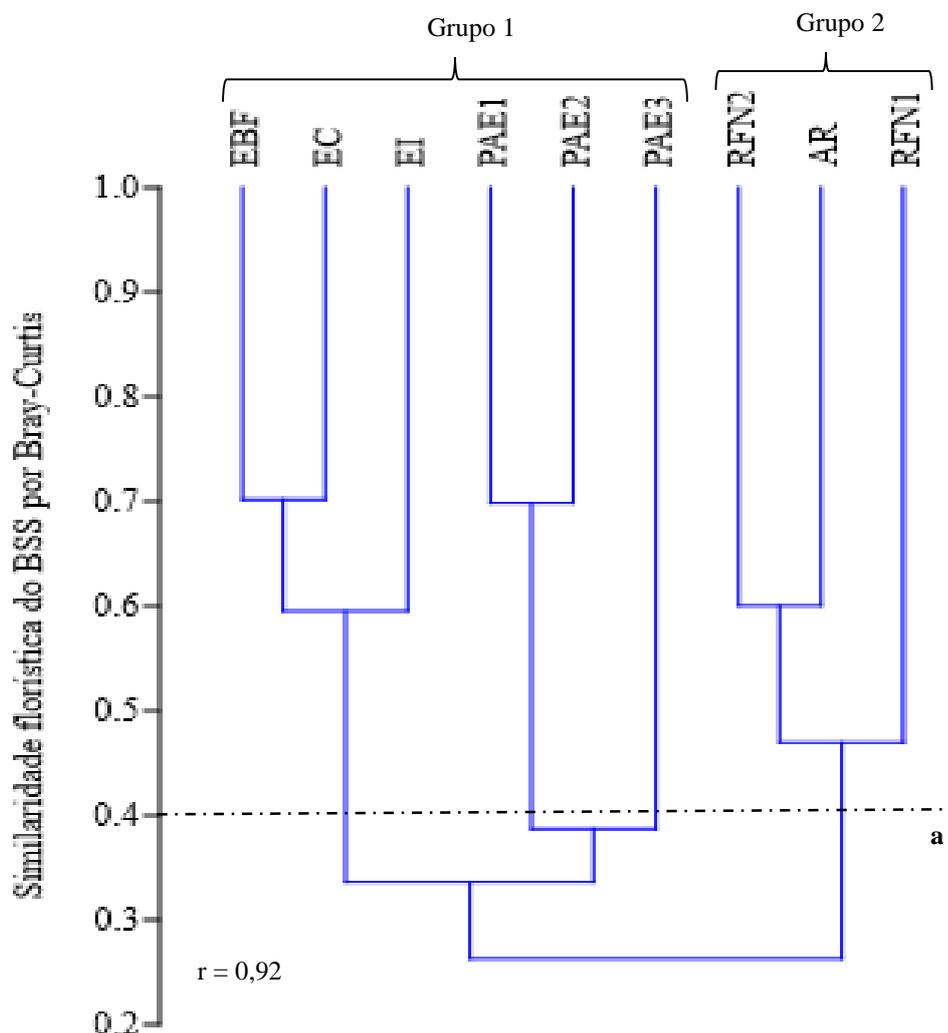
Pares de tratamentos	F	p	(Conclusão)
			p ajustado
EC vs EI	1,490	0,097	1,000
EC vs PAE1	5,687	0,001	0,036*
EC vs PAE2	6,062	0,001	0,036*
EC vs PAE3	3,785	0,001	0,036*
EC vs RFN1	7,628	0,001	0,036*
EC vs RFN2	4,443	0,001	0,036*
EI vs PAE1	5,930	0,001	0,036*
EI vs PAE2	6,378	0,001	0,036*
EI vs PAE3	3,068	0,001	0,036*
EI vs RFN1	6,548	0,001	0,036*
EI vs RFN2	4,122	0,001	0,036*
PAE1 vs PAE2	1,060	0,372	1,000
PAE1 vs PAE3	3,190	0,001	0,036*
PAE1 vs RFN1	9,945	0,001	0,036*
PAE1 vs RFN2	7,223	0,001	0,036*
PAE2 vs PAE3	3,686	0,001	0,036*
PAE2 vs RFN1	10,910	0,001	0,036*
PAE2 vs RFN2	7,541	0,001	0,036*
PAE3 vs RFN1	6,224	0,001	0,036*
PAE3 vs RFN2	4,374	0,001	0,036*
RFN1 vs RFN2	2,500	0,001	0,036*

Onde: * Tratamentos que diferiram para o p -ajustado por Bonferoni ($p < 0,05$)

Fonte: Autor

O dendrograma baseado no índice de Bray-Curtis do BSS forma grupos em função da similaridade florística. Neste estudo, dois grupos foram formados ao usarmos um corte em 30% na semelhança entre os tratamentos (Figura 23). A similaridade entre as áreas nativas e as áreas com eucalipto foi baixa ($< 30\%$), porém foi alta ($> 60\%$) entre os tratamentos EBF, EC e EI; seguido do PAE1 e PAE2 e entre a AR e o RFN2. Nos tratamentos do PAE tem maior similaridade PAE1 e PAE2 ($> 70\%$) em relação ao PAE3 ($< 40\%$). O coeficiente de correlação cofenética (r) do dendrograma foi alto, isso sugere que os dados não foram distorcidos pelo método de grupo de pares não ponderados com análise de média aritmética.

Figura 23 - Análise de agrupamento hierárquico de similaridade pelo índice de Bray-Curtis na área de estudo, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro



Onde: Plantio Avançado de Eucalipto (PAE1, PAE2 e PAE3); Eucalipto Borda-Floresta Nativa (EBF); Eucalipto Isolado (EI); Eucalipto Corte (EC); Área de Referência (AR); Remanescente Florestal Nativo (RFN1 e RFN2); **a** = linha de corte e r = coeficiente de correlação cofenética.

Fonte: Autor

4 DISCUSSÃO

4.1 COMPOSIÇÃO DO BANCO DE SEMENTES DO SOLO

O BSS nas diferentes coberturas de solo estudadas sugere resiliência local. Constatada pela expressão de espécies nativas, diferentes hábitos de vida, síndromes de dispersão, densidade na emergência de plântulas e pela diversidade, riqueza e composição de espécies. Tais

constatações indicam que os tratamentos avaliados possuem capacidade de iniciar de forma rápida os processos de regeneração natural.

Os tratamentos com plantio de eucalipto (PAE1, PAE2, PAE3, EBF, EI e EC) revelaram maior expressão quanto à emergência de plântulas e, isso, pode estar relacionado ao histórico de uso e manejo com a silvicultura de eucalipto presente nessas áreas a duas décadas. Dentre esses tratamentos, os PAE apresentaram as maiores emergências o que sugere que o contexto em que esses tratamentos estão inseridos e foram conduzidos refletiu para esse resultado. Isso porque os PAE são áreas conduzidas em sistema talhadia, com manejo apenas a ~ 10 anos. Além disso, apresentavam regeneração natural no seu sub-bosque e estão inseridos na AR que apresenta estágio médio a avançado de regeneração (SILVA JUNIOR et al., 2021) servindo como fonte de sementes e/ou de dispersores que fomentam o BSS do PAE.

A densidade de sementes no solo tende a ser maior nas áreas que sofreram maiores perturbações e que estão no início dos processos ecológicos por estar relacionada à presença de espécies herbáceas que tem comportamento de pioneiras (BAIDER; TABARELLI; MANTOVANI, 1999). Muitos fatores influenciam na densidade do BSS, como as características do local, o histórico de perturbação, da fonte de propágulos e a qualidade e quantidade de fauna dispersora (FRANCO et al., 2012). A idade do sítio florestal também influencia no BSS e foi investigada por Araujo et al. (2001) ao estudarem uma cronologia de seis, 17 e 30 anos. Como resultado de estudo encontraram densidades de 2.848, 1.428 e 756 ind.m⁻², respectivamente, revelando uma diminuição da quantidade de sementes com o avanço da sucessão ecológica. Da mesma forma, o BSS de uma floresta em restauração registrou maior densidade de plântulas emergidas do que o ecossistema de referência (SILVA et al., 2019). Seguindo nesta linha, constatamos que os tratamentos melhores conservados (AR e RFN2) tiveram menores emergências, mesmo que a abundância e a riqueza de espécie não diferiram estatisticamente pelo teste de Kruskal-Wallis.

Em relação ao período de emergência das plântulas, em todos os tratamentos, a atividade mais intensa de emergência ocorreu até o quarto mês, com máximos de emergências em abundância de indivíduos ocorrendo no primeiro mês. Essas variações quanto ao tempo de emergência podem ter sido influenciadas pelo tratamento, ecologia das espécies ocorrentes, do hábito de vida e da sensibilidade fisiológica das sementes à germinação. Um estudo avaliou o BSS oriundo de mata ciliar, no entorno de nascente, e verificou que a maior proporção de sementes germinadas ocorreu nos primeiros 30 dias de observação (PEREIRA; ALVARENGA; BOTELHO, 2010). Resposta semelhante foi observada no trabalho de Araujo et al. (2001),

relatando que 40% dos BSS das florestas sucessionais estudadas emergiram no primeiro mês de avaliação.

O RFN1 e o EBF tiveram a máxima emergência de plântulas no primeiro mês de avaliação do BSS. No EBF destacamos as famílias Poaceae e Asteraceae e as espécies *Ichnanthus* sp. e *Ageratum conyzoides* L., enquanto no RFN1, sobressaíram as famílias Cannabaceae e Solanaceae com elevada quantidade de indivíduos de *T. micrantha* e *Solanum aculeatissimum* Jacq.. Estas espécies podem ter sido favorecidas por serem pioneiras na recolonização de áreas e o fato de terem sido postas à emergência fora de seu habitat de campo e sem a cobertura de um dossel pode ter facilitado a rápida resposta à emergência nestes tratamentos. O estudo de Balestrin et al. (2019) em FES, em área minerada da Zona da Mata de Minas Gerais, também observou elevada abundância de *A. conyzoides* e *T. micrantha*. *A. conyzoides* foi caracterizada como colonizadora imediata em áreas após perturbação (LOPES et al., 2006), sendo a germinação das sementes favorecidas com maior incidência de luz e menor cobertura de dossel (BALESTRIN et al., 2019). Isso explica a maior emergência da espécie no EC dentre os tratamentos do estudo.

As famílias botânicas que ocorreram em nosso estudo representam o estrato herbáceo de grande parte do bioma Pampa. Asteraceae, Poaceae, Fabaceae e Cyperaceae são as mais expressivas (BOLDRINI, 2009). Essa autora também salienta que com o avanço do conhecimento, outras famílias como rubiáceas, euforbiáceas, apiáceas, solanáceas, malváceas, amarantáceas, verbenáceas, plantagináceas, orquidáceas e as lamiáceas se destacam em algumas regiões do Pampa.

A diversidade da família Asteraceae no BSS é relatada em diversos estudos e fisionomias florestais (ARAUJO et al., 2004; CHAMI et al., 2011; SCCOTI et al., 2011; FRANCO et al., 2012; AVILA et al., 2013; CAPELLESSO; SANTOLIN; ZANIN, 2015; MARTINS et al., 2017; DEISS et al., 2018; SILVA et al., 2019; DUARTE et al., 2020; SILVA; MARTINS; BALESTRIN, 2021). Isso se deve a sua grande diversidade, que resulta da colonização de diferentes habitats e de métodos eficientes de polinização e dispersão de sementes (BERETTA et al., 2008). Na Poaceae, o predomínio é de gramíneas, muitas delas com potencial forrageiro, multiplicação vegetativa acentuada, além de polinização pelo vento, um conjunto de características vantajosas dos representantes desta família, enquanto que a Asteraceae é a família de maior riqueza específica (480 espécies) no RS (BOLDRINI, 2009).

As ervas foram expressivas em todos os tratamentos do estudo, com destaque para as áreas com plantio de eucalipto (PAE, EBF, EI e EC). O predomínio das ervas fora dos remanescentes nativos pode ter relação com a facilidade de entrada das sementes em função

das áreas serem mais abertas. O ciclo de vida, geralmente anual dessas espécies, tende a ser favorecido em áreas ausentes de dossel (e.g. EC) ou com maior entrada de luz (e.g. EBF e EI). A maior quantidade de indivíduos herbáceos nas áreas do PAE pode estar relacionada à posição das manchas de eucalipto em meio à RPPNE Boa Vista, à presença de regeneração no seu sub-bosque e à forma de condução do plantio de eucalipto nesses locais.

Num estudo sobre o BSS coletado no sub-bosque de *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp. foi relatado que, quanto maior a intervenção nos povoamentos, maior o número de espécies herbáceas em relação às arbóreas (GONÇALVES et al., 2008). Isso corrobora com o observado neste estudo, principalmente em relação ao tratamento EC que possui a maior perturbação ocasionada pelo recente corte das árvores, sendo o tratamento com o maior número de ervas na MPE.

Alguns trabalhos em diferentes contextos de restauração ecológica, encontraram a predominância de herbáceas no BSS, como de Costalonga et al. (2006) ao analisarem áreas contíguas de pastagem degradada, plantio de eucalipto e floresta nativa; Calegari et al. (2013) ao avaliarem o BSS para fins de restauração em área de pasto limpo, pasto sujo, capoeira, eucalipto e mata nativa; Candiani (2016) ao estudar os mecanismos de regeneração em sub-bosque de *Eucalyptus saligna*; Seubert et al. (2017) ao levantarem o BSS em ambientes ciliares ocupados por plantio de *E. grandis*; Balestrin et al. (2019) ao avaliarem o BSS de uma área minerada em FES, Duarte et al. (2020) ao investigarem os efeitos no BSS após o corte de *E. grandis* e Medeiros-Sarmiento, Ferreira e Gastauer (2021) em uma área em regeneração da Floresta Nacional de Caxiuanã, na Amazônia brasileira.

O maior número de espécies herbáceas no início do povoamento em áreas degradadas é comum (OLIVEIRA et al., 2018). Isso é possível pela dormência facultativa e mecanismos eficientes de dispersão (GASPARINO et al., 2006). O tamanho e a dormência das sementes tendem a colaborar para a prevalência destas em diferentes situações ambientais (CALEGARI et al., 2013). As espécies herbáceas tendem a produzir uma maior quantidade de sementes e, no geral, possuem menores tamanhos em comparação com as espécies arbóreas, além de serem mais facilmente dispersas por agentes abióticos ou dispersores generalistas (MEDEIROS-SARMENTO; FERREIRA; GASTAUER, 2021).

A presença de herbáceas demonstra que a área estudada possui um potencial de recolonização imediata da vegetação logo após sofrer perturbações (CANDIANI, 2016). Essas características e potenciais que o componente herbáceo possui também foram observadas por Mi et al. (2019) ao estudarem uma área de mineração, na China, antes e após um deslizamento de terra, e que as herbáceas não só se mantiveram no banco de sementes, como também, foi o

componente mais expressivo do estudo. A presença desta forma de vida é fundamental no restabelecimento de áreas que sofreram perturbação (CAPELLESSO; SANTOLIN; ZANIN, 2015), pois possuem ampla importância ecológica, favorecem a conservação do solo e proporcionam um microclima favorável à introdução de outras espécies no processo de regeneração natural (RIBEIRO et al., 2017; DE OLIVEIRA et al., 2021).

Os RFN demonstraram maior equilíbrio quanto ao hábito de vida das plântulas e maior expressão de arbustivo-arbóreas. Isso significa que o avanço na sucessão natural é maior quando comparado as áreas com eucalipto. Tal comportamento indica a importância de remanescentes nativos preservados em área de exploração comercial como a deste estudo, pois contribui na restauração ecológica da área, mesmo que sejam fragmentos < 50 ha.

Ichnanthus sp. foi a espécie herbácea mais abundante encontrada na amostragem do BSS. Porém, ela representa 8,9% entre o total de espécies da área e sua distribuição ocorre de forma semelhante entre os tratamentos. Enquanto que, assim como no trabalho de Oliveira et al. (2018), *T. micrantha* foi a espécie arbórea mais abundante. Sendo expressiva nas áreas nativas, principalmente no RFN1, o que pode ter influenciado no índice de diversidade deste tratamento. O menor tamanho do RFN1 e a sua localização em meio a MPE configuram um maior nível de perturbação em relação ao RFN2 e a AR, o que pode ter facilitado a maior expressão de emergência da *T. micrantha*. A espécie tem relação positiva com a fauna (BALESTRIN et al., 2019), sendo facilmente dispersa, principalmente por diversas aves frugívoras (ARGEL-DE-OLIVEIRA; CASTIGLIONI; SOUZA, 1996). Além disso, é relatada como uma pioneira frequentemente encontrada no BSS de FES (SCHORN et al., 2013) e tem característica de facilitadora de sucessão (CORREIA; MARTINS, 2015), em função da alta adaptação às condições ambientais (BALESTRIN et al., 2019). Dessa forma, cabe ressaltar que características da matriz circundante promovem mudanças nas relações ecossistêmicas (FERREIRA et al., 2016) podendo promover uma ou outra espécie, mesmo quando os remanescentes nativos compartilham o mesmo tipo de matriz, como em nosso estudo.

Espécies de árvores tiveram sua maior ocorrência na AR (15), seguida do RFN2 (10) e RFN1 (7) e inferior a quatro espécies nas áreas com eucalipto. A maioria dessas espécies tem em comum o pequeno tamanho das sementes e a dispersão por zoocoria. O componente arbóreo que se expressou no BSS revelou o bom estado de preservação das áreas nativas e de sua importância no contexto de MPE. Uma maior diversidade de espécies arbóreas nativas no BSS em ambiente mais conservado foi observada e isso pode garantir e/ou facilitar o processo de avanço sucessional da área (SILVA; MARTINS; BALESTRIN, 2021). O tempo de regeneração revela a abundância e a diversidade de sementes de espécies arbóreas, indicando que a chegada

e/ou persistência dessas sementes no BSS depende da recuperação da estrutura florestal (MEDEIROS-SARMENTO; FERREIRA; GASTAUER, 2021).

Três espécies arbóreas foram relatadas no trabalho de Candiani (2016), sendo uma delas a *T. micrantha*. Diversos estudos observaram esta espécie em áreas de restauração ao investigarem o BSS (CALEGARI et al., 2013; CORREIA; MARTINS, 2015; NETO et al., 2017). Alguns trabalhos com BSS oriundos de sub-bosque de eucalipto, apontaram a ocorrência das espécies *T. micrantha*, *S. mauritianum* e *Zanthoxylum rhoifolium* Lam (SEUBERT et al., 2017; SILVA et al., 2019), também observadas neste estudo, principalmente nos RFN em que foram mais expressivas.

O equilíbrio entre as estratégias de dispersão por autotocoria, zoocoria e anemocoria, o predomínio de espécies nativas e a ocorrência de diversos hábitos de vida demonstram que os tratamentos estão sendo abastecidos por material genético das áreas nativas que constituem a área do estudo e de seu entorno. A baixa expressão de indivíduos exóticos é um reflexo de que a conservação dos remanescentes nativos atua como filtros ambientais e ecológicos às espécies, mantendo um maior equilíbrio da biodiversidade de nativas, mesmo em área de silvicultura comercial com eucalipto. Apenas duas espécies exóticas emergiram no BSS o *Eucalyptus* sp. (3 ind.), no EBF e EC, e a *C. asiática* (537 ind.). Esta última espécie não aparece apenas no RFN1, sendo que apresentou maior abundância de indivíduos nas áreas com eucalipto.

O estudo de Neto, Martins e Silva (2021) mostrou que plantações de eucaliptos abandonadas próximas ou inseridas a fragmentos florestais nativos preservados podem servir como catalizadores e possibilitar condições ambientais que favoreçam a regeneração natural de novas espécies nativas na área em recuperação. Outro estudo com BSS, no bioma Mata Atlântica, também no sul do Brasil, identificou duas espécies exóticas, *C. asiática* e *Paronychia chilensis*, ambas consideradas naturalizadas na região (DE SOUZA VIEIRA; OVERBECK, 2020). A espécie *C. asiática* é exótica e possivelmente considerada naturalizada em nossa região de estudo, porém o Instituto Hórus já traz a espécie como invasora (GRANZOTTO et al., 2021).

4.2 DIVERSIDADE E SIMILARIDADE FLORÍSTICA DO BANCO DE SEMENTES DO SOLO

A diversidade de Shannon e a riqueza de Margalef demonstraram-se expressivas, principalmente na AR, RFN2 e EBF. Da mesma forma, o índice de Pielou apontou maior uniformidade nesses tratamentos quanto à distribuição das espécies. As áreas manejadas com

eucalipto foram menos ricas e uniformes em espécies, porém foram mais abundantes em indivíduos e isso pode estar relacionado ao manejo destes locais que sofreram perturbações em função de estarem em MPE. Nossos resultados apontaram que o EBF atua como uma área de amortecimento na transição floresta nativa e a área de produção de eucalipto.

O índice de Shannon é bastante variável em função da abordagem de cada estudo e das condições do local. A diversidade desse índice variou de 2,6 a 3,4 e pode ser considerada alta para o contexto do estudo, em matriz de exploração comercial com eucalipto. No trabalho de Duarte et al. (2020), ao avaliarem o BSS após a colheita de *E. grandis*, obtiveram baixos índices variando de 1,9 a 2,9 e alta uniformidade de Pielou (0,7 a 0,9). No tratamento EC obtivemos valores bem expressivos para a diversidade ($H' = 3,1$ e $J' = 0,9$). Ao avaliar o BSS de um plantio de *Eucalyptus robusta*, os valores de diversidade encontrados ($H' = 2,4$ e $J' = 0,7$) foram inferiores ao nosso estudo comparada às áreas com eucalipto (DA NÓBREGA et al., 2009). O índice de Pielou variou de 0,7 a 0,9, o que demonstra que os tratamentos possuem alta heterogeneidade florística, também apontada pela PERMANOVA. Somado a isso, o caráter de transição ecotonal da área pode ser um impulsionador da riqueza específica ser maior nas áreas nativas devido às zonas de contato ecológico.

A maior similaridade entre as áreas de eucalipto da matriz pode estar relacionada à proximidade entre os tratamentos e ao histórico de uso do solo na MPE. Enquanto no PAE, a maior similaridade entre PAE1 e PAE2 comparada ao PAE3 pode estar relacionada ao menor tamanho das áreas, pelo formato e pela localização das manchas de eucalipto em meio a RPPNE Boa Vista. A composição de espécies está alinhada com a similiaridade apresentada nestes tratamentos, mostrando que as áreas mais similares (próxima e superior a 50%) não diferiram na composição de espécies. Por outro lado, a composição distinguiu melhor os tratamentos.

A análise de SIMPER nos mostrou quais espécies contribuíram na formação dos grupos de similaridade florística, confirmando o destaque e a importância da *T. micrantha*. A partir desse conhecimento, é possível um melhor detalhamento do comportamento das espécies na área. Essa informação, pode auxiliar na tomada de decisões com o intuito de avançar na dinâmica de recuperação dos diferentes tratamentos em função do uso e manejo do solo em plantio de eucalipto e floresta nativa em condições semelhantes as deste estudo.

5 CONCLUSÃO

A caracterização do BSS permitiu inferir que a qualidade do banco de sementes pode estar sofrendo maior influência quanto ao uso e manejo dos tratamentos na área de estudo e

pela proximidade de remanescentes nativos do que pela presença de eucalipto. Nossa hipótese inicial foi parcialmente aceita, pois encontramos diferença entre os tratamentos do estudo na composição de espécies e na diversidade, mas não encontramos quanto à riqueza e emergência de plântulas.

6 REFERÊNCIAS

- AGEFLOR. **A indústria de base florestal no Rio Grande do Sul 2017**. Disponível em: <<http://www.ageflor.com.br/noticias/wp-content/uploads/2017/08/A-INDUSTRIA-DE-BASE-FLORESTAL-NO-RS-2017.pdf>>. Acesso em: 25 jan. 2022.
- ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.
- 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, n. 1, p. 1–20, 2016.
- ARAUJO, M. M. et al. Densidade e composição florística do banco de sementes do solo de florestas sucessionais na região do Baixo Rio Guamá, Amazônia Oriental. **Scientia Forestalis/Forest Sciences**, n. 59, p. 115–130, 2001.
- ARAUJO, M. M. et al. Caracterização da chuva de sementes, banco de sementes do solo e banco de plântulas em Floresta Estacional Decidual ripária Cachoeira do Sul, RS, Brasil. **Scientia Forestalis**, n. 66, p. 128–141, 2004.
- ARGEL-DE-OLIVEIRA, M. M.; CASTIGLIONI, G. D.; SOUZA, S. B. Comportamento alimentar de aves frugívoras em *Trema micrantha* (Ulmaceae) em duas áreas alteradas do sudeste brasileiro. **Ararajuba**, v. 4, n. 1, p. 51–55, 1996.
- AVILA, A. L. DE et al. Mecanismos de regeneração natural em reamanescente de Floresta Ombrófila Mista, RS, Brasil. **Cerne**, v. 19, n. 4, p. 621–628, 2013.
- BAIDER, C.; TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. O Banco de sementes de um trecho de uma floresta Atlântica montana (São Paulo - Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, n. 2, p. 319–328, 1999.
- BAIDER, C.; TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. The soil seed bank during Atlantic Forest regeneration in Southeast Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 61, n. 1, p. 35–44, 2001.
- BALESTRIN, D. et al. Relationship between soil seed bank and canopy coverage in a mined area. **Revista Árvore**, v. 43, n. 4, p. 1–11, 2019.
- BENCKE, G. A.; CHOMENKO, L.; SANT'ANNA, D. M. O que é Pampa? In: **Nosso Pampa desconhecido**. Porto Alegre: Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul, 2016. p. 16–27.
- BERETTA, M. E. et al. A família Asteraceae no Parque Estadual de Itapuã, Viamão, Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 6, n. 3, p. 189–216, 2008.
- BERNARDI, M. et al. **Plano de Manejo Reserva Particular do Patrimônio Natural**

Estadual (RPPNE) Boa Vista: 1. Guaíba: CMPC. Disponível em:

<<https://sema.rs.gov.br/upload/arquivos/202112/16142906-2021-plano-manejo-rppne-boa-vista.pdf>>. Acesso em: 10 de fev. 2022.

BOLDRINI, I. I. A flora dos campos do Rio Grande do Sul. In: **Campos sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Brasília: MMA, 2009. p. 63–77.

BRASIL. **Regras para análise de sementes (RAS)**. 1º ed. Brasília, DF.: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, p. 345 - 347, 2009.

CALEGARI, L. et al. Avaliação do banco de sementes do solo para fins de restauração florestal em Carandaí, MG. **Revista Árvore**, v. 37, n. 5, p. 871–880, 2013.

CANDIANI, G. Regeneração natural de espécies arbóreas em sub-bosque de *Eucalyptus saligna* Sm., Caieiras, SP. **Ambiência**, v. 12, n. 4, p. 915–931, 2016.

CAPELLESSO, E. S.; SANTOLIN, S. F.; ZANIN, E. M. Banco e chuva de sementes em área de transição florestal no sul do Brasil. **Revista Árvore**, v. 39, n. 5, p. 821–829, 2015.

CASTELLI, K. R. et al. Analysis of effectiveness of three forest interventionist techniques and proposal of a new and integrated model of forest restoration. **Environmental Technology (United Kingdom)**, v. 36, n. 21, p. 2712–2723, 2015.

CHAMI, L. B. et al. Mecanismos de regeneração natural em diferentes ambientes de remanescente de Floresta Ombrófila Mista, São Francisco de Paula, RS Mechanisms of natural regeneration in different environments in the remaining Mixed Rain Forest, São Francisco de Paula, RS. **Ciência Rural**, v. 41, n. 2, 2011.

CORREIA, G. G. DE S.; MARTINS, S. V. Banco de sementes do solo de floresta restaurada, Reserva Natural Vale, ES. **Floresta e Ambiente**, v. 22, n. 1, p. 79–87, 2015.

COSTALONGA, S. R. et al. Florística do banco de sementes do solo em áreas contíguas de pastagem degradada, plantio de eucalipto e floresta em Paula Cândido, MG. **Floresta**, v. 36, n. 2, p. 239–250, 2006.

CUNHA, N. G. DA; SILVEIRA, R. J. C. DA. **Estudo de Solos do Município de Santana da Boa Vista - RS**. Pelotas/RS: Embrapa Clima Temperado, v. 37. 2002. 50p.

DA NÓBREGA, A. M. F. et al. Banco de sementes de remanescentes naturais e de áreas reflorestadas em uma várzea do Rio Mogi Guaçu – SP. **Revista Árvore**, v. 33, n. 3, p. 403–411, 2009.

DE OLIVEIRA, E. et al. Phytosociology of natural regeneration as a subsidy for restoration in post-harvest areas of pinus sp. In the mixed and dense ombrophilous forest. **Ciência Florestal**, v. 31, n. 3, p. 1444–1471, 2021.

DE SOUZA VIEIRA, M.; OVERBECK, G. E. Small seed bank in grasslands and tree plantations in former grassland sites in the South Brazilian highlands. **Biotropica**, v. 52, n. 4, p. 775–782, 2020.

DEISS, L. et al. Weed seed bank in an agroforestry system with eucalyptus in subtropical Brazil. **Planta Daninha**, v. 36, p. e018162465, 2018.

DUARTE, S. W. et al. What alterations can be seen in the soil seed bank after Eucalyptus

harvest? **Floresta e Ambiente**, v. 27, n. 3, p. e20180071, 2020.

FERREIRA, T. DE S. et al. Composição florístico-estrutural ao longo de um gradiente de borda em fragmento de Floresta Ombrófila Mista Alto-montana em Santa Catarina. **Ciência Florestal**, v. 26, n. 1, p. 123–134, 2016.

FRANCO, B. K. S. et al. Densidade e composição florística do banco de sementes de Um trecho de floresta estacional semidecidual no campus da Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. **Revista Árvore**, v. 36, n. 3, p. 423–432, 2012.

GASPARINO, D. et al. Quantificação do banco de sementes sob diferentes usos do solo em área de domínio ciliar. **Revista Árvore**, v. 30, n. 1, p. 1–9, 2006.

GONÇALVES, R. A. et al. Bancos de Sementes do Sub-bosque de *Pinus* spp . e *Eucalyptus* spp . na Flona de Brasília. **Cerne**, v. 14, n. 1, p. 23–32, 2008.

GRANZOTTO, F. et al. **Espécies do banco de sementes do solo, regeneração natural e componente arbóreo no Pampa brasileiro**. 1. ed. Curitiba: CRV, 2021. Disponível em: <<https://www.editoracrv.com.br/produtos/detalhes/36591-crv>>. Acesso em: 15 de fev. 2022.

GUARINO, E. DE S. G. et al. Espécies de plantas prioritárias para projetos de restauração ecológica em diferentes formações vegetais no bioma Pampa: Primeira Aproximação. **Documentos / Embrapa Clima Temperado**, v. 457, n. July, p. 79, 2018.

HAMMER, O.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica**, v. 4, n. 1, p. 1–92, 2001.

IBGE. **Manuais Técnicos em Geociências: Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. 2 ed. rev. ed. Rio de Janeiro. v. 1, 2012. 271p.

KUNZ, S. H.; MARTINS, S. V. Soil Seed Bank in Seasonal Semideciduous Forest and Abandoned Pasture. **Revista Árvore**, v. 40, n. 6, p. 991–1001, 2016.

LEITE, P. F. Contribuição ao conhecimento fitoecológico do sul do Brasil. **Ciência & Ambiente**, v. 24, p. 51–73, 2002.

LIMA, D. O. DE; CROUZEILLES, R.; VIEIRA, M. V. Integrating strict protection and sustainable use areas to preserve the Brazilian Pampa biome through conservation planning. **Land Use Policy**, v. 99, n. June, p. 104836, 2020.

LOPES, K. P. et al. Estudo do banco de sementes em povoamentos florestais puros e em uma capoeira de Floresta Ombrófila Aberta, no município de Areia, PB, Brasil. **Acta Botânica Brasílica**, v. 20, n. 1, p. 105–113, 2006.

MACHADO, E. L. M. et al. Análise da diversidade entre sistemas agroflorestais em assentamentos rurais no sul do Bahia. **Revista Científica Eletrônica de Engenharia Florestal**, v. 5, p. 1–14, 2005.

MADAWALA, H. M. S. P.; EKANAYAKE, S. K.; PERERA, G. A. D. Diversity, composition and richness of soil seed banks in different forest communities at Dotalugala Man and Biosphere Reserve, Sri Lanka. **Ceylon Journal of Science**, v. 45, n. 1, p. 43–55, 2016.

MAGURRAM, A. E. **Medindo a diversidade biológica**. UFPR ed. Paraná, Brasil: Tradução: Dana Moína Vianna, 2013.

MAPBIOMAS. **Cobertura**. Disponível em:

<[https://plataforma.brasil.mapbiomas.org/?activeBaseMap=8&layersOpacity=70&activeModule=coverage&activeModuleContent=coverage%3Acoverage_main&activeYear=2020&mapPosition=-30.666266%2C-](https://plataforma.brasil.mapbiomas.org/?activeBaseMap=8&layersOpacity=70&activeModule=coverage&activeModuleContent=coverage%3Acoverage_main&activeYear=2020&mapPosition=-30.666266%2C-53.843994%2C6&timelineLimitsRange=1985%2C2020&baseParams[territoryType]=>)

[53.843994%2C6&timelineLimitsRange=1985%2C2020&baseParams\[territoryType\]=>](https://plataforma.brasil.mapbiomas.org/?activeBaseMap=8&layersOpacity=70&activeModule=coverage&activeModuleContent=coverage%3Acoverage_main&activeYear=2020&mapPosition=-30.666266%2C-53.843994%2C6&timelineLimitsRange=1985%2C2020&baseParams[territoryType]=>).

Acesso em: 25 jan. 2022.

MARTINS, D. A. P. et al. Avaliação da transposição de serapilheira e do banco de sementes do solo em uma área degradada no Planalto Catarinense. **Floresta**, v. 47, n. 3, p. 237–246, 2017.

MARTINS, S. V. **Recuperação de áreas degradadas: ações em área de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração**. 3. ed. Viçosa: Aprenda fácil, 2013. 270p.

MEDEIROS-SARMENTO, P. S. DE; FERREIRA, L. V.; GASTAUER, M. Natural regeneration triggers compositional and functional shifts in soil seed banks. **Science of the Total Environment**, v. 753, p. 141934, 2021.

MI, J. et al. Vegetation patterns on a landslide after five years of natural restoration in the Loess Plateau mining area in China. **Ecological Engineering**, v. 136, n. May, p. 46–54, 2019.

NETO, A. M. et al. Banco de sementes em mina de bauxita restaurada no Sudeste do Brasil. **Floresta e Ambiente**, v. 24, p. online, 2017.

NETO, A. M.; MARTINS, S. V.; SILVA, K. DE A. Soil seed banks in different environments: initial forest, mature forest, Pinus and Eucalyptus abandoned stands. **Plant Biosystems**, v. 155, n. 1, p. 128–135, 2021.

OLIVEIRA, T. J. F. DE et al. Banco de sementes do solo para uso na recuperação de matas ciliares degradadas na região noroeste fluminense. **Ciência Florestal**, v. 28, p. 206–217, 2018.

OOI, M. K. J. Seed bank persistence and climate change. **Seed Science Research**, v. 22, n. SUPPL. 1, 2012. 22p.

PEREIRA, I. M.; ALVARENGA, A. P.; BOTELHO, S. A. Banco de sementes do solo, como subsídio à recomposição de mata ciliar. **Floresta**, v. 40, p. 721–730, 2010.

PILLAR, V. D. P. et al. **Campos sulinos conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Brasília: MMA, 2009.

QUADROS, F. L. ; PILLAR, V. D. P. Transições floresta-campo no Rio Grande do Sul. **Ciência & Ambiente**, v. 1, n. 24, p. 109–118, 2002.

R-STUDIO TEAM. **RStudio: Integrated Development for R**. RStudioPBC, Boston MA, 2021.

REFLORA. **Flora do Brasil 2020**. Disponível em:

<<https://reflora.jbrj.gov.br/reflora/listaBrasil/ConsultaPublicaUC/ConsultaPublicaUC.do#CondicaoTaxonCP>>. Acesso em: 28 fev. 2022.

- RIBEIRO, T. DE O. et al. Diversidade do banco de sementes em diferentes áreas de caatinga manejadas no semiárido da Paraíba, Brasil. **Ciência Florestal**, v. 27, n. 1, p. 203–213, 2017.
- ROVEDDER, A. P. M. et al. Relação solo-vegetação em remanescente da floresta estacional decidual na região central do Rio Grande do Sul, Brazil. **Ciência Rural**, v. 44, n. 12, p. 2178–2185, 2014.
- ROVEDDER, A. P. M. et al. **Potencial de regeneração natural da vegetação no Pampa**. Brasília, DF.: MMA, 2018. Disponível em: <<https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/ecossistemas-1/arquivos/potencial-de-regeneracao-naturalpampa.pdf/view>>. Acesso em: 15 de fev. 2022.
- SCCOTI, M. S. V. et al. Mecanismos de regeneração natural em remanescente de floresta estacional decidual. **Ciência Florestal**, v. 21, n. 3, p. 459–472, 2011.
- SCHORN, L. A. et al. Composição do banco de sementes do solo em áreas de preservação permanente sob diferentes tipos de cobertura. **Floresta**, v. 43, n. 1, p. 49–58, 2013.
- SEUBERT, R. C. et al. Regeneração natural em diferentes períodos de abandono de áreas após extração de *Eucalyptus grandis* hill ex maiden, em argissolo vermelho-amarelo álico, em Brusque, Santa Catarina. **Ciência Florestal**, v. 27, n. 1, p. 1–19, 2017.
- SILVA, A. C. A.; MARTINS, S. V.; BALESTRIN, D. Soil seed bank as a bioindicator to identify invasive species. **Floresta**, v. 51, n. 3, p. 760, 2021.
- SILVA JUNIOR, J. C. C. DA et al. Does the high density of Psychotria shrubs in the understory influence the natural regeneration of trees? **Ecological Engineering**, v. 172, n. 106401, 2021.
- SILVA, K. DE A. et al. Soil seed banks in a forest under restoration and in a reference ecosystem in Southeastern Brazil. **Floresta e Ambiente**, v. 26, n. 4, p. e20190047, 2019.
- SIMPSON, R. L.; LECK, M. A.; PARKER, V. T. Seed Banks: general Concepts and methodological issues. In: PARKER, V. T.; SIMPSON, R. L. (Eds.). **Ecology of Soil Seed Banks**. London: ACADEMIC PRESS, INC., 1989. p. 3–8.
- STRECK, E. V. **Solos do Rio Grande do Sul**. 2. ed. Porto Alegre: EMATER/RS, 2008. 222p.
- THOMPSON, K.; GRIME, J. P. Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. **Journal of Ecology**, v. 67, n. 3, p. 893–921, 1979.
- TRES, D. R. et al. Banco e chuva de sementes como indicadores para a restauração ecológica de matas ciliares. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 5, n. 1, p. 309–311, 2007.
- TRINDADE, J. P. P.; BORBA, M. F. S.; LEFEVBRE, J. Vegetação do território do alto Camaquã obtenção, tratamento e classificação de imagens de satélite Landsat TM. **Embrapa Circular Técnica**, v. 106, p. 44, 2010.
- VAN DER PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants**. 3. ed. New York: Springer-Verlag, 1982.
- VERDUM, R. et al. Pampa: The South Brazil Roberto. In: SALGADO, A. A. R.; SANTOS, L. J. C.; PAISANI, J. C. (Eds.). **The Physical Geography of Brazil: Environment**,

Vegetation and Landscape. first ed. ed. Cham, Switzerland,: The Physical Geography of Brazil: Environment, Vegetation and Landscape, 2019. p. 7–20.

VIEIRA, D. L. M. et al. Síndromes de dispersão de espécies arbustivo-arbóreas em cerrado sensu stricto do Brasil Central e savanas amazônicas. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 25, n. 2, p. 215–220, 2002.

WAECHTER, J. L. Padrões geológicos na flora atual do Rio Grande do Sul. **Ciência & Ambiente**, v. 1, n. 24, p. 93–108, 2002.

WILLIAMS-LINERA, G.; BONILLA-MOHENO, M.; LÓPEZ-BARRERA, F. Tropical cloud forest recovery: the role of seed banks in pastures dominated by an exotic grass. **New Forests**, v. 47, n. 3, p. 481–496, 2016.

WRIGHT, J. A.; DINICOLA, A.; GAITAN, E. Latin American Forest Plantations: oportunities for carbon sequestration economic development, and financial returns. **Journal of Forestry**, v. 28, p. 20–23, 2000.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. 3 ed. ed. New Jersey: Pretince Hall, 1996.

6 ARTIGO III – BANCO DE SEMENTES DO SOLO: POTENCIAL DE RESGATE DE MUDAS DE ESPÉCIES ARBUSTIVO-ARBÓREAS PARA USO NA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

SOIL SEED BANK: POTENTIAL TO RESCUE SEEDLINGS OF SHRUB AND TREE SPECIES FOR USE IN ECOLOGICAL RESTORATION

RESUMO

O cenário de áreas degradadas é uma preocupação de âmbito mundial devido à extensão de áreas que atinge. Além disso, viveiros comerciais apresentam déficit de diversidade de plantas para suprir a demanda pelo método tradicional de produção de mudas. Esse método carece aprimoramento perante à restauração ecológica. Por isso é importante buscar alternativas que o complementem e o subsidiem, sendo o resgate de plantas do banco de sementes do solo (BBS) uma possibilidade frente a situação. Investigamos a produção de mudas arbustivo-arbóreas, com capacidade de uso em recuperação de áreas degradadas resgatadas do BBS de uma área de hortos florestais, no Pampa brasileiro. Coletamos 90 amostras do BBS (0,25 x 0,25 x 0,05 cm) em uma área composta por remanescentes nativos e plantios de eucalipto e colocamos para emergência das plântulas em casa de sombra. A emergência e identificação das arbustivo-arbóreas foram acompanhadas com avaliações quinzenais durante oito meses. As plântulas de interesse foram resgatadas do BBS e transplantadas em embalagens plásticas a fim de produzir mudas, que foram avaliadas com base no crescimento (altura e diâmetro) e taxa de sobrevivência por quatro meses. Ao final do período avaliado sobreviveram 473 mudas (59,0%), distribuídas em 17 famílias botânicas, 21 gêneros e 25 espécies. *Trema micrantha* (L.) Blume é a espécie mais abundante em número de indivíduos e, ao mesmo tempo, a que sofreu a maior perda de mudas (58,3%). Nossos resultados indicam que mudas arbustivo-arbóreas podem ser resgatadas e produzidas a partir do BBS oriundo de uma área de hortos florestais, no Pampa brasileiro. Essa técnica contribui para aumentar a diversidade de espécies que podem ser utilizadas em projetos de restauração ecológica no bioma Pampa.

Palavras-chave: Bioma Pampa. Regeneração natural. Remanescentes nativos. Plantio de eucalipto. Transplante de mudas.

ABSTRACT

The scenario of degraded areas is a worldwide concern due to the extension of areas it affects. In addition, commercial nurseries have a deficit in plant diversity to meet the demand for the traditional method of seedling production. This method lacks improvement in the face of ecological restoration. That is why it is important to seek alternatives that complement and subsidize it, with the rescue of plants from the soil seed bank (SSB) being a possibility in the face of the situation. We investigated the production of shrub-tree seedlings, capable of being used in the recovery of degraded areas rescued from the SSB from a forest gardens area, in the Brazilian Pampa. We collected 90 samples of SSB (0.25 x 0.25 x 0.05 cm) in an area composed of native remnants and eucalyptus plantations and placed them in a shade house for seedling emergence. The emergence and identification of shrubs and trees were monitored with biweekly evaluations for eight months. The seedlings of interest were rescued from the SSB and transplanted into plastic packaging to produce seedlings, which were evaluated based on growth (height and diameter) and survival rate for four months. At the end of the evaluated period, 473 seedlings (59.0%) survived, distributed in 17 botanical families, 21 genera and 25 species. *Trema micrantha* (L.) Blume is the most abundant species in terms of number of individuals

and, at the same time, the one that suffered the greatest loss of seedlings (58.3%). Our results indicate that shrub-tree seedlings can be rescued and produced from SSB from a forest gardens area in the Brazilian Pampa. This technique contributes to increase the diversity of species that can be used in ecological restoration projects in the Pampa biome.

Keywords: Pampa Biome. Natural regeneration. Native remnants. Eucalyptus plantations. Seedling transplantation.

1 INTRODUÇÃO

O resgate de plântulas oriundas do banco de sementes do solo (BSS) é uma técnica carente em estudos, mesmo tendo potencial de aumentar a diversidade, a disponibilidade e reduzir custos com a produção de mudas nos viveiros. Ações de restauração ecológica são urgentes diante do cenário de, aproximadamente, dois bilhões de hectares de florestas degradadas no mundo (STANTURF; PALIK; DUMROESE, 2014; CHAZDON, 2017). Muitas iniciativas vêm sendo postas em prática com o intuito de amenizar a descaracterização e a perda de biodiversidade em diversos ambientes. Neste sentido, estratégias de recuperação de ecossistemas têm como objetivo, desencadear o processo de sucessão ecológica ou retomar as sucessões estagnadas por meio de diferentes técnicas (NETO; MARTINS MIRANDA; SILVA, 2019).

No Brasil, a regeneração natural é a técnica de restauração ecológica mais difundida de recuperação de uma área (CHAZDON; GUARIGUATA, 2016), porém por ser um processo que segue a sucessão natural, é mais lenta. Em função disso, o uso da técnica do plantio de mudas com espécies mistas acaba sendo o preferido (HOLL; AIDE, 2011), mesmo sendo o de maior custo (BRANCALION et al., 2016; CHAZDON; URIARTE, 2016; BENINI; ADEODATO, 2017) e o que enfrenta escassez de quantidade e diversidade de mudas nativas nos viveiros. Na última década, a técnica do plantio de mudas arbóreas tem sido usada na maioria dos casos, sendo que, com o passar do tempo estas mudas irão produzir propágulos que serão dispersos no ambiente, dando origem ao estrato regenerativo no sub-bosque da floresta (BRANCALION et al., 2010).

Diante da alta demanda em recuperar áreas degradadas, especialistas têm buscado a aplicação de diversas técnicas que podem ser utilizadas de forma conjunta a depender da área e disponibilidades de recursos. Assim, além da regeneração natural e do plantio de mudas, podemos usar técnicas como a transposição de serapilheira (REIS et al., 2014), a nucleação (YARRANTON; MORRISON, 1974; BOANARES; DE AZEVEDO, 2014) que abrange as técnicas com poleiros artificiais, a transposição de solo, o plantio em ilhas (CORBIN; HOLL,

2012), os grupos de Anderson, os poleiros naturais, a chuva de sementes e o transplante de indivíduos do banco de plântulas de florestas (CALEGARI et al., 2011; CASTELLI et al., 2015; BECHARA et al., 2016; TRENTIN et al., 2018).

Os sistemas agroflorestais (CHAZDON, 2017) e a transposição de feno (LE STRADIC; BUISSON; FERNANDES, 2014; PILON et al., 2019) são técnicas que também vêm sendo estudadas. A sucessão secundária é aceita para elucidar os problemas atuais em restauração, no entanto a aplicação requer constante aprimoramento das técnicas existentes (COLMANETTI et al., 2021). Assim, metodologias de restauração ecológica devem ser continuamente desenvolvidas e estimuladas para serem utilizadas na recuperação de áreas, como a recente técnica com o uso de mudas produzidas a partir do BSS (NETO; MARTINS MIRANDA; SILVA, 2019). Essa técnica é capaz de dar origem a uma diversidade significativa de mudas de espécies florestais nativas a serem utilizadas na restauração de ecossistemas degradados, servindo como uma alternativa de baixo custo (CALEGARI et al., 2011).

O BSS é uma metodologia consolidada na restauração ecológica que pode servir como indicativo da resiliência da área e na caracterização da regeneração natural à medida que os processos ecológicos ocorrem. Porém, na maioria dos estudos com BSS, assim que as espécies são identificadas, o material é descartado. Ao acompanharmos o BSS no Pampa brasileiro em estudo anterior (GRANZOTTO et al., dados não publicados a) nos motivamos a dar continuidade à pesquisa buscando um melhor destino para as mudas oriundas do BSS, além de mitigar a escassez de trabalhos desta natureza. Temos um déficit de sementes e, como consequência, de produção de mudas de espécies nativas com alta diversidade com o intuito de suprir as demandas de recuperação de áreas degradadas (VIANI; RODRIGUES, 2007). Ao realizarem uma busca em 21 viveiros no Rio Grande do Sul, Brasil, Turchetto et al. (2016) também observaram a carência em diversidade de mudas florestais nativas com fins para a restauração. Diante desse cenário, buscar alternativas que complementem e subsidiem o método tradicional de produção de mudas precisam ser mais incentivadas e o resgate de plantas do BSS pode ser um importante aliado nesse percalço.

Temos como objetivo investigar a produção de mudas arbustivo-arbóreas resgatadas do BSS, com capacidade de uso em recuperação de áreas degradadas no Pampa brasileiro. Nossa hipótese consiste que o BSS oriundo de uma área de hortos florestais, apresentando remanescentes florestais nativos (RFN) e plantios de eucalipto em sua constituição, possui potencial para dispor de mudas arbustivo-arbóreas que possam ser usadas em projetos de restauração ecológica no bioma Pampa.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 CARACTERIZAÇÃO DO LOCAL DE ESTUDO

Nossa área de estudo está localizada na Serra do Sudeste, Pampa brasileiro e pertence à empresa CMPC Brasil. Essa área compreende os hortos florestais Santa Helena I e Arroio dos Lopes I. Esses hortos florestais abrangem áreas de remanescentes florestais nativos e áreas com plantio de eucalipto. Ainda, apresentam certa conectividade florestal pela proximidade com unidades de conservação, incluindo em seu interior a Reserva Particular do Patrimônio Natural Estadual Boa Vista (RPPNE Boa Vista) e pela proximidade ao Parque Estadual do Podocarpus, num raio de 10 km. O entorno da área é distribuído em pequenas propriedades rurais com predomínio de atividades como a pecuária com a criação de bovinos, ovinos e equinos e a produção agrícola com soja, milho, feijão e arroz irrigado nas áreas mais baixas. Empresas florestais estão presentes na região cultivando eucalipto e pinus.

Na Serra do Sudeste é alto o potencial de regeneração natural e isso está relacionado às características de relevo forte-ondulado, aos solos rasos e com afloramentos rochosos que limitam a conversão das áreas em sistemas de produção agrícola (ROVEDDER et al., 2018). Os solos predominantes são os Neossolos, os Argissolos e os Cambissolos, ocorrendo variações conforme a posição topográfica, mas que, em geral, têm baixa fertilidade (CUNHA; SILVEIRA, 2002). O clima é o Cfa de Köppen (ALVARES et al., 2013) com temperatura média do mês mais frio de ~ 15°C, a precipitação média anual de 1.426 mm e a umidade relativa anual de ~ 80% (CUNHA; SILVEIRA, 2002). A vegetação compreende áreas campestres e de florestas, sendo caracterizada como área de transição ecotonal (LEITE, 2002; QUADROS; PILLAR, 2002; WAECHTER, 2002) e considerada de relevante interesse para a conservação da biodiversidade (TRINDADE; BORBA; LEFEVBRE, 2010). Nas áreas de florestas predomina a Floresta Estacional Semidecidual (FES), mas também há elementos da Floresta Ombrófila Mista (FOM).

2.2 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA PARA A COLETA DE DADOS

Coletamos amostras do BSS nos anos de 2019 e 2020 e para melhor caracterização, organização e facilitação da coleta, separamos o local de estudo em nove áreas. Essas áreas estão distribuídas em plantios de eucalipto e remanescentes florestais nativos, incluindo a RPPNE Boa Vista. A reserva compreende 243,3 hectares, sendo oficializada em 2018,

caracterizada em estágio intermediário a avançado de regeneração, com bom estado de conservação (SILVA JUNIOR et al., 2021). No seu interior estão localizadas três manchas de eucalipto, com espaçamento heterogêneo entre as árvores e regeneração em seu sub-bosque. Denominamos essas manchas como Plantio Avançado de Eucalipto (PAE), pelo fato de serem manchas antigas de eucalipto, manejadas em sistema talhadia (~ 10,0 anos) e separamos conforme as suas distribuições no local em: PAE1 (1,1 ha), PAE2 (1,5 ha) e PAE3 (4,7 ha).

O horto florestal Santa Helena I apresenta uma área produtiva de eucalipto para fins comerciais e parte da AR, o qual chamamos de Matriz Produtiva de Eucalipto (MPE). Essa matriz apresenta plantios de eucalipto sob condições distintas e Remanescentes Florestais Nativos (RFN1 e RFN2). Nos plantios da MPE, o espaçamento entre as árvores era de 2,5 m x 2 m, idade ~ 7 e 10 anos e altura ~ 18 m. Em função de diferentes situações de ambientes na MPE, separamos em cinco tratamentos para melhor descrever a área: o Eucalipto Corte (EC), corresponde à área produtiva de eucalipto (~ 77,9 ha), sendo a coleta do BSS realizada um ano e nove meses após a retirada das árvores do local; o Eucalipto Isolado (EI ~ 2,3 ha), compreende às manchas de eucalipto que permaneceram isoladas em meio a área de corte; o Eucalipto Borda-Floresta Nativa (EBF ~ 9,8 ha), engloba as manchas de eucalipto adjacentes aos remanescentes de mata nativa. As manchas do EBF e EI permaneceram na área, para fins de atendimento à legislação brasileira, por estarem localizadas em APP. Os RFN estão sendo preservados a ~ 50 anos e foram divididos em RFN1 (~ 2,6 ha) e RFN2 (~ 10,8 ha).

2.3 COLETA DO BANCO DE SEMENTES DO SOLO

Coletamos 10 amostras do BSS de cada área e consideramos como sendo as repetições, totalizando 90 amostras (5,625 m² de solo). Para a amostragem do BSS utilizamos uma pá de corte e um gabarito de madeira (dimensões de 25 cm x 25 cm) na profundidade de cinco centímetros de solo. Após as coletas, o material foi levado para a casa de sombra coberta com tela preta (50%), sendo o material disposto em bandejas plásticas com volume de 7.000 cm³ e área de 925 cm² perfuradas ao fundo e organizadas no piso da casa de sombra. Para auxiliar na umidade do material do BSS foi adicionado uma camada de 1,5 cm de substrato comercial (marca MECPLANT) na base de cada bandeja, previamente esterilizado e aleatoriamente 20 bandejas testemunhas com o mesmo substrato. Foram realizados monitoramento diários e regas manuais de três a sete vezes por semana para manutenção da umidade do substrato na capacidade de campo.

Acompanhamos a emergência, o crescimento e a sobrevivência das plântulas oriundas do BSS por um período total de 16 meses. O estudo do BSS foi realizado pelo método de emergência de plântulas, que avalia apenas as sementes viáveis do solo (THOMPSON; GRIME, 1979). A germinação foi considerada quando as plântulas apresentaram sistema radicular, parte aérea, gemas terminais e no mínimo um par de cotilédones (BRASIL, 2009).

Padronizamos o transplante das plântulas arbustivo-arbóreas de interesse para uso em recuperação de áreas degradadas aos quatro meses, realizando o transplante dos indivíduos das bandejas para as embalagens plásticas (4.266,5 cm³). Separamos essa fase em dois momentos: o primeiro aos quatro meses e o segundo aos oito meses, portanto totalizando um período de oito meses de emergência. As plântulas não reconhecidas também foram transplantadas para posterior identificação em fase de maior desenvolvimento e as demais (ervas, trepadeiras ou plântulas de não interesse) foram descartadas. Ao final do primeiro transplante, aos quatro meses, o material das bandejas foi revolvido e deixado por um período de mais quatro meses a fim de verificarmos novas ocorrências de emergência e realizarmos o segundo transplante, também no tempo de quatro meses. As avaliações de emergência, crescimento, sobrevivência e identificação das plântulas foram realizadas quinzenalmente (KUNZ; MARTINS, 2016).

Para a produção das mudas utilizamos uma mistura composta conforme a disponibilidade de recursos e material: solo coletado da própria área de estudo e terra coletada no campus da universidade (1:1), somada de substrato comercial (marca MECPLANT) e composto orgânico (1:1), formando uma mistura composta final de 2:1, respectivamente. Não tivemos a pretensão de avaliar a influência do substrato no crescimento e sobrevivência e não aplicamos nenhum fertilizante que promovesse o crescimento das mudas. Optamos por uma mistura composta a fim de obter alta qualidade física do substrato e consequente resposta satisfatória ao clima regional.

Durante o transplante, realizamos podas das raízes que excederam o tamanho do recipiente, em seguida as plântulas foram transplantadas para recipientes preenchidos com substrato, com irrigação subsequente para hidratação das raízes, redução de estresses da prática e redução da macroporosidade excessiva do substrato. As plântulas foram mantidas em casa de sombra (50%). Logo após o transplante, as plântulas tiveram suas alturas e seus diâmetros mensurados, sendo a altura tomada da base do coleto da plântula até a inserção da última gema da parte apical de cada indivíduo e o diâmetro tomado da base do coleto (Figura 24). As medidas (altura da parte aérea e diâmetro do coleto) foram realizadas no transplante e de forma quinzenal durante quatro meses (medida final aos 120 dias), considerando cada uma das duas etapas do transplante das plântulas. Para as mensurações usamos régua graduada em centímetros e

paquímetro analógico, sendo as medidas tomadas sempre pela mesma pessoa. Padronizamos diâmetros muito pequenos no momento do transplante das plântulas para 0,1 cm.

Figura 24 - Coleta do banco de sementes do solo, emergência e crescimento das plântulas em casa de sombra, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro



Onde: 1° e 2° amostragem do BSS em talhões de eucalipto; 3° BSS com emergência das plântulas aos 28 dias em bandejas na casa de sombra e 4° muda de *Podocarpus lambertii* Klotzsch ex Endl. transplantada sendo mensurada sua altura.

Fonte: Autora

2.4 CARACTERIZAÇÃO DO BANCO DE SEMENTES DO SOLO

A identificação dos indivíduos foi realizada *in loco* e o material vegetativo não reconhecido foi verificado com auxílio de bibliografia e especialistas. As espécies foram classificadas dentro das famílias botânicas reconhecidas pelo sistema Angiosperm Phylogeny Group IV (APG IV,

2016) e a confirmação da nomenclatura científica foi baseada na Flora do Brasil 2020 (REFLORA, 2020). As espécies foram organizadas quanto à origem (exóticas ou nativas) e hábito de vida (árvore e arbusto) baseado no Manual Técnico da Vegetação Brasileira (IBGE, 2012). Para a classe sucessional seguimos a classificação de Budowski (1965) em pioneira (Pi.), secundária inicial (SI), secundária tardia (ST) e clímax (C) e a síndrome de dispersão (anemocoria, zoocoria, autocoria e barocoria) com base em Van Der Pijl (1982). Os dados do hábito de vida, da classe sucessional e da síndrome de dispersão também foram organizadas por meio de observação do comportamento das espécies na área de estudo e pela referência base Granzotto et al. (2021), que seguiu as classificações citadas.

2.5 ANÁLISE DOS DADOS

Avaliamos as espécies arbustivo-arbóreas com potencial de uso em recuperação de áreas degradadas ocorrentes no BSS de hortos florestais. Assim, nosso foco não era comparar as áreas que compõem os hortos e sim, analisar as espécies que ocorrem em toda área. Consideramos para as análises dos dados os indivíduos arbustivo-arbóreas que sobreviveram até o final da avaliação (120 dias). Testamos a normalidade por Shapiro-Wilk ($p < 0,05$) e a homogeneidade de variâncias por Levene para os dados de hábito de vida, classe sucessional e síndrome de dispersão considerando a abundância de indivíduos e a riqueza de espécies para esses grupos. Para a estruturação dos dados, utilizamos a amostragem (10 repetições) realizada em cada área de coleta e a espécie *Abutilon grandifolium* (Willd.) Sweet que não apresentou repetição para a classe sucessional foi retirada da análise. Como os dados não atenderam aos pressupostos, seguimos as análises com o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis ($p < 0,05$) (MAGURRAM, 2013) e quando esse teste apresentou diferença entre grupos rodamos o Post hoc de Dunn, com correção de Bonferroni, para verificarmos aonde estavam as diferenças. As análises foram realizadas no *software* R, versão 4.0.3 (R-STUDIO TEAM, 2021).

A sobrevivência das plantas foi avaliada para cada período em que acompanhamos o desenvolvimento das mudas e os dados para cada espécie foram convertidos em porcentagens. O crescimento (C) e a taxa de Crescimento Relativo (CR) das mudas foi baseado nas Equações (1 e 2), conforme Carneiro (1995), utilizando os dados de diâmetro e altura das mudas. Selecionamos as espécies que tiveram perdas de mudas para reproduzirmos graficamente o comportamento para cada período de avaliação do crescimento e sobrevivência das mudas.

$$(1) \text{Crescimento} = \text{medida final} - \text{medida inicial}$$

(2) Crescimento Relativo (%) = ((medida final – medida inicial) / medida inicial) x 100

3 RESULTADOS

No total emergiram 885 plântulas arbustivo-arbóreas com potencial para uso em recuperação de áreas degradadas oriundas do BSS e todos os indivíduos foram identificados a nível de espécie. Algumas dessas plântulas (83) morreram nas bandejas (9,4%), sendo transplantados 802 indivíduos arbustivo-arbóreos, distribuídos em 17 famílias botânicas, 21 gêneros e 25 espécies (Tabela 8).

Tabela 8 - Plântulas arbustivo-arbóreas transplantadas do banco de sementes do solo nos tratamentos que compõem a área de estudo, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro

(Continua)

Família/Espécies	RPPNE Boa Vista	RFN1	RFN2	EBF	EC	EI	PAE1	PAE2	PAE3	NI	S(%)	CS	HV	SD
Asteraceae														
<i>Baccharis cognata</i> DC.	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	100,0	Pi.	Arb.	Ane.
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	1	0	1	1	0	0	3	0	1	7	100,0	Pi.	Arb.	Ane.
Boraginaceae														
<i>Cordia americana</i> (L.) Gottschling & J.S.Mill.	14	15	1	0	0	0	0	0	0	30	93,3	ST	A	Ane./ Auto.
Cannabaceae														
<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	100,0	Pi.	A	Zoo.
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	50	373	78	1	4	9	1	0	0	516	41,7	Pi.	A	Auto./ Zoo.
Ebenaceae														
<i>Diospyros inconstans</i> Jacq.	1	0	1	0	0	0	0	1	0	3	66,7	ST	A	Zoo.
Euphorbiaceae														
<i>Croton cf. calycireduplicatus</i> Allem	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	100,0	Pi.	Arb.	Zoo.
<i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll.Arg.	4	0	0	0	0	0	0	0	0	4	50,0	SI	A	Auto.
Lamiaceae														
<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	100,0	ST	A	Zoo.
Lauraceae														
<i>Cinnamomum amoenum</i> (Nees & Mart.) Kosterm.	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2	100,0	ST	A	Zoo.
Malvaceae														
<i>Abutilon grandifolium</i> (Willd.) Sweet	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	100,0	NE	Arb.	Auto.
Moraceae														
<i>Ficus luschnathiana</i> (Miq.) Miq.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	100,0	ST	A	Zoo.
Myrtaceae														
<i>Eucalyptus</i> sp.	0	0	0	2	0	0	0	0	5	7	85,7	Pi.	A	Baro./ Zoo./ Ane.
Podocarpaceae														
<i>Podocarpus lambertii</i> Klotzsch ex Endl.	13	0	44	0	0	0	0	1	0	58	96,6	ST	A	Ane./ Zoo.
Primulaceae														
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	1	0	2	0	0	0	0	0	0	3	100,0	SI	A	Zoo.
<i>Myrsine parvula</i> (Mez) Otegui	3	0	0	0	0	0	0	0	1	4	75,0	SI	A	Zoo.

(Conclusão)

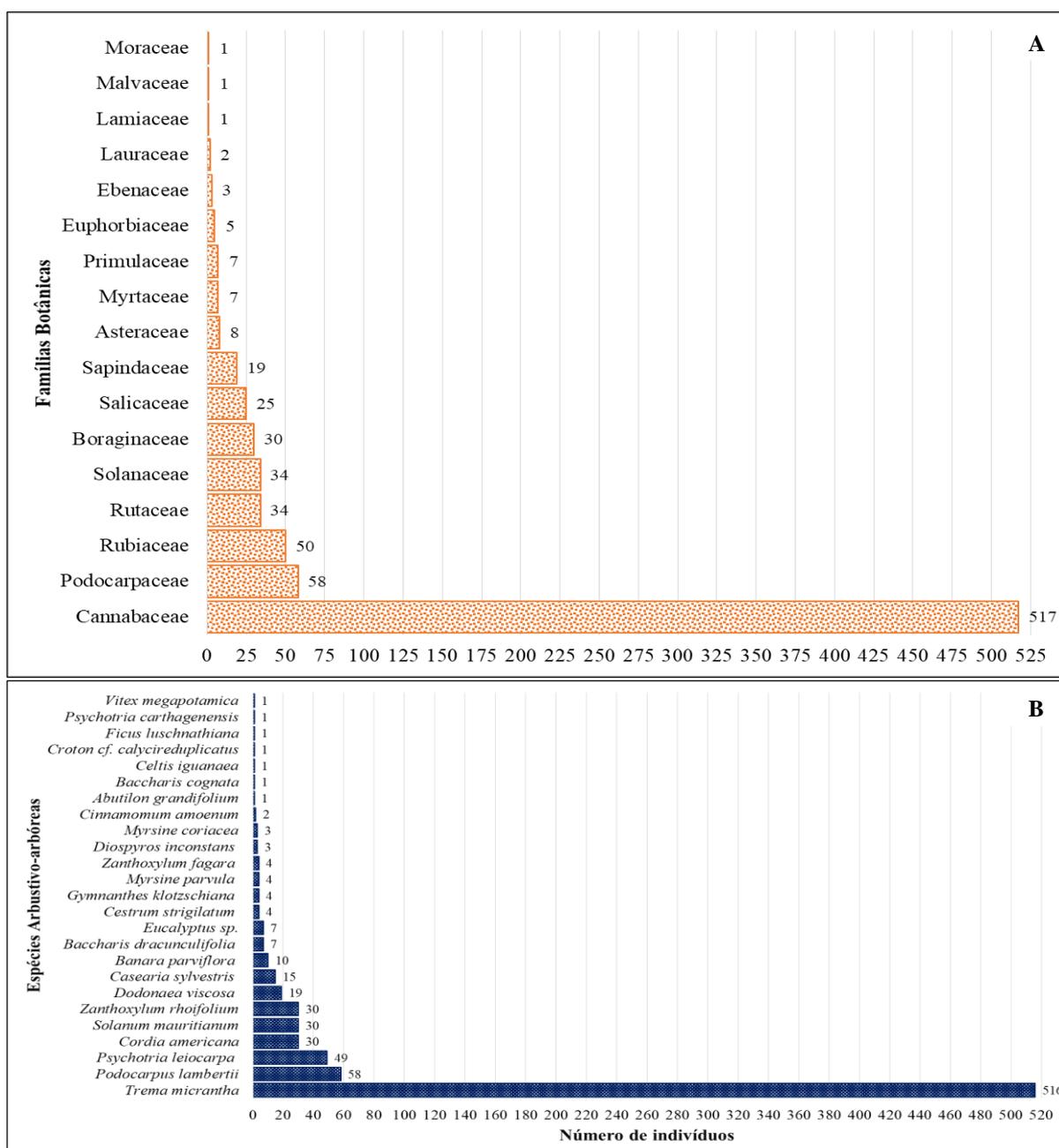
Família/Espécies	RPPNE Boa Vista	RFN1	RFN2	EBF	EC	EI	PAE1	PAE2	PAE3	NI	S(%)	CS	HV	SD
Rubiaceae														
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	100,0	ST	Arb.	Zoo.
<i>Psychotria leiocarpa</i> Cham. & Schaltdl.	37	1	11	0	0	0	0	0	0	49	69,4	ST	Arb.	Zoo.
Rutaceae														
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	3	0	0	0	0	0	1	0	0	4	100,0	SI	A	Zoo.
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	15	5	8	0	0	0	2	0	0	30	86,7	SI	A	Zoo.
Salicaceae														
<i>Banara parviflora</i> (A.Gray) Benth.	7	3	0	0	0	0	0	0	0	10	100,0	SI	A	Zoo.
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	10	0	3	0	0	2	0	0	0	15	100,0	SI	A	Zoo.
Sapindaceae														
<i>Dodonaea viscosa</i> Jacq.	8	0	1	1	3	2	0	2	2	19	100,0	Pi.	A	Ane.
Solanaceae														
<i>Cestrum strigilatum</i> Ruiz & Pav.	1	1	2	0	0	0	0	0	0	4	100,0	Pi.	Arb.	Zoo.
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	5	8	8	2	3	3	0	0	1	30	100,0	Pi.	A	Zoo.
Total	179	407	161	7	10	16	8	4	10	802				

Onde: CS = Classe sucessional (Pi. = Pioneira, ST = Secundária Inicial, ST = Secundaria Tardia e NE = Não encontrada na literatura); HV = Hábito de vida (A = Árvore e Arb. = Arbusto); SD = Síndrome de dispersão (Zoo. = Zoocoria, Ane. = Anemocoria, Auto. = Autocoria e Baro. = Barocoria); RPPNE Boa Vista = Reserva Particular do Patrimônio Natural Estadual Boa Vista; RFN (1 e 2) = Remanescentes Florestais Nativos; EBF = Eucalipto Borda-Floresta Nativa; EI = Eucalipto Isolado; EC = Eucalipto Corte; PAE (1, 2 e 3) = Plantio Avançado de Eucalipto; NI = Número total de indivíduos e S(%) = percentual de sobrevivência.

Fonte: Autora

A família mais abundante transplantada foi a Cannabaceae (517 ind.) e a espécie mais expressiva foi a *Trema micrantha* (516 plântulas). As famílias botânicas foram distribuídas em uma (52,9%) ou duas (47,0%) espécies arbustivo-arbóreas e o número de indivíduos arbustivo-arbóreas variou de um a 516 por espécies. Enquanto, apenas três famílias apresentaram abundância de indivíduos superior a 50 (Rubiaceae, Podocarpaceae e Cannabaceae), Figura 25.

Figura 25 - Número de indivíduos transplantados por famílias botânicas (A) e espécies (B) arbustivo-arbóreas do banco de sementes do solo na área de estudo, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro

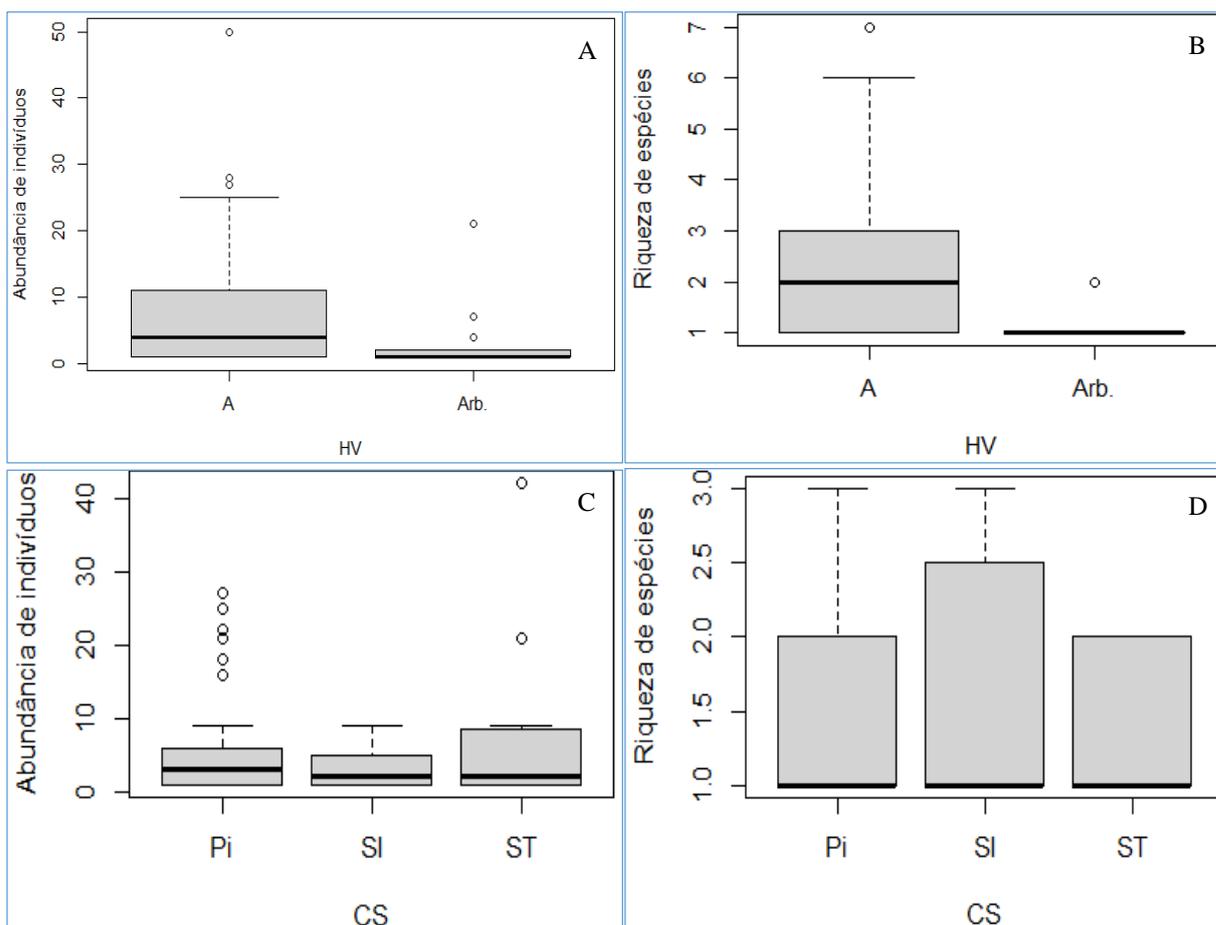


Fonte: Autora

3.1 GRUPOS ECOLÓGICOS DAS MUDAS SOBREVIVENTES

Ao final da avaliação (120 dias) sobreviveram 473 mudas arbustivo-arbóreas com capacidade de uso em recuperação de áreas degradadas. *Eucalyptus* sp. (7 ind.) foi a única espécie exótica resgatada do BSS. O hábito de vida das espécies que predominou foram as árvores (72,0%) comparadas aos arbustos (28,0%), porém o teste não paramétrico aplicado não apresentou diferença entre as classes considerando a abundância de indivíduos ($p = 0,715$) e a riqueza das espécies ($p = 0,098$), Figura 26 (A e B). A classe sucessional foi bastante equilibrada entre o total de espécies pioneiras (36,0%), secundária tardia (32,0%) e secundária inicial (28,0%), sendo que o teste aplicado não apresentou diferença entre as classes considerando a abundância de indivíduos ($p = 0,748$) e a riqueza de espécies ($p = 0,716$), Figura 26 (C e D).

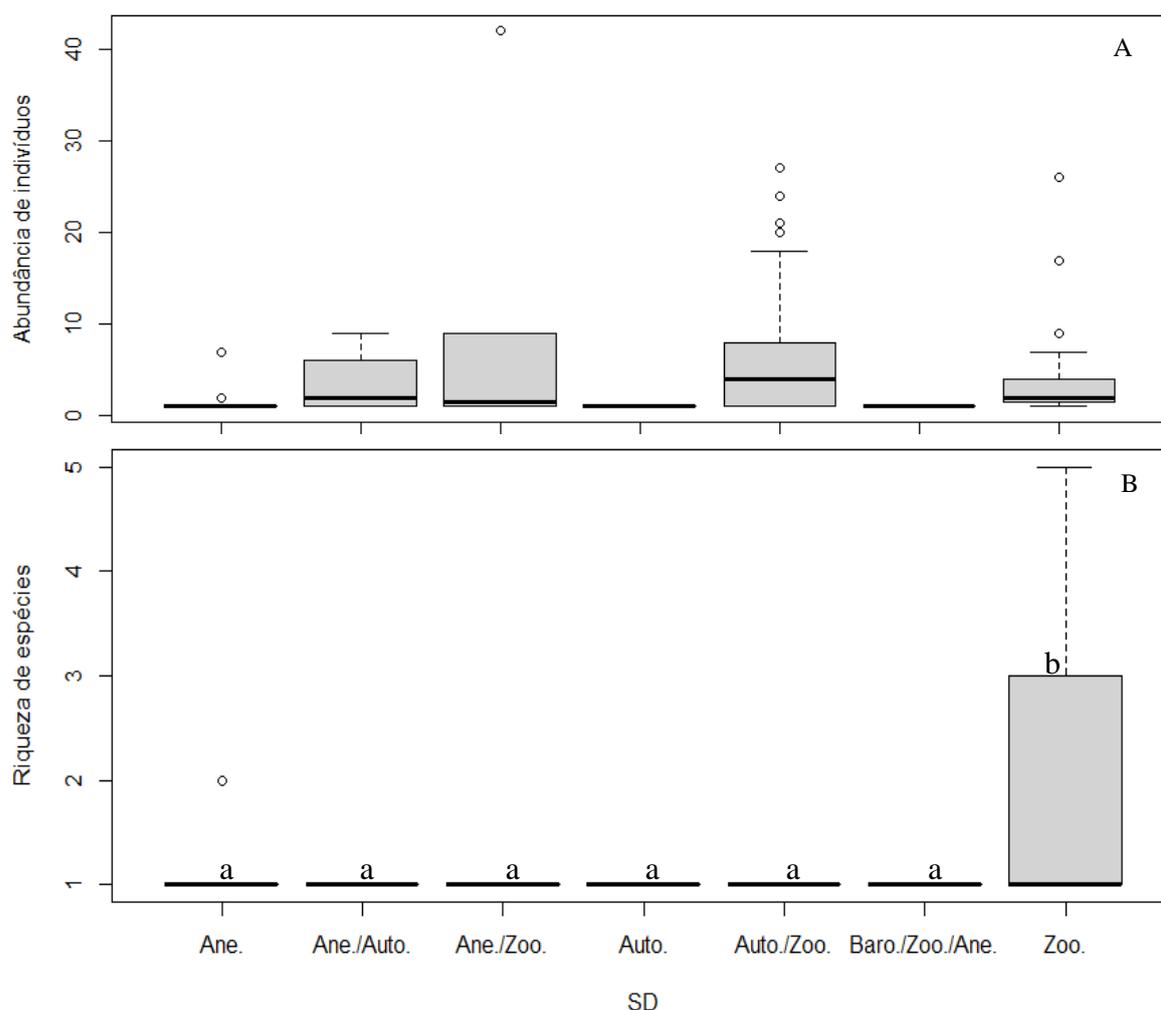
Figura 26 - Hábito de vida (HV) e classe sucessional (CS) das espécies arbustivo-arbóreas transplantadas, quanto à abundância de indivíduos (A e C) e riqueza espécies (B e D), do banco de sementes do solo na área de estudo, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro



Onde: A = Árvore e Arb. = Arbusto; Pi. = Pioneira, SI = Secundária inicial e ST = Secundária tardia.

Não houve diferença estatística entre as síndromes de dispersão pelo teste avaliado para a abundância de indivíduos ($p = 0,139$), mas houve para a riqueza de espécies ($p < 0,001$). As espécies zoocóricas (64,0%) se destacaram, seguida das espécies que são distribuídas por mais de uma forma de dispersão (16,0%) e pela anemocoria (12,0%), Figura 27.

Figura 27 - Síndrome de dispersão (SD) das espécies arbustivo-arbóreas transplantadas, quanto à abundância de indivíduos (A) e riqueza de espécies (B) do banco de sementes do solo na área de estudo, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro



Onde: Ane. = Anemocoria, Auto. = Autocoria, Zoo. = Zoocoria e Baro. = Barocoria. Letras iguais (a) não diferiram significativamente pelo Post hoc de Dunn ($p < 0,05$).

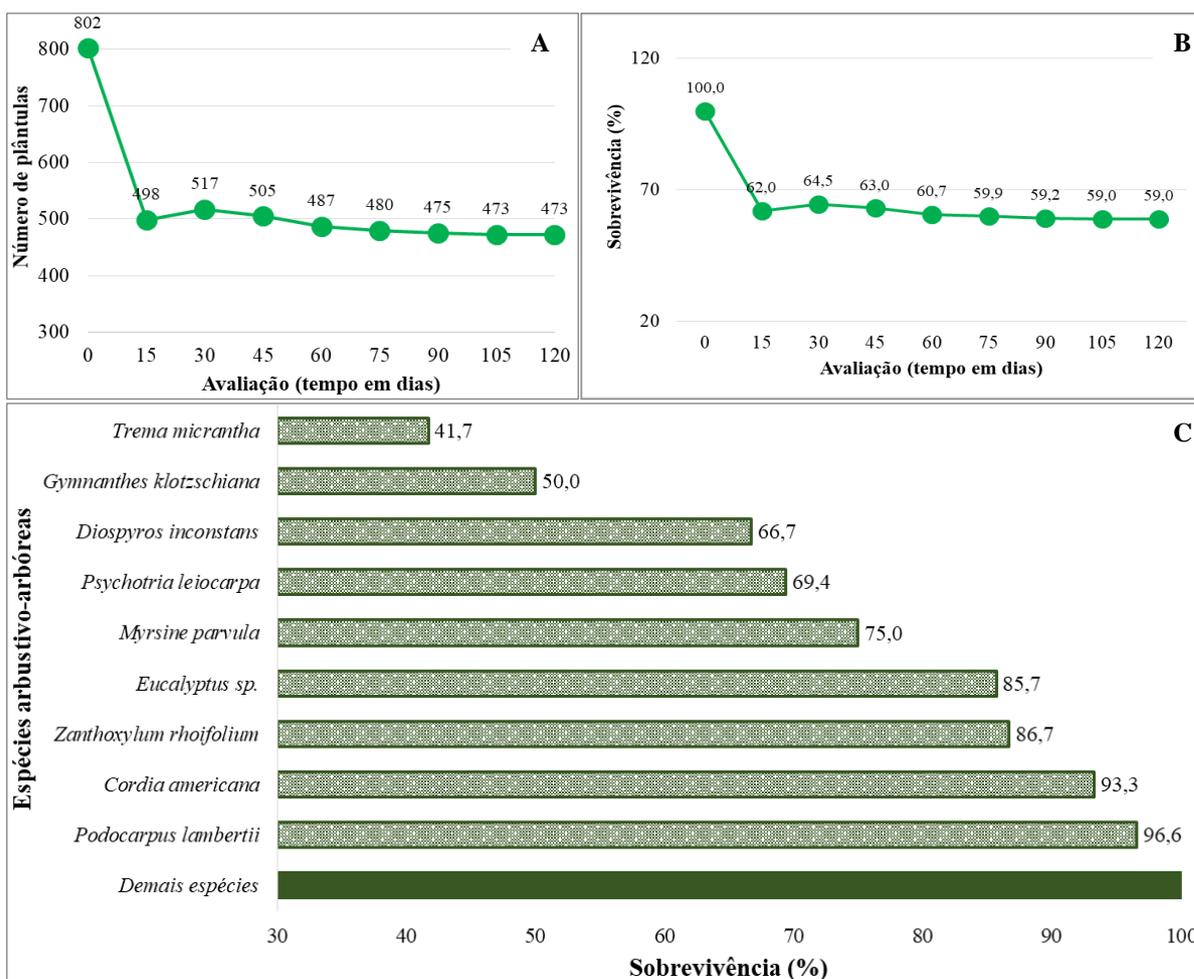
Fonte: Autora

3.2 SOBREVIVÊNCIA, CRESCIMENTO EM DIÂMETRO E ALTURA DAS MUDAS

A taxa geral de sobrevivência das mudas foi de 59,0% (473 ind.), ao final dos 120 dias de avaliação. Das 25 espécies arbustivo-arbóreas acompanhadas, nove apresentaram perdas de

mudas, sendo o *Gymnanthes klotzschiana* e a *T. micrantha* as espécies que sofreram as maiores perdas: 50,0% e 58,3%, respectivamente (Figura 28).

Figura 28 - Avaliação do número de plântulas, sobrevivência de mudas e de espécies resgatadas do banco de sementes do solo na área de estudo, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro



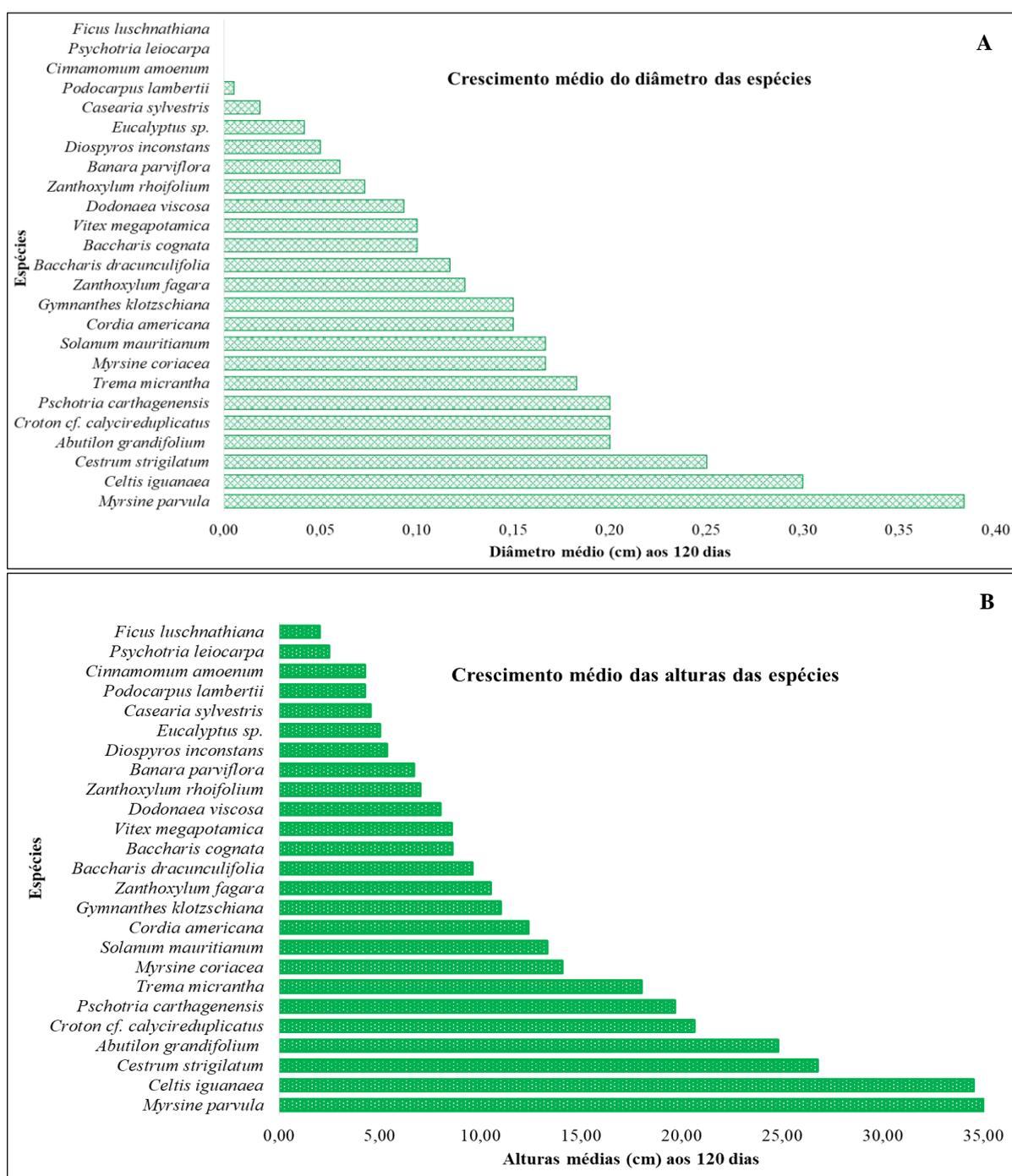
Onde: A) Ordem decrescente do número de plântulas arbustivo-arbóreas para cada período de avaliação; B) Ordem decrescente do percentual de sobrevivência de mudas arbustivo-arbóreas durante o período avaliado e C) Ordem crescente do percentual de sobrevivência das espécies arbustivo-arbóreas durante o período avaliado.

Fonte: Autora

De modo geral, *Myrsine parvula* foi a espécie que se destacou em crescimento médio de diâmetro (0,4 cm) e de altura (35,0 cm) e *Ficus luschnathiana* foi a que apresentou o menor crescimento médio em diâmetro (0,0 cm) e altura (2,0 cm), ao final dos 120 dias de avaliação, Figura 29 (A e B). Quanto ao crescimento médio em diâmetro e altura das espécies que sofreram perdas de mudas, considerando todos os tempos de avaliação, o período de maior crescimento

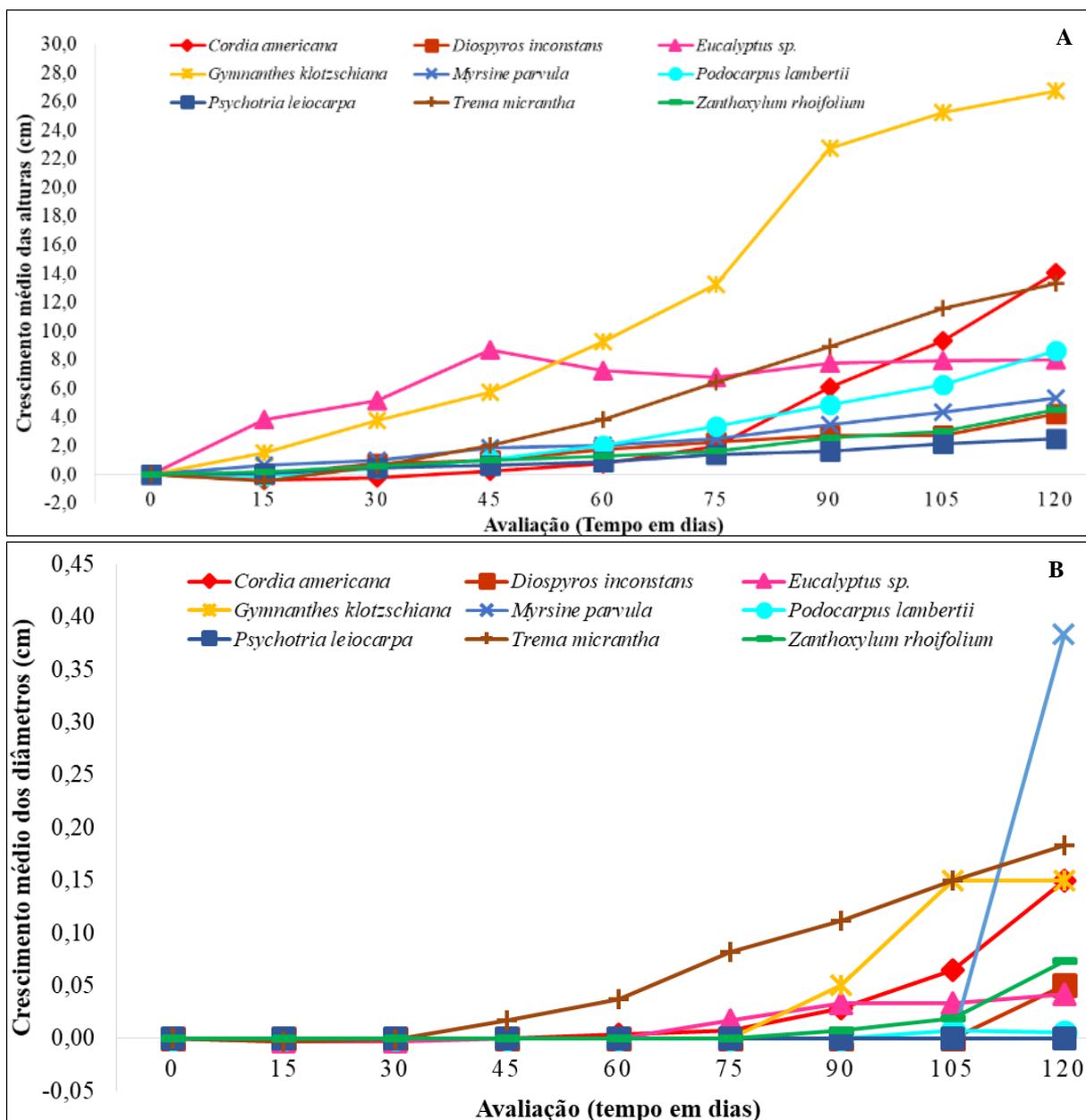
para todas as espécies foi entre os 75 e 120 dias. A *G. klotzschiana* apresentou maior crescimento médio em altura (26,8 cm), *M. parvula* o maior crescimento médio em diâmetro (0,4 cm) e *P. leiocarpa* foi a espécie com o crescimento médio mais lento (0,0 cm no diâmetro e 2,5 cm na altura) para o período avaliado, Figura 30 (A e B).

Figura 29 - Crescimento médio em diâmetro (A) e altura (B), no final do período avaliado, das espécies arbustivo-arbóreas resgatadas do banco de sementes na área de estudo, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro



Fonte: Autora

Figura 30 - Crescimento médio em altura (A) e diâmetro (B), considerando cada período avaliado, das espécies arbustivo-arbóreas que sofreram perdas de mudas, com origem no banco de sementes do solo na área de estudo, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro



Fonte: Autora

4 DISCUSSÃO

Consideramos expressivo o número de plântulas, famílias botânicas, gêneros e espécies arbustivo-arbóreas, com a finalidade de uso na recuperação de áreas degradadas, oriundas do BSS de uma área de hortos florestais no bioma Pampa. Estudo semelhante ao nosso, porém considerando apenas espécies arbóreas, confirmou o potencial do BSS em produzir mudas com

diversidade de espécies que podem auxiliar viveiros comerciais na oferta de mudas para restauração ecológica apresentando riqueza de espécies (19) e de famílias (11) satisfatórias (NETO; MARTINS MIRANDA; SILVA, 2019). A quantidade de uma ou duas espécies arbustivo-arbórea por família era esperada considerando a origem das mudas através de recrutamento do BSS, além do contexto em que a área está inserida, abrangendo uma área de hortos florestais com cultivo de eucalipto e remanescentes nativos.

Em função, da diversidade de mudas resultantes do resgate do BSS, esta técnica pode ser uma importante aliada tanto para caracterizar as condições de resiliência do local, quanto para subsidiar viveiros na produção mais diversificada de mudas que possam ser utilizadas em projetos de recuperação de áreas no Pampa. Além disso, ocorre a possibilidade de redução de custos com coleta de sementes e quebra de dormência, pelo fato de que o resgate das mudas via BSS elimina essas duas etapas no viveiro.

T. micrantha é uma espécie pioneira na recolonização de áreas e o fato de ter sido posta para emergência fora de seu habitat de campo e sem a cobertura de um dossel pode ter facilitado a sua expressão. Além disso, possui eficiente dispersão abrangendo diversas aves frugívoras (ARGEL-DE-OLIVEIRA; CASTIGLIONI; SOUZA, 1996) e têm característica de facilitadora de sucessão (CORREIA; MARTINS, 2015). Estudos com BSS em FES destacaram elevada frequência e abundância dessa espécie (SCHORN et al., 2013; BALESTRIN et al., 2019), além de diversos outros contextos de áreas em restauração (CALEGARI et al., 2013; CORREIA; MARTINS, 2015; NETO et al., 2017; OLIVEIRA et al., 2018).

Alguns trabalhos com BSS oriundos de sub-bosque de eucalipto relataram, além da *T. micrantha*, a expressiva e frequente ocorrência de *Solanum mauritianum* e *Zhantoxylum rhoifolium* (SEUBERT et al., 2017; NETO; MARTINS MIRANDA; SILVA, 2019; GRANZOTTO et al., dados não publicados a), que também se destacaram neste estudo. *T. micrantha* e *S. mauritianum* possuem alta adaptação às condições ambientais em função de sua dispersão e relação positiva com a fauna local o que destaca essas espécies como promotoras do avanço da sucessão natural (BALESTRIN et al., 2019). Essas espécies compreendem o grupo de recobrimento quanto às estratégias de ocupação ecológica (GUARINO et al., 2018), o que favorece a entrada de outras espécies e a cobertura e proteção do solo.

No nosso estudo também se destacaram espécies secundárias iniciais (SI) e secundárias tardias (ST), o que nos direciona para o avanço da sucessão ecológica da área de estudo, provavelmente relacionado à existência de remanescentes nativos preservados e pela proximidade às áreas com plantio de eucalipto. A espécie *Z. rhoifolium* é uma SI, amplamente dispersa e polinizada pela fauna, que se destacou pela emergência nos RFN e pela sobrevivência

das mudas (> 80%). Dentre as ST sobressaíram a *Cordia americana*, a *Psychotria leiocarpa* e o *Podocarpus lambertii*. Essas espécies fazem parte do grupo de diversidade, exceto o *P. lambertii* que também atua no grupo de recobrimento (GUARINO et al., 2018).

A *P. leiocarpa* é um arbusto do grupo de diversidade (BARBOSA et al., 2017). Foi observada em alta densidade no sub-bosque dos RFN da área de estudo, tem comportamento de emitir vários perfilhos junto à planta mãe, o que pode ser um fator positivo para uma boa cobertura de solo na área. A elevada densidade dessa espécie não diminui a regeneração natural de espécies arbóreas e podem atuar como multifuncionais por meio de filtros que favorecem a sucessão ecológica (SILVA JUNIOR et al., 2021). A presença abundante dessa espécie no sub-bosque caracteriza florestas mais velhas ou em estágio sucessional mais avançado (LIEBSCH; MARQUES; GOLDENBERG, 2008). Isso de fato ocorre com as áreas nativas do nosso estudo, ressaltando ainda mais a importância de manter e preservar esses remanescentes próximos a áreas de cultivo com eucalipto. Lembrando que o gênero *Psychotria* foi considerado um importante fornecedor de recurso alimentício para a fauna polinizadora e dispersora (TEIXEIRA; MACHADO, 2004). Características positivas como fonte alimentar ou atração para a fauna, estratégias de ocupação ecológica e o não impedimento de novos regenerantes são informações que precisam ser consideradas na seleção e indicação de espécies para projetos de recuperação de áreas degradadas.

O *P. lambertii* é outra ST bastante expressiva na área (GRANZOTTO et al., dados não publicados b) e isso também se refletiu nas plantas resgatadas do BSS. Condições como a proximidade ao Parque Estadual do Podocarpus, da capacidade natural da própria espécie em se estabelecer no local e pela área ser caracterizada como de transição ecotonal com constituintes de FOM (LEITE, 2002; QUADROS; PILLAR, 2002; WAECHTER, 2002) podem favorecer a perpetuação da espécie. O modo de dispersão tanto pela fauna, quanto pelo vento amplia a capacidade de dispersão da espécie, somado a alta produção de sementes o que facilita o sucesso da sua propagação. Características como ambientes de encosta (CHAMI et al., 2011), solos rasos ou rochosos, como é o caso da Serra do Sudeste no RS (ZIMMER; PAZ; GANADE, 2010), a inclinação do terreno, a umidade do solo e a incidência solar indireta (LONGHI et al., 2010) influenciam no estabelecimento da espécie. O número de mudas produzidas de *P. lambertii* por meio do BSS mostra a relevância da espécie para a conservação da biodiversidade na região do estudo. Sua importância também fica reforçada ao aparecer na lista das espécies Quase Ameaçadas de Extinção - NT (FARJON, 2013).

4.1 GRUPOS ECOLÓGICOS DAS MUDAS SOBREVIVENTES

A origem das mudas foi predominantemente de nativas, o que reflete o bom estado de resiliência da área que consegue se proteger da entrada de exóticas e de invasoras. Uma única espécie exótica ocorreu no BSS, o *Eucalyptus* sp. e com apenas 0,9% de abundância de indivíduos. Constatamos, por meio da emergência da espécie, que o BSS é um indicativo de baixa expressão da exótica, não sendo uma ameaça de invasão para os remanescentes nativos, mesmo que o estudo seja em uma área de horto florestal ativo. No Brasil, parece ser raro o recrutamento natural de eucalipto próximos aos locais de cultivo (BRANCALION et al., 2020). As plântulas de eucalipto foram consideradas no transplante, pois também podem ser utilizadas em projetos de recuperação de áreas degradadas conforme legislação brasileira (Lei 12.651), haja vista o significativo valor econômico e a possibilidade de uso em benefício do próprio produtor rural.

A sucessão ecológica depende de diferentes hábitos de vida para avançar nos seus processos naturais e, por conta disso, também consideramos as espécies arbustivas em nosso estudo para obtermos mais informações quanto à diversidade de espécies desse grupo. O número de indivíduos e espécies de árvores foi superior ao de arbustos, porém a distribuição deles na área não foi diferente. Esse equilíbrio na distribuição dos grupos arbustivo-arbóreo, com maior abundância de árvores pode ter influência dos remanescentes nativos preservados da área de estudo. Áreas mais conservadas foram relatadas com maior diversidade de espécies arbóreas nativas no BSS, o que pode garantir ou facilitar o avanço na trajetória sucessional (SILVA; MARTINS; BALESTRIN, 2021). Informações como estas são importantes para conhecermos todo o ciclo da restauração ecológica de uma área, partindo da avaliação da resiliência da área por meio do BSS é possível estimarmos a futura trajetória da vegetação do lugar. Além disso, as mudas produzidas a partir do resgate do BSS podem retornar à própria área de estudo, caso ela esteja passando por um processo de recuperação.

As classes sucessionais Pi., SI e ST, também apresentaram distribuição equilibrada entre indivíduos e espécies, no entanto as secundárias se sobressaíram na área. As diferentes composições de ambiente, idades de regeneração e de cobertura vegetal que compõem os hortos florestais permitem a presença de espécies de diferentes grupos sucessionais e os remanescentes nativos preservados sustentam a ocorrência das espécies secundárias. No entanto, as espécies pioneiras podem permanecer viáveis no solo por muito tempo (acima de um ano) e usam essa capacidade como estratégia até encontrarem as condições favoráveis à germinação (NETO; MARTINS; SILVA, 2021). As espécies pioneiras fazem parte do BSS persistente e têm

diversos papéis fundamentais como a expressão da resiliência do banco de um determinado local, a capacidade de iniciar a regeneração natural de uma área e promover a entrada e a proteção para outras espécies no sistema. Assim, mudas com espécies das classes SI e ST podem ser indicadas para projetos de enriquecimento, enquanto as pioneiras podem ser utilizadas para conceber projetos no início da recuperação de uma área.

A síndrome de dispersão quanto à abundância de indivíduos não foi distinta, mas foi para a riqueza de espécies destacando a zoocoria. Diferentes classes sucessionais, o predomínio de mudas arbóreas nativas, sendo dispersas principalmente pela zoocoria, demonstra que a área de estudo está sendo abastecida provavelmente pelos remanescentes nativos que o constituem e/ou de seu entorno com presença de fauna dispersora. Isso possibilita ao BSS ter resiliência local e serve como um importante indicativo de qualidade da dinâmica da regeneração natural da área. A utilização de espécies zoocóricas em áreas que necessitam ser recuperadas facilita a interação da fauna com os demais elementos da paisagem e favorece a sucessão ecológica (FOCKINK et al., 2020). O potencial da regeneração natural é maior quando se mantém uma relação sadia com a fauna, indicada pela presença de um maior número de espécies zoocóricas (CANDIANI, 2016). O predomínio dessa síndrome reforça a importância da mata nativa conservada próxima de áreas em recuperação (HOLL et al., 2017). Salientamos que informações sobre a ecologia das espécies são de suma importância, pois subsidiam e fornecem mais segurança ao produtor rural quanto à escolha e utilização das espécies mais adequadas a sua realidade e necessidade de plantio.

3.2 SOBREVIVÊNCIA E CRESCIMENTO DAS MUDAS

A taxa geral de sobrevivência das mudas arbustivo-arbóreas (59,0%) num primeiro momento pode parecer baixa, mas não é, haja vista a se considerar os extremos climáticos da região central do RS, onde as mudas foram produzidas. Além disso, representam um número muito interessante se consideramos que não houve custos com as sementes, viagens para coleta de cada espécie, técnicas de quebra de dormência e altos investimento em viveiro e insumos. Em relação à riqueza de espécies, consideramos promissor o percentual que não tiveram perdas no período avaliado (64%), entre o terceiro e quarto mês de avaliação, demonstrando estabilidade na sobrevivência e os maiores crescimentos em altura e diâmetro das mudas. Das que sofreram perdas, a *T. micrantha* teve reduções superiores a 50,0% e o *G. klotzschiana* chegou a 50% de perdas. A maior parte dessas mortes aconteceu logo após o transplante e, principalmente, com a *T. micrantha*. Essa espécie foi uma das primeiras a emergir no BSS e o tempo de quatro meses

nas bandejas foi observado não ser o ideal para o seu transplante em função do rápido crescimento das raízes e parte aérea. A taxa de desenvolvimento em viveiro de *T. micrantha* foi considerado rápida (> 50 cm/ano) (GUARINO et al., 2018).

O longo comprimento das raízes pode influenciar na sobrevivência das mudas e precisa ser considerado no transplante. Verificamos que a *T. micrantha* e o *G. klotzschiana* são sensíveis a esse procedimento que pode ter causado estresse na planta e resultado na perda de mudas. Observamos que aos 30 dias o número de plântulas ou o percentual de sobrevivência foram maiores que aos 15 dias. Isso aconteceu porque algumas plantas de *T. micrantha* brotaram após o estresse causado no transplante e com a poda de raízes. Em relação ao *G. klotzschiana* ressaltamos ser uma espécie associada à hidromorfia com alta capacidade de desenvolvimento, comum em mata ciliar e importante para a sobrevivência de outras espécies, seus frutos servem como recurso alimentar para alguns pássaros e peixes (KIERAS; ACCIOLY; MACHADO, 2018). No entanto, é uma espécie que apresenta sensibilidade ao transplante.

Observamos uma maior mortalidade nos primeiros períodos de avaliação, isso é, até os 45 dias após o transplante, Figura 29B. Estudos de crescimento e sobrevivência de mudas em viveiros, resgatadas do banco de plântulas da regeneração natural, apontaram uma maior taxa de mortalidade nos primeiros dois meses após o transplante (TURCHETTO et al., 2016) e aos três meses (VIANI; RODRIGUES, 2007). O estresse hídrico após o transplante pode ser uma das causas da perda de mudas devido ao sistema radicular estar se restabelecendo (TURCHETTO et al., 2016).

A maior expressão de crescimento das plantas foi em altura, variando com uma média de 2,0 cm a 35,0 cm. Enquanto, para o diâmetro, a variação média de crescimento foi bastante sutil, pois algumas espécies não alteraram seu diâmetro durante os 120 dias de acompanhamento do crescimento das mudas e outras atingiram um diâmetro médio de 0,4 cm. Devido à particularidade de características fisiológicas e morfológicas de cada espécie, optamos por não fazer um comparativo entre as espécies indicando qual teve maior crescimento, mas identificamos em cada período o crescimento de cada planta (Apêndice F).

5 CONCLUSÃO

Nossa hipótese foi confirmada. O BSS de uma área de hortos florestais com remanescentes nativos e plantio de eucalipto no Pampa brasileiro mostrou que o resgate de plântulas arbustivo-arbóreas desse banco é uma técnica que pode contribuir para aumentar a

diversidade de espécies que tem potencial de uso em projetos de restauração ecológica. Mais estudo como este precisam ser encorajados não só no Pampa, mas em outros biomas e em diferentes condições de cobertura do solo para melhor conhecermos a resiliência das áreas que precisam ser recuperadas e aumentarmos a disponibilidade de diversidade de mudas nos viveiros.

6 REFERÊNCIAS

ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.

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, n. 1, p. 1–20, 2016.

ARGEL-DE-OLIVEIRA, M. M.; CASTIGLIONI, G. D.; SOUZA, S. B. Comportamento alimentar de aves frugívoras em *Trema micrantha* (Ulmaceae) em duas áreas alteradas do sudeste brasileiro. **Ararajuba**, v. 4, n. 1, p. 51–55, 1996.

BALESTRIN, D. et al. Relationship between soil seed bank and canopy coverage in a mined area. **Revista Arvore**, v. 43, n. 4, p. 1–11, 2019.

BARBOSA, L. M. et al. **Lista de espécies indicadas para restauração ecológica para diversas regiões do Estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Botânica de São Paulo - IBt, 2017. 344p. Disponível em: <<https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/institutodebotanica/wp-content/uploads/sites/235/2019/10/lista-especies-rad-2019.pdf>>. Acesso em: 25 de jan. 2021.

BECHARA, F. C. et al. Neotropical rainforest restoration: comparing passive, plantation and nucleation approaches. **Biodiversity and Conservation**, v. 25, n. 11, p. 2021–2034, 2016.

BENINI, R. DE M.; ADEODATO, S. **Economia da restauração florestal**. São Paulo: The Nature Conservancy, 2017. 136p.

BOANARES, D.; DE AZEVEDO, C. S. The use of nucleation techniques to restore the environment: A bibliometric analysis. **Natureza e Conservação**, v. 12, n. 2, p. 93–98, 2014.

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

BRANCALION, P. H. S. et al. Balancing economic costs and ecological outcomes of passive and active restoration in agricultural landscapes: the case of Brazil. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 856–867, 2016.

BRANCALION, P. H. S. et al. Exotic eucalypts: From demonized trees to allies of tropical forest restoration? **Journal of Applied Ecology**, v. 57, n. 1, p. 55–66, 2020.

BRASIL. **Regras para análise de sementes (RAS)**. 1º ed. Brasília, DF.: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2009. 399p. Disponível em: <<https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/insumos-agropecuarios/arquivos-publicacoes->

insumos/2946_regras_analise__sementes.pdf>. Acesso em: 15 de nov. 2018.

BUDOWSKI, G. Distribution of tropical American rain forest species in the light of successional processes. **Turrialba**, v. 15, n. 1, p. 40–42, 1965.

CALEGARI, L. et al. Produção de mudas de espécies arbóreas nativas em viveiro via resgate de plantas jovens. **Revista Árvore**, v. 35, p. 41–50, 2011.

CALEGARI, L. et al. Avaliação do banco de sementes do solo para fins de restauração florestal em Carandaí, MG. **Revista Árvore**, v. 37, n. 5, p. 871–880, 2013.

CANDIANI, G. Regeneração natural de espécies arbóreas em sub-bosque de Eucalyptus saligna Sm., Caieiras, SP. **Ambiência**, v. 12, n. 4, p. 915–931, 2016.

CARNEIRO, J. G. DE. **Produção e controle de qualidade de mudas florestais**. Curitiba: Universidade Federal do Norte Fluminense, Campos, FUPEF, 1995. 451p.

CASTELLI, K. R. et al. Analysis of effectiveness of three forest interventionist techniques and proposal of a new and integrated model of forest restoration. **Environmental Technology (United Kingdom)**, v. 36, n. 21, p. 2712–2723, 2015.

CHAMI, L. B. et al. Mecanismos de regeneração natural em diferentes ambientes de remanescente de Floresta Ombrófila Mista, São Francisco de Paula, RS. Mechanisms of natural regeneration in different environments in the remaining Mixed Rain Forest, São Francisco de Paula, RS. **Ciência Rural**, v. 41, n. 2, 2011.

CHAZDON, R. L. Landscape restoration, natural regeneration, and the forests of the future. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, v. 102, n. 2, p. 251–257, 2017.

CHAZDON, R. L.; GUARIGUATA, M. R. Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 716–730, 2016.

CHAZDON, R. L.; URIARTE, M. Natural regeneration in the context of large-scale forest and landscape restoration in the tropics. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 709–715, 2016.

COLMANETTI, M. A. A. et al. Impact of soil properties, tree layer and grass cover on forest regeneration in a mixed native species reforestation. **Scientia Forestalis/Forest Sciences**, v. 49, n. 130, p. e3312, 2021.

CORBIN, J. D.; HOLL, K. D. Applied nucleation as a forest restoration strategy. **Forest Ecology and Management**, v. 265, p. 37–46, 2012.

CORREIA, G. G. DE S.; MARTINS, S. V. Banco de sementes do solo de floresta restaurada, Reserva Natural Vale, ES. **Floresta e Ambiente**, v. 22, n. 1, p. 79–87, 2015.

CUNHA, N. G. DA; SILVEIRA, R. J. C. DA. **Estudo de Solos do Município de Santana da Boa Vista - RS 37**. Pelotas: Embrapa Clima Temperado, v. 37. 2002. 50p.

FARJON, A. *Podocarpus lambertii*. Disponível em: <<https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-1.RLTS.T34086A2844519.en.>>. Acesso em: 30 abr. 2021.

FOCKINK, G. D. et al. Espécies prioritárias para restauração da Floresta Ombrófila Mista Montana e Altomontana na Bacia Hidrográfica do rio Canoas. **Advances in Forestry**

Science, v. 7, n. 1, p. 911, 2020.

GRANZOTTO, F. et al. Banco de sementes do solo como indicador de resiliência para a regeneração natural em plantio de eucalipto, bioma Pampa, sul do Brasil. **Dados não publicados a**, 2021.

GRANZOTTO, F. et al. **Espécies do banco de sementes do solo, regeneração natural e componente arbóreo no Pampa brasileiro**. 1. ed. Curitiba: CRV, 2021. 136p. Disponível em: <<https://www.editoracriv.com.br/produtos/detalhes/36591-crv>>. Acesso em: 10 de jan. 2022.

GRANZOTTO, F. et al. Regeneração natural em plantios de eucalipto e remanescentes florestais nativos no Pampa brasileiro. **Dados não publicados b**, 2021.

GUARINO, E. DE S. G. et al. **Espécies de plantas prioritárias para projetos de restauração ecológica em diferentes formações vegetais no bioma Pampa: primeira aproximação**. 1. ed. Pelotas: Embrapa, v. 457. 2018. 79p.

HOLL, K. D. et al. Local tropical forest restoration strategies affect tree recruitment more strongly than does landscape forest cover. **Journal of Applied Ecology**, v. 54, n. 4, p. 1091–1099, 2017.

HOLL, K. D.; AIDE, T. M. When and where to actively restore ecosystems? **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p. 1558–1563, 2011.

IBGE. **Manuais Técnicos em Geociências: Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. 2 ed. rev. ed. Rio de Janeiro: [s.n.]. v. 1

KIERAS, W. S.; ACCIOLY, Y.; MACHADO, S. DO A. Análise estrutural e dinâmica de *Gymnanthes klotzschiana* (Müll. Arg.) em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista. **Scientia Agraria Paranaensis**, v. 17, n. 1, p. 78–87, 2018.

KUNZ, S. H.; MARTINS, S. V. Soil seed bank in Seasonal Semideciduous Forest and abandoned pasture. **Revista Árvore**, v. 40, n. 6, p. 991–1001, 2016.

LE STRADIC, S.; BUISSON, E.; FERNANDES, G. W. Restoration of Neotropical grasslands degraded by quarrying using hay transfer. **Applied Vegetation Science**, v. 17, n. 3, p. 482–492, 2014.

LEITE, P. F. Contribuição ao conhecimento fitoecológico do sul do Brasil. Santa Maria: **Ciência & Ambiente**, v. 24, p. 51-73, 2002.

LIEBSCH, D.; MARQUES, M. C. M.; GOLDENBERG, R. How long does the Atlantic Rain Forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession. **Biological Conservation**, v. 141, n. 6, p. 1717–1725, 2008.

LONGHI, S. J. et al. Fatores ecológicos determinantes na ocorrência de *Araucaria angustifolia* e *Podocarpus lambertii*, na Floresta Ombrófila Mista da FLONA de São Francisco de Paula, RS, Brasil. **Ciência Rural**, v. 40, n. 1, 2010.

MAGURRAM, A. E. **Medindo a diversidade biológica**. UFPR ed. Paraná, Brasil: Tradução: Dana Moina Vianna, 2013. 261p.

NETO, A. M. et al. Banco de sementes em mina de bauxita restaurada no Sudeste do Brasil. **Floresta e Ambiente**, v. 24, p. online, 2017.

NETO, A. M.; MARTINS, S. V.; SILVA, K. DE A. Soil seed banks in different environments: initial forest, mature forest, Pinus and Eucalyptus abandoned stands. **Plant Biosystems**, v. 155, n. 1, p. 128–135, 2021.

NETO, A.; MARTINS MIRANDA, S. V.; SILVA, K. DE A. Plantlet rescue in a soil seed bank to produce forest species seedlings. **Ecological Engineering**, v. 132, n. March, p. 94–101, 2019.

OLIVEIRA, T. J. F. DE et al. Banco de sementes do solo para uso na recuperação de matas ciliares degradadas na região noroeste fluminense. **Ciência Florestal**, v. 28, p. 206–217, 2018.

PILON, N. A. L. et al. Native remnants can be sources of plants and topsoil to restore dry and wet cerrado grasslands. **Restoration Ecology**, v. 27, n. 3, p. 569–580, 2019.

QUADROS, F. L. .; PILLAR, V. D. P. Transições floresta-campo no Rio Grande do Sul. **Ciência & Ambiente**, v. 1, n. 24, p. 109–118, 2002.

R-STUDIO TEAM. **RStudio**: Integrated Development for R. RStudio. PBC, Boston MA, 2021.

REFLORA. **Flora do Brasil 2020**. Disponível em: <<https://reflora.jbrj.gov.br/reflora/listaBrasil/ConsultaPublicaUC/ConsultaPublicaUC.do#CondicaoTaxonCP>>. Acesso em: 28 fev. 2022.

ROVEDDER, A. P. M. et al. **Potencial de regeneração natural da vegetação no Pampa**. Brasília, DF.: MMA, 2018. Disponível em: <<https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/ecossistemas-1/arquivos/potencial-de-regeneracao-naturalpampa.pdf/view>>. Acesso em: 26 de jan. 2021.

SCHORN, L. A. et al. Composição do banco de sementes do solo em áreas de preservação permanente sob diferentes tipos de cobertura. **Floresta**, v. 43, n. 1, p. 49–58, 2013.

SEUBERT, R. C. et al. Regeneração natural em diferentes períodos de abandono de áreas após extração de *Eucalyptus grandis* hill ex maiden, em argissolo vermelho-amarelo álico, em Brusque, Santa Catarina. **Ciência Florestal**, v. 27, n. 1, p. 1–19, 2017.

SILVA, A. C. A.; MARTINS, S. V.; BALESTRIN, D. Soil Seed Bank as a Bioindicator to Identify Invasive Species. **Floresta**, v. 51, n. 3, p. 760, 2021.

SILVA JUNIOR, J. C. C. DA et al. Does the high density of *Psychotria* shrubs in the understory influence the natural regeneration of trees? **Ecological Engineering**, v. 172, n. 106401, 2021.

STANTURF, J. A.; PALIK, B. J.; DUMROESE, R. K. Contemporary forest restoration: a review emphasizing function. **Forest Ecology and Management**, v. 33, n. 1, p. 292–323, 2014.

TEIXEIRA, L. A. G.; MACHADO, I. C. Biologia da polinização e sistema reprodutivo de *Psychotria barbiflora* DC. (Rubiaceae). **Acta Botânica Brasileira**, v. 18, n. 4, p. 853–862, 2004.

THOMPSON, K.; GRIME, J. P. Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. **Journal of Ecology**, v. 67, n. 3, p. 893–921, 1979.

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

TRINDADE, J. P. P.; BORBA, M. F. S.; LEFEVBRE, J. Vegetação do território do alto camaquã obtenção, tratamento e classificação de imagens de satélite Landsat TM. **Embrapa Circular Técnica**, v. 106, p. 44, 2010.

TURCHETTO, F. et al. Can transplantation of forest seedlings be a strategy to enrich seedling production in plant nurseries? **Forest Ecology and Management**, v. 375, p. 96–104, 2016.

VAN DER PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants**. 3. ed. New York: Springer-Verlag, 1982.

VIANI, R. A. G.; RODRIGUES, R. R. Sobrevivência em viveiro de mudas de espécies nativas retiradas da regeneração natural de remanescente florestal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, n. 8, p. 1067–1075, 2007.

WAECHTER, J. L. Padrões geológicos na flora atual do Rio Grande do Sul. **Ciência & Ambiente**, v. 1, n. 24, p. 93–108, 2002.

YARRANTON, G. A.; MORRISON, R. G. Spatial dynamics of a primary succession: nucleation. **The Journal of Ecology**, v. 62, n. 2, p. 417–428, 1974.

ZIMMER, G.; PAZ, C.; GANADE, G. Efeitos de diferentes espécies pioneiras sobre a colonização de *Podocarpus lambertii* em uma área em restauração. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 5, n. 3, p. 160–166, 2010.

7 ARTIGO IV – RELAÇÃO ENTRE VARIÁVEIS AMBIENTAIS NA REGENERAÇÃO NATURAL DE ESPÉCIES ARBUSTIVO-ARBÓREAS NO PAMPA BRASILEIRO

RELATION AMONG ENVIRONMENTAL VARIABLES IN THE SHRUB TREE SPECIES NATURAL REGENERATION IN THE BRAZILIAN PAMPA

RESUMO

O estudo da relação entre variáveis ambientais e espécies arbustivo-arbóreas regenerantes é importante para definir os diferentes usos e manejo do solo. Por isso, em área de transição ecotonal do Pampa, objetivamos estudar a relação entre as variáveis ambientais com a ocorrência de espécies arbustivo-arbóreas na regeneração natural em plantio de eucalipto e remanescentes florestais nativos. Levantamos os indivíduos arbustivo-arbóreas regenerantes em 32 unidades amostrais (UA) distribuídas em área de hortos florestais na Serra do Sudeste, Rio Grande do Sul. Cada UA é constituída por seis parcelas de 1 m². Como critério de inclusão consideramos indivíduos com 30 cm ≤ altura ≤ 130 cm. Coletamos amostras de solo para avaliarmos os seus atributos químicos, de profundidade, carbono e nitrogênio totais. Variáveis ambientais como espessura de serapilheira, exposição solar, abertura de dossel e inclinação do terreno também foram consideradas no estudo. Realizamos análises multivariadas como: Análise de Componentes Principais (PCA), Análises de Correspondência Canônica (CCA) e Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) para estudarmos as relações entre as variáveis ambientais e as espécies regenerantes. Rodamos uma Análise de Variância (ANOVA) para verificarmos a significância dessas relações. Levantamos 1.150 indivíduos arbustivo-arbóreas regenerantes em 192 m², distribuídos em 80 espécies, 62 gêneros e 35 famílias botânicas. A ANOVA mostrou significância na relação entre as variáveis ambientais e as espécies regenerantes. A inclinação do terreno, abertura do dossel, matéria orgânica, cálcio, magnésio e alumínio são as variáveis que mais se correlacionaram a 17 espécies arbustivo-arbóreas regenerantes. A análise multivariada formou dois grupos que, de modo geral, separou as áreas com floresta nativa das áreas com plantio de eucalipto, refletindo o grau de conservação desses ambientes. Estudos dessa natureza são de extrema relevância pelo contexto que estão inseridos.

Palavras-chave: Componente regenerativo. Fatores ambientais. Floresta Estacional Semidecidual. Horto florestal. Plantio de eucalipto.

ABSTRACT

The study of the relation among environmental variables and regenerating shrub tree species is important to define the different uses and management of the soil. Therefore, in an ecotonal transition area of the Pampa, we aimed to study the relation among environmental variables with the occurrence of shrub tree species in natural regeneration in eucalyptus plantations and native forest remnants. We surveyed regenerating shrub tree individuals in 32 sampling units (SU) distributed in an area of forest gardens in the Southeast Serra, Rio Grande do Sul. Each SU consists of six 1 m² plots. As inclusion criteria, we considered individuals with 30 cm ≤ height ≤ 130 cm. We collected soil samples to assess their chemical attributes, depth, total carbon and nitrogen. Environmental variables such as litter thickness, sun exposure, canopy opening and terrain slope were also considered in the study. We performed multivariate analysis such as: Principal Component Analysis (PCA), Canonical Correspondence Analysis (CCA) and

Non-Metric Multidimensional Scaling (NMDS) to study the relations between environmental variables and regenerating species. We ran an Analysis of Variance (ANOVA) to verify the significance of these relations. We surveyed 1,150 regenerating shrub tree individuals in 192 m², distributed in 80 species, 62 genera and 35 botanical families. ANOVA showed significance in the relation between environmental variables and regenerating species. Terrain slope, canopy opening, organic matter, calcium, magnesium and aluminum are the most correlated variables to 17 regenerating shrub tree species. The multivariate analysis formed two groups that, in general, separated areas with native forest from areas with eucalyptus plantations, reflecting the conservation degree of these environments. Studies of this nature are extremely relevant due to the context in which they are inserted.

Keywords: Regenerative component. Environmental factors. Seasonal Semideciduous Forest. Forest Garden. Eucalyptus plantation.

1 INTRODUÇÃO

Preocupações globais atuais envolvem a restauração da vegetação de mais de dois milhões de hectares de florestas degradadas no mundo (STANTURF; PALIK; DUMROESE, 2014; CHAZDON, 2017), os eventos de crise climática (SCHULTE; STRECK; ROE, 2019) e a conservação dos serviços ecossistêmicos e da biodiversidade (FERRAZ DE OLIVEIRA et al., 2016). Isso, tem despertado uma maior consciência da dependência dos seres humanos em relação às florestas nativas e tem sido o ponto de partida para iniciativas internacionais contra o desmatamento e o aumento da restauração florestal (MELI et al., 2017).

Em função do cenário preocupante de áreas degradadas e das recentes iniciativas globais de recuperação, diversas técnicas de restauração ecológica estão sendo testadas. Porém, antes de tudo, é fundamental o entendimento dos processos de sucessão ecológica e dos fatores que interferem nessa sucessão (e.g. ecológicos, ambientais, climáticos e antrópicos). Para isso, pesquisas precisam ser continuamente desenvolvidas para testar e avaliar tanto no curto quanto no longo prazo, a relação entre as variáveis que se correlacionam com as espécies ocorrentes num determinado local ou região.

Uma das técnicas de investigação da restauração ecológica é a regeneração natural. Essa técnica está diretamente atrelada aos requisitos da sucessão ecológica e, por isso, tem sido utilizada para que possamos entender o funcionamento das comunidades vegetais e a partir disso, subsidiar estratégias de manejo e conservação das florestas (CHAI; WANG, 2016) visando o uso sustentável dos recursos ecossistêmicos. Dessa forma, investigar as potenciais limitações impostas ao componente regenerante da floresta é importante para verificarmos a eficácia da aplicação de técnicas restauradoras utilizadas nos reflorestamentos com espécies nativas (COLMANETTI et al., 2021).

O sucesso da regeneração em florestas depende de fatores locais, da estrutura do povoamento, da topografia e das propriedades do solo (CAVALLIN; VASSEUR, 2008; ANGELL; WARING; GRAVES, 2014). Entre outros aspectos como o uso do solo e do nível de perturbação na área (JOHNSTONE et al., 2016), da proximidade com remanescentes nativos (HELMER et al., 2008) e da resiliência de paisagem (CANDIANI, 2016). Existe uma inter-relação entre as características da floresta, a topografia e as propriedades do solo no crescimento e estabelecimento de espécies em florestas em regeneração (CHAI; WANG, 2016). O estudo de Werden, Becknell e Powers (2018) ressaltou como gradientes sucessionais e atributos do solo interagem para conduzir a estrutura da comunidade regenerante. Condições abióticas e bióticas ao longo de gradientes sucessionais e topográficos afetam fortemente comunidades de árvores jovens (SANAPHRE-VILLANUEVA et al., 2016). Em função de muitos fatores atuarem sobre a dinâmica da vegetação na floresta, cabe mencionar também que é difícil estudar os efeitos nessas relações de forma isolada para cada fator (CHAI; WANG, 2016). Mesmo porque o solo e a vegetação desenvolvem relações complexas entre si e com outras variáveis ambientais que influenciam na resiliência e na sucessão de ecossistemas (XU et al., 2008).

No bioma Pampa, estudos que avaliem a regeneração natural são escassos e, quando se aborda áreas com plantio de eucalipto, a escassez de pesquisas é ainda maior. Dessa forma, diante do crescente uso da terra e da importância econômica dessa monocultura e da preocupação com a conservação das áreas nativas, é urgente conhecermos mais sobre o tema. Além disso, pesquisas que considerem as influências das variáveis ambientais no componente regenerante nativo precisam ser incluídas com mais força nos estudos para que possamos ter mais respostas quanto ao caminho das futuras florestas. A partir disso, podemos organizar um planejamento mais adequado para as áreas produtivas e adotarmos melhores práticas para a conservação e preservação de áreas nativas.

Estudos no Brasil relatam forte relação espacial sofrida pelas comunidades arbóreas nos remanescentes florestais em função da heterogeneidade ambiental provocada pelo histórico de perturbação (OLIVEIRA-FILHO; DE MELLO; SCOLFORO, 1997; HIGUCHI et al., 2008). Outros fatores também são importantes como: as condições dos atributos do solo (RODRIGUES et al., 2007; SILVA; HIGUCHI; VAN DEN BERG, 2010), o relevo (ESPÍRITO-SANTO et al., 2002) e a entrada de luz associadas à bordas e clareiras (OLIVEIRA FILHO et al., 2007). Da mesma forma, é chamado a atenção para um melhor entendimento dos fenômeno de entrada de luz que atinge o componente regenerante de florestas tropicais e das condições do solo em escala local, pois também desempenham um papel importante no desenvolvimento deste componente (COLMANETTI et al., 2021).

Sabemos que a florística de uma área é influenciada por diversos fatores e, por isso, quanto mais estudos puderem ser realizados, mais ferramentas teremos na adoção de medidas adequadas a serem incluídas em planos de manejo e projetos de recuperação de áreas degradadas. Outro ponto que precisamos considerar é a escassez de estudos em área de transição ecotonal, caso do presente trabalho e, para que a recuperação de áreas com essa característica seja respeitada, é fundamental o conhecimento da vegetação e dos fatores que mais influenciam nesses locais. No Pampa brasileiro, onde predomina a transição ecotonal entre campos e florestas, é essencial aumentar o conhecimento sobre as comunidades vegetais (SILVA JUNIOR et al., 2021).

Objetivamos estudar a relação entre as variáveis ambientais com a ocorrência de espécies arbustivo-arbóreas na regeneração natural em plantio de eucalipto e remanescentes florestais nativos em área de transição ecotonal. Temos como hipótese que o componente arbustivo-arbóreo regenerante apresenta variações florísticas associadas à heterogeneidade ambiental existentes na área de estudo.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 DESCRIÇÃO GERAL DA ÁREA DE ESTUDO

Uma área de hortos florestais no Pampa brasileiro é o nosso objeto de estudo. Essa área compreende: os hortos florestais Santa Helena I e Arroio dos Lopes I. Pertence à empresa CMPC Brasil e está localizado na Serra do Sudeste/RS. O entorno da área é distribuído em pequenas propriedades rurais com predomínio de atividades como a pecuária com a criação de bovinos, ovinos e equinos e a produção agrícola com soja, milho, feijão e arroz irrigado nas áreas mais baixas. Além disso, o cultivo de pinus e eucalipto por empresas florestais é expressivo na região.

O relevo forte-ondulado, os solos rasos e afloramentos rochosos caracterizam a Serra do Sudeste, limitam a conversão das áreas em sistemas de produção agrícola e, com isso, potencializam a regeneração natural (ROVEDDER et al., 2018). No geral, é baixa a fertilidade dos solos que variam conforme a posição topográfica, sendo os Neossolos, os Argissolos e os Cambissolos predominantes (CUNHA; SILVEIRA, 2002). O Neossolo Regolítico Húmico (SANTOS et al., 2018) é o solo que abrange as áreas dos hortos florestais.

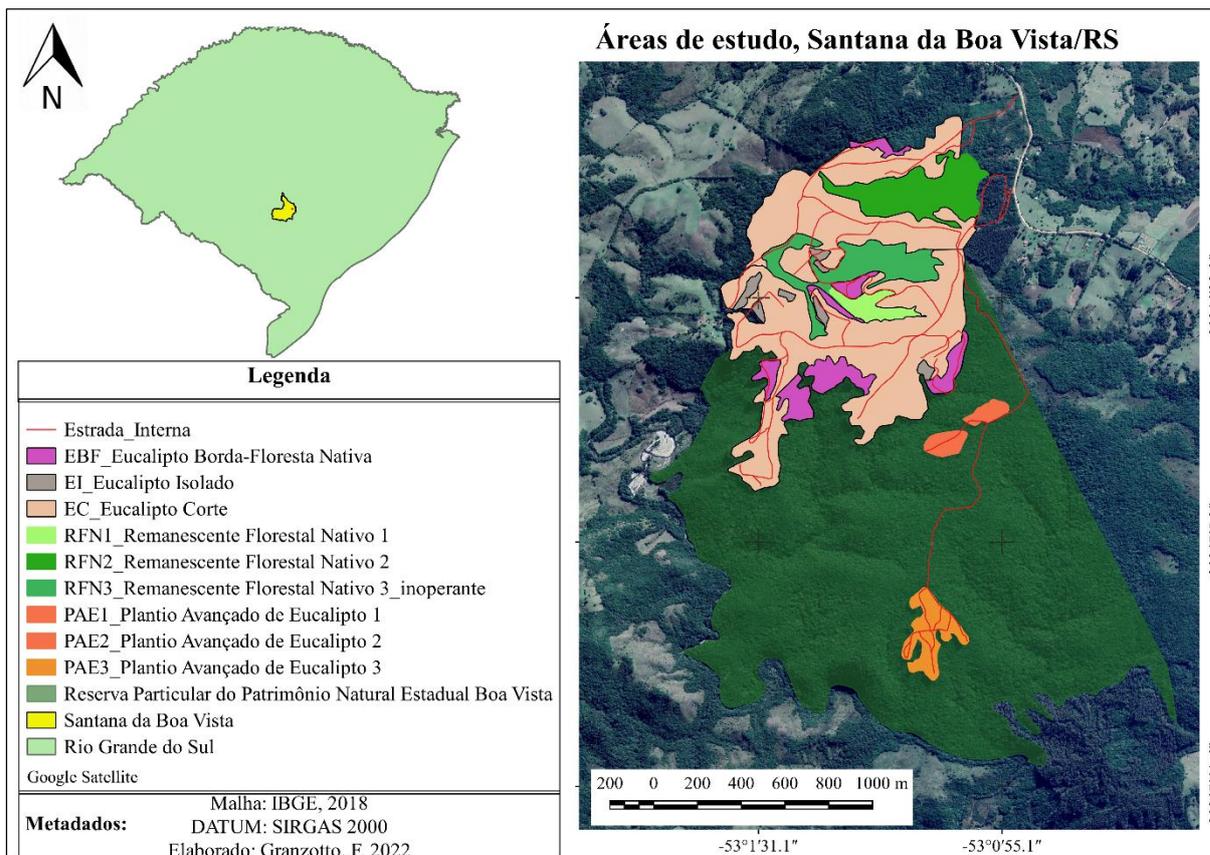
O clima é o Cfa de Köppen (ALVARES et al., 2013), sem estação seca e verão quente (BERNARDI et al., 2021). A temperatura média do mês mais frio é ~ 15 °C, a precipitação

média anual de 1.426 mm e a umidade relativa anual de ~ 80% (CUNHA; SILVEIRA, 2002). A vegetação compreende áreas campestres e de florestas, sendo caracterizada como área de transição ecotonal (LEITE, 2002; QUADROS; PILLAR, 2002; WAECHTER, 2002) e considerada de relevante interesse para a conservação da biodiversidade (TRINDADE; BORBA; LEFEVBRE, 2010). A fitofisionomia florestal dominante é a Floresta Estacional Semidecidual (FES), mas também há elementos da Floresta Ombrófila Mista (FOM).

2.2 LOCALIZAÇÃO E DESCRIÇÃO DAS ÁREAS DE COLETA

Os hortos florestais Santa Helena I e Arroio dos Lopes I compreendem uma Matriz Produtiva de Eucalipto (MPE) para fins comerciais, apresentando plantação de eucalipto sob condições distintas e remanescentes florestais nativos (RFN). Dentre os RFN, está a Reserva Particular do Patrimônio Natural Estadual Boa Vista (RPPNE Boa Vista), com 243,3 ha. Nas áreas com plantio de eucalipto a espécie predominante é o *Eucalyptus* var. *grandis* W.Hill ex Maiden. Para melhor caracterizarmos a área de estudo, organizamos os locais de coleta dos dados da vegetação regenerante e das variáveis ambientais em oito áreas (Figura 31).

Figura 31 - Localização das áreas do levantamento da regeneração natural e das variáveis ambientais Serra do Sudeste, Pampa brasileiro



Fonte: Autora

A RPPNE Boa Vista foi caracterizada em estágio intermediário a avançado de regeneração, com bom estado de conservação (SILVA JUNIOR et al., 2021). No seu interior, três manchas de eucalipto manejadas em sistema talhadia (ciclo ~ 10,0 anos), com espaçamento heterogêneo entre as árvores e regeneração no seu sub-bosque se fazem presente. Denominamos essas manchas como Plantio Avançado de Eucalipto (PAE) e para a coleta de dados, consideramos como sendo duas áreas. Conforme a distribuição na reserva, separamos em: PAE1,2 (1,1 ha; 1,5 ha) e PAE3 (4,7 ha).

A MPE compreende a área de produção de eucalipto (~ 90 ha) e três RFN (~ 23,0 ha) que estão inseridos em meio a matriz. O espaçamento entre as árvores é de 2,5 m x 2 m, idade entre sete e 10 anos e altura aproximada de 18 m. Os plantios de eucalipto estão distribuídos sob diferentes situações na MPE e, por isso, separamos em cinco áreas, sendo:

- a) Eucalipto Corte (EC), corresponde à área produtiva de eucalipto (~ 77,9 ha).

b) Eucalipto Isolado (EI), compreende as manchas de eucalipto que permaneceram isoladas em meio a área de corte (~ 2,3 ha).

c) Eucalipto Borda-Floresta Nativa (EBF), engloba as manchas de eucalipto adjacentes aos remanescentes de mata nativa (~ 9,8 ha).

d) Os Remanescentes Florestais Nativos com idade ~ 50 anos, compreendem: o RFN1 (~ 2,6 ha), o RFN2 (~ 10,8 ha) e o RFN3 (~ 9,6 ha). O RFN3 foi excluído do levantamento em função da inoperância de campo causada pela alta declividade no local e descrito aqui apenas para melhor visualização da área de estudo como um todo.

2.3 COLETA E CARACTERIZAÇÃO DA REGENERAÇÃO NATURAL

Levantamos os indivíduos regenerantes arbustivo-arbóreos vivos nos anos de 2019 e 2020 em 32 unidades amostrais (UA), sendo quatro UA para cada área (RPPNE Boa Vista, PAE1,2, PAE3, EBF, EI, EC, RFN1 e RFN2). A caracterização florística ocorreu em 192 parcelas de 1 m x 1 m (192 m²). Sendo que, para a formação de uma UA, juntamos dados da vegetação de seis parcelas, portanto, uma UA tem 6 m². A demarcação das parcelas permanentes seguiu o disposto no trabalho de Silva Junior (2017).

Incluímos na florística regenerante, indivíduos com $30 \text{ cm} \leq h \leq 130 \text{ cm}$ e mensuramos a altura com régua graduada. Utilizamos o método da contagem dos indivíduos (MATTEI; LONGHI, 2001) e, no caso de perfilhos, consideramos indivíduos únicos sempre que a planta apresentava brotação abaixo da base do solo.

As famílias botânicas e as espécies foram identificadas *in loco* seguindo a classificação Angiosperm Phylogeny Group IV (APG IV, 2016) e a confirmação dos nomes das espécies por meio do herbário virtual Flora do Brasil (REFLORA, 2020). Além de, consulta em bibliografia especializada, verificação em herbários e parceria com especialistas, sempre que necessário. Organizamos as espécies quanto à origem e quanto ao hábito de vida para a região do estudo (GRANZOTTO et al., 2021).

2.4 COLETA E CARACTERIZAÇÃO DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS

Os dados das variáveis ambientais foram coletados nas mesmas UA que realizamos o levantamento da vegetação regenerante. Sendo que, no mesmo momento da avaliação da regeneração natural, foram coletados, sempre pelo mesmo observador e ao centro de cada UA, os dados da: exposição solar (ES), inclinação do terreno (IT), abertura do dossel (AD) e

espessura da serapilheira. A ES (graus) foi mensurada com bússola magnética em relação ao norte magnético; a IT (graus) com clinômetro eletrônico Haglof; a AD com densímetro esférico convexo nas quatro direções cardeais, a 1,30 m de altura do solo (ZAHAWI et al., 2013) e a espessura da serapilheira foi medida com régua de 30 cm, perpendicular à superfície do solo.

Com trado holandês coletamos amostras de solo em dezembro de 2020 para análise de carbono (C) e nitrogênio (N) totais e em fevereiro de 2021 para análise química. Consideramos quatro repetições por área, sendo uma repetição para cada UA. As coletas para as análises da química do solo foram realizadas na camada de 0 - 20 cm. Cada amostra composta foi constituída por três amostras simples, totalizando 32 amostras compostas e 96 amostras simples. Após a coleta e identificação, o material foi encaminhado ao Laboratório de Análises de Solos da Universidade Federal de Santa Maria (LAS/UFSM) para realização das análises, seguindo a metodologia de Tedesco et al. (1995).

Amostras simples de solo foram coletadas para a determinação dos teores de C e N totais. Realizamos a coleta com quatro repetições, uma para cada UA, nas oito áreas do estudo, até a profundidade do corpo rochoso (< 1 m). Após a coleta e identificação das amostras, o material foi seco em estufa a 55 °C por três dias no LAS. Depois de secas as amostras foram moídas e analisadas em um Analisador Elementar (Flash EA1112, Thermo Electron Corporation, Lilan, Italy), junto ao Laboratório de Pesquisa em Biotransformação de Carbono e Nitrogênio do Solo (LABCEN/UFSM). Para a determinação de C e N totais foi seguida a metodologia da combustão seca (Método 440.0, 1997), da Environmental Protection Agency (EPA). No mesmo momento em que realizamos a coleta de solo para as análises de C e N mensuramos a profundidade do solo.

Para a caracterização das propriedades do solo, consideramos dados referentes: a argila (%), textura, potencial Hidrogeniônico em água - $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ (1:1), teores de fósforo - P (mg/L), potássio - K (mg/L), matéria orgânica - MO (%), alumínio - Al (cmolc/L), cálcio - Ca (cmolc/L), magnésio - Mg (cmolc/L), acidez potencial - H + Al (cmolc/L), capacidade de troca de cátion efetiva - $\text{CTC}_{\text{efetiva}}$ (cmolc/L), capacidade de troca de cátion com potencial hidrogeniônico sete - CTC_{pH7} (cmolc/L), saturação por bases (%), saturação por alumínio (%), carbono total - C (%), nitrogênio total - N (%) e da profundidade do solo (cm). Selecionamos as variáveis citadas por serem potencialmente importantes para a estruturação florística do componente regenerativo (HIGUCHI et al., 2015). Nos baseamos para a interpretação dos resultados das propriedades do solo no Manual de Calagem e Adubação para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina (SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO,

2016) a partir dos dados médios das áreas de coleta e para a inclinação do terreno utilizamos o Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos (SANTOS et al., 2018).

2.5 VARIÁVEIS AVALIADAS E METODOLOGIAS APLICADAS

Os dados das variáveis ambientais e a abundância de indivíduos das espécies arbustivo-arbóreas regenerantes foram submetidos ao teste de Shapiro-Wilk ($p < 0,05$) para verificar as suposições de normalidade da distribuição do erro e ao teste de Levene ($p < 0,05$) para testar a homogeneidade das variâncias. Como as premissas não foram atendidas, os dados foram transformados através da função *decostand* (, “log”). Posteriormente, efetuamos análises multivariadas como: Análise de Componentes Principais (PCA), Análises de Correspondência Canônica (CCA) e Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS).

Iniciamos as análises com 80 espécies e 21 variáveis ambientais. Utilizamos a função *prcomp* (,), preliminarmente, para determinar a PCA e selecionarmos as variáveis e espécies com maiores coeficientes de correlação. Após, essa filtragem selecionamos 17 espécies e seis variáveis ambientais e geramos a CCA, por meio da função *cca* (,). Para melhor visualização gráfica, utilizamos a função *envift* do pacote *vegan* (OKSANEN et al., 2020). Essa função permitiu que utilizássemos na base um NMDS com as UA e sob ele uma CCA. Ou seja, ajusta os dados de espécies e das variáveis ambientais a uma ordenação. Essa análise foi realizada separadamente para as variáveis ambientais e para as espécies correlacionando as UA. Para o NMDS, consideramos um coeficiente de stress satisfatório inferior a 20% para termos uma boa visualização gráfica (VALENTIN, 2012).

Realizamos diferentes cortes para definição das espécies mais representativas na análise e escolhemos a PCA que pudesse explicar, no mínimo, 30% da variância global dos dados entre os três primeiros componentes principais (HENDERSON, 2003). Com isso, selecionamos 17 espécies com número de indivíduos superior a 14. Na análise de ordenação NMDS, consideramos o método pela distância de Bray-Curtis. Além disso, para testar a significância da relação entre as variáveis ambientais e as espécies nas UA na CCA, realizamos uma Análise de Variância (ANOVA). Todas as análises foram realizadas no *software* R, versão 4.0.3 (R-STUDIO TEAM, 2021).

Simplificamos o nome das espécies para representação gráfica juntando as duas primeiras letras do gênero e do epíteto. Em caso de repetição de abreviação, utilizamos a terceira letra do gênero (e.g. *Senecio brasiliensis* (Senbr) e *Sebastiania brasiliensis* (Sebr)) ou da espécie (e.g. *Myrcia palustres* (Mypal) e *Myrsine parvula* (Mypa)). Para as variáveis

ambientais, utilizamos as abreviações já descritas nos procedimentos metodológicos de coleta dos dados.

3 RESULTADOS

3.1 FLORÍSTICA

Levantamos 1.150 indivíduos arbustivo-arbóreos regenerantes ($59.896 \text{ ind.ha}^{-1}$) em 0,0192 ha, sendo distribuídos em 80 espécies, 62 gêneros e 35 famílias botânicas (Apêndice G). As famílias mais representativas em espécies foram Asteraceae (10) e Myrtaceae (8) e os gêneros foram *Baccharis* (5), *Piper* e *Solanum* (3). Enquanto a espécie mais abundante em indivíduos foi a *Psychotria leiocarpa* Cham. & Schltdl. (373 ind., ou densidade de $19.427 \text{ ind.ha}^{-1}$). *Podocarpus lambertii* Klotzsch ex Endl. foi a única espécie que ocorreu em todas as UA (28 ind., ou densidade de $1.458 \text{ ind.ha}^{-1}$).

A florística da classe de regeneração estudada é majoritariamente nativa (97,5%). O *Eucalyptus* sp. (27 ind., ou densidade de $1.406 \text{ ind.ha}^{-1}$) foi a única espécie exótica ocorrente na amostragem. Assim como, o *Ocimum* cf. *gratissimum* L. (8 ind., ou densidade de 417 ind.ha^{-1}) foi a única espécie naturalizada.

3.2 VARIÁVEIS AMBIENTAIS

De maneira geral, os resultados das variáveis ambientais (ES, IT e AD) foram bastante heterogêneos conforme a distribuição das UA na área de estudo. Constatamos predomínio da ES noroeste (37,50%), seguida pela sudoeste (31,25%), sudeste (18,75%) e nordeste (12,50%). A IT variou de ondulada (53,2%), forte ondulada (40,62%) e suave ondulado (6,25%) enquanto a AD variou de 5,80% a 100,00%.

Quanto aos atributos do solo, a profundidade média foi de 42,63 cm e o pH (em água) foi ácido, com valor mínimo de 4,10 e máximo de 5,95 (Apêndice H). Enquanto a saturação e os teores de alumínio foram elevados e a MO foi média. Nossos resultados mostraram que as áreas nativas apresentam mais MO e, conseqüentemente, mais C e N totais que as áreas com eucalipto.

O RFN1 foi a única área que apresentou média de saturação por bases (51,50%) superior a 50% e, portanto, considerada alta (SANTOS et al., 2018). Nas áreas de eucalipto, a faixa

média de saturação foi de 12,33% – 19,44%. Isso significa que para a área de produção de eucalipto seria necessária e indicada a calagem do solo.

Os teores médios de macronutrientes como o K e P foram alto e médio, respectivamente ao mesmo tempo que, Ca e Mg variaram bastante conforme a área de coleta nos hortos florestais. O Ca foi baixo nas áreas com eucalipto, médio na RPPNE Boa Vista e alto nos remanescentes nativos da MPE. O Mg foi alto nos RFN1 e RFN2, nas demais UA variou de baixo a médio.

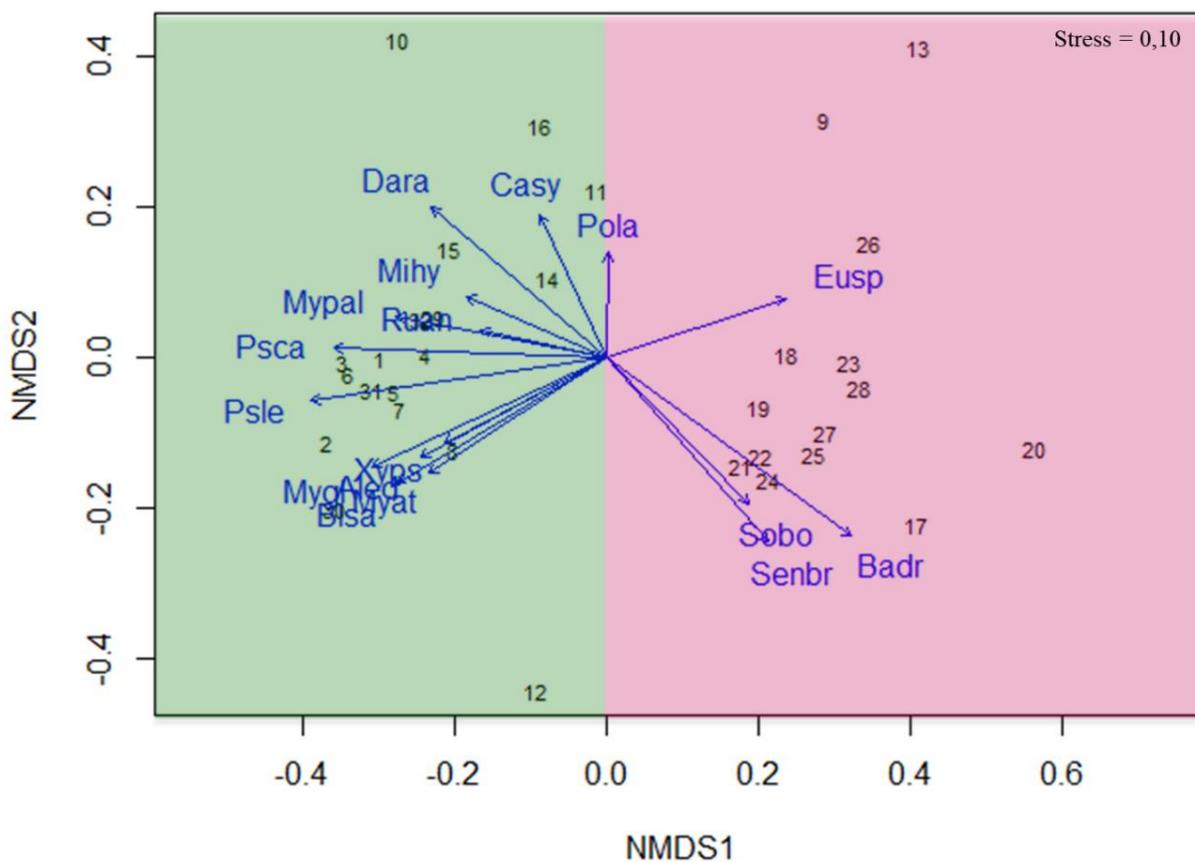
3.3 CORRELAÇÃO ENTRE AS VARIÁVEIS AMBIENTAIS E AS ESPÉCIES ARBUSTIVO-ABÓREAS REGENERANTES

A relação entre as variáveis ambientais e as espécies arbustivo-arbóreas regenerantes foi explicada com 53,49% nos dois primeiros eixos da CCA. Os autovalores gerados foram 0,747 (eixo 1) e 0,152 (eixo 2). Para as espécies, a explicação foi de 38,45% e para as variáveis ambientais de 82,67% para os dois primeiros eixos. Além disso, a ANOVA mostrou ser significativa a relação entre as variáveis e as espécies (Apêndice I).

Dois grupos se formaram conforme a relação das espécies e variáveis ambientais com as UA que compõem a área de estudo (Figura 32). No retângulo em verde foram agrupadas as áreas com floresta nativa e as UA do EBF (10 e 12) e EI (14 e 15). Nesse grupo foram relacionadas as espécies Blsa (*Blepharocalyx salicifolius* (Kunth) O.Berg), Mygl (*Myrcia glomerata* (Cambess.) G.P.Burton & E.Lucas), Myat (*Myrrhinium atropurpureum* Schott), Mypal (*Myrcia palustres* DC.), Mihy (*Miconia hyemalis* A.St.-Hil. & Naudin), Aled (*Allophylus edulis* (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederi.), Xyps (*Xylosma pseudosalzmannii* Sleumer), Dara (*Daphnopsis racemosa* Griseb.), Ruan (*Ruellia angustiflora* (Nees) Lindau ex Rambo), Psca (*Psychotria carthagenensis* Jacq.) e Psle (*Psychotria leiocarpa*) às variáveis ambientais IT, MO, Mg e Ca.

No retângulo na cor rosa foram agrupadas as áreas com plantio de eucalipto, com exceção às UA 10, 12, 14 e 15. Nesse grupo, foram relacionadas as espécies Eusp (*Eucalyptus* sp.), Podo (*Podocarpus lambertii*), Casy (*Casearia sylvestris* Sw.), Senbr (*Senecio brasiliensis* (Spreng.) Less.), Badr (*Baccharis dracunculifolia* DC.) e Sobo (*Solanum bonariense* L.) às variáveis ambientais Al e AD.

Figura 33 - Análise de Correspondência Canônica a partir da abundância de indivíduos nas espécies arbustivo-arbóreas regenerantes sob Escalonamento Multidimensional Não Métrico na área de estudo, Santana da Boa Vista, Pampa brasileiro

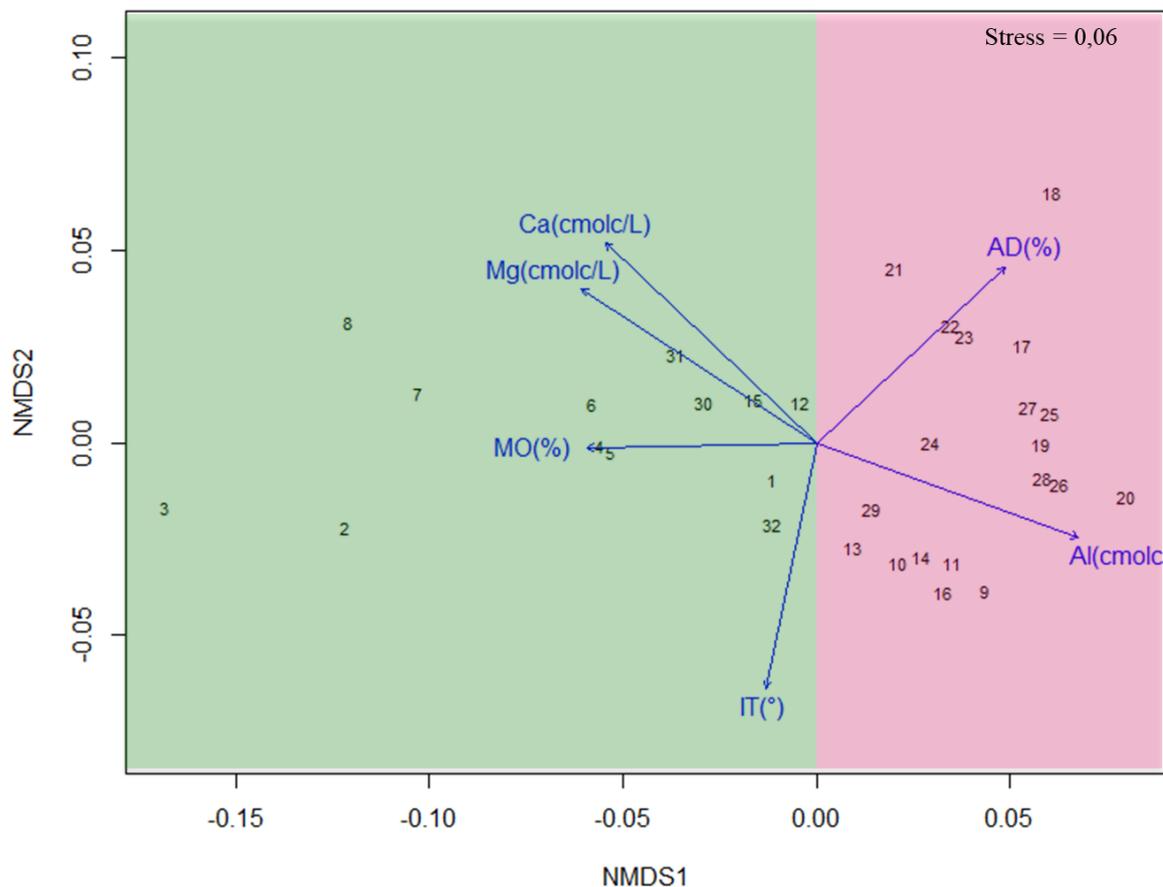


Onde: Retângulo em verde: mesma distribuição da CCA, acrescentando a espécie *C. sylvestris* e as UA 11 e 16; Retângulo em rosa: mesma distribuição da CCA, áreas com plantio de eucalipto, o com exceção às UA 10, 12, 14 e 15.

Fonte: Autora

A representação da CCA das variáveis ambientais sob o NMDS resultou na mesma distribuição das variáveis da CCA pura (Figura 34). Diferindo apenas no grupo do retângulo em rosa a adição das UA da EBF (10), EI (14) e RPPNE Boa Vista (29).

Figura 34 - Análise de Correspondência Canônica com variáveis ambientais sob Escalonamento Multidimensional Não Métrico na área de estudo, Santana da Boa Vista, Pampa brasileiro



Onde: Retângulo em verde: remanescentes nativos e as UA do EBF (12) e EI (15). Retângulo na cor rosa: áreas com plantio de eucalipto e UA da RPPNE Boa Vista (29).

Fonte: Autora

4 DISCUSSÃO

4.1 FLORÍSTICA

A área de estudo está sendo abastecida com abundante fonte de propágulos de espécies nativas. Constatamos isso pela elevada densidade de indivíduos arbustivo-arbóreos regenerantes nativos e pela presença de apenas uma espécie exótica, o *Eucalyptus* sp.. Também não observamos exóticas para a classe de regeneração estudada durante a amostragem. Nossa área de estudo abrange RFN preservados próximos ou juntos à silvicultura de eucalipto, o que confere potencial de resiliência local pela disponibilidade constante de fontes de propágulos e recursos que favorecem a sucessão ecológica. Além disso, a Serra do Sudeste já foi

caracterizada com alto potencial de resiliência para a regeneração natural devido ao relevo forte-ondulado, de solos rasos e afloramentos rochosos (ROVEDDER et al., 2018). Essas características dificultam o cultivo agrícola e possibilitam o desenvolvimento da vegetação arbustivo-arbórea nativa.

O potencial de regeneração natural da área foi observado na riqueza de espécies, gêneros e famílias botânicas. A família Asteraceae foi a mais rica em espécies, principalmente nas áreas com eucalipto. A colonização de diferentes habitats e de métodos eficientes de polinização e dispersão de sementes justifica a grande diversidade dessa família (BERETTA et al., 2008). Por conta disso, no RS foi relatada com a maior riqueza específica com 480 espécies e uma das famílias mais expressivas no Pampa (BOLDRINI, 2009), sendo as áreas mais abertas e com maior entrada de luz favorecidas para o estabelecimento das espécies desta família.

Outra família de destaque foi a Myrtaceae. Sua presença tem sido comum em diversas tipologias florestais do Rio Grande do Sul (SOBRAL et al., 2013), o que confirma a sua plasticidade (PIAIA et al., 2020; STEFANELLO et al., 2021). Essa família produz frutos e flores muito atrativos à fauna, o que tem contribuído para a sua ampla distribuição fitogeográfica (NISHIDA; NAIDE; PAGNIN, 2014).

Baccharis e *Solanum* foram os gêneros que se sobressaíram em riqueza de espécies. Esses gêneros, da mesma forma que a família Asteraceae, preferem áreas com maior incidência de luminosidade por apresentarem muitas espécies pioneiras de início de colonização. Essas condições os levaram a uma maior expressão nas áreas de eucalipto pelo fato de serem área com maior entrada de luz e sofrerem mais perturbações quando comparada às áreas nativas. Diferentemente, o gênero *Piper*, também com elevada riqueza de espécie, prefere ambientes sombreados e com maior umidade e, por isso, está presente de forma abundante no sub-bosque dos RFN preservados.

Quanto às espécies, a *P. leiocarpa* apresentou a maior densidade de indivíduos estando de forma a preencher o sub-bosque das áreas nativas, onde teve sua maior abundância de regenerantes. Esse arbusto é uma secundária tardia que tem mais afinidade com lugares úmidos e sombreados. Por outro lado, *P. lambertii* está distribuído por toda a área de estudo. Sua presença pode estar relacionada à ampla forma de dispersão das sementes que ocorre tanto por anemocoria como por zoocoria. A falta de dispersores especialistas e a alta produção de sementes favorece o sucesso da regeneração dessa espécie. Além disso, a área pode estar sendo abastecida com fonte contínua de propágulos pela proximidade com o Parque Estadual do Podocarpus.

4.2 PROPRIEDADES DO SOLO

O Neossolo Regolítico Húmico predomina na área de estudo. Solo raso e em processo de formação recente, podendo ter relação com a acidez verificada na faixa de variação do pH do solo na área. A acidez dos solos pode se dar com o processo de sua formação (SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO, 2016). Sendo que, o pH influencia na disponibilidade de nutrientes do solo. Assim como a saturação e os teores elevados de alumínio e, isso pode inibir o crescimento radicular e interferir negativamente na disponibilidade de outros nutrientes.

A MO tem forte efeito na fertilidade do solo, sendo fonte de nutrientes para as plantas, principalmente de N. Além disso, os compostos de carbono, que compõem a MO, servem como fonte de energia e nutrientes aos micro-organismos do solo, pois sua atividade está diretamente relacionada à disponibilidade deste elemento. Ainda nesse sentido, o tipo de cobertura florestal é um forte influente na constituição da MO do solo e essa na disponibilidade de C e N totais na área. Os remanescentes nativos são melhores preservados e, por isso, têm maiores diversidades de plantas o que pode proporcionar uma quantidade maior de MO. Somado a isso, os fluxos de nutrientes via ciclagem aumentam com o fechamento das copas das árvores e os estratos inferiores começam naturalmente a perder as folhas devido à limitação da incidência de luz solar. Essa queda das folhas também está vinculada ao caráter semidecíduo da fitofisionomia florestal predominante na área do estudo.

Os altos teores de K e os teores médios de P são justificados pela renovação dos nutrientes de superfície que, provavelmente, são renovados em função da abundante serapilheira presente. A degradação desse material é mais lenta, equilibrada e contínua com distribuição gradual dos nutrientes. Constatamos que as áreas com eucalipto com menores camadas de serapilheira em função do próprio monocultivo e manejo ofertam menores teores de nutrientes, a exemplo do P. Assim, de modo geral, os atributos do solo indicaram uma fertilidade maior nas áreas nativas em comparação às áreas com eucalipto.

4.3 CORRELAÇÃO ENTRE AS VARIÁVEIS AMBIENTAIS E AS ESPÉCIES ARBUSTIVO-ARBÓREAS REGENERANTES

Nossas análises mostraram que existe uma forte relação entre as variáveis ambientais estudadas com a ocorrência das espécies levantadas. Observamos que na formação de grupos há uma aproximação entre as áreas com plantio de eucalipto e entre as áreas com floresta nativa.

Algumas UA e a espécie *C. sylvestris* foram melhores distribuídas com a CCA sobre o NMDS que se mostrou mais sensível na organização dos dados, deixando mais claras as relações.

Quanto à florística, as famílias botânicas mais expressivas em espécies no estudo (Asteraceae e Myrtaceae) também possuem determinadas espécies que são mais sensíveis as variáveis ambientais. Isso reforça a importância dessas famílias na dinâmica da sucessão natural na região da Serra do Sudeste.

No retângulo em verde, a IT está mais relacionada a *Ruellia angustiflora* (Ruan), *Daphnopsis racemosa* (Dara) e *Miconia hyemalis* (Mihy). Espécies rústicas que se adaptam bem a lugares sombreados e solo rochoso. Os teores de MO e a disponibilidade de Mg e Ca são altamente relacionados às espécies *Myrcia glomerata* (Mygl), *Myrcia palustres* (Mypal), *Blepharocalyx salicifolius* (Blsa), *Myrrhinium atropurpureum* (Myat), *Xylosma pseudosalzmannii* (Xyps), *Allophylus edulis* (Aled), *Psychotria carthagenensis* (Psca) e *Psychotria leiocarpa* (Psle), sendo essas variáveis indicadores de plantas de preferem ambientes de maior fertilidade. O cálcio é um elemento de grande importância no crescimento e funcionamento das raízes, além de necessário para formação das folhas.

Todas essas espécies são dispersas pela fauna, com classe sucessional que varia de secundária inicial, secundária tardia a clímax, com representantes arbustivos e arbóreos. Essa relação demonstra que são espécie importantes tanto para indicar o grau de sucessão na área, quanto para a ciclagem de nutrientes do solo.

Dentre as espécies de maiores correlações com as variáveis, algumas são do mesmo gênero, caso da *P. leiocarpa* e *P. carthagenensis*. A segunda é menos abundante que a primeira, porém compartilha espaço no sub-bosque, estando presente principalmente nos RFN. Essas espécies foram as mais abundantes em indivíduos em nosso estudo. Uma pesquisa, na mesma área dessa, revelou que esses arbustos não diminuem o potencial de regeneração natural do componente arbóreo nos RFN e podem atuar como multifuncionais por meio de filtros que favorecem a sucessão ecológica (SILVA JUNIOR et al., 2021). Além disso, o gênero *Psychotria* foi considerado importante recurso alimentar para a fauna (TEIXEIRA; MACHADO, 2004). Podem ocorrer de forma dominante no sub-bosque de florestas subtropicais (SILVA JUNIOR et al., 2021) e essa alta contribuição de indivíduos no sub-bosque caracteriza florestas mais velhas ou em estágio sucessional mais avançado (LIEBSCH; MARQUES; GOLDENBERG, 2008). Os RFN são áreas preservadas e provêm desses recursos, podendo isso estar garantindo o estabelecimento das espécies. Outro gênero que apresentou duas espécies é o *Myrcia*, com as espécies *M. palustris* e *M. glomerata*. Essas espécies

apresentam tolerância à radiação solar, preferem lugares úmidos e se adaptam bem ao subdossel da floresta.

No retângulo em rosa que agrupou, principalmente, as áreas com plantio de eucalipto, a relação é mais forte entre a AD e AI com as espécies *P. lambertii*, *Eucalyptus* sp., *B. dracunculifolia*, *S. brasiliensis* e *S. bonariense*. Isso pode estar relacionado à maior entrada de luz que essas espécies exigem no início de seus desenvolvimentos. Além disso, com exceção do *P. lambertii* que é uma secundária tardia, as demais espécies são pioneiras e preferem lugares mais abertos para se estabelecerem. Sendo *B. dracunculifolia*, *S. brasiliensis* e *S. bonariense* típicas de início de colonização, ocorrendo em áreas com recente perturbação, indicam estágio inicial de regeneração. Essas espécies se desenvolvem bem em áreas com solos ácidos (Figura 33).

P. lambertii, embora sendo uma secundária tardia na fase juvenil, prefere ambientes com boa disponibilidade de luz. Zimmer, Paz e Ganade (2010) relataram que a espécie se desenvolve bem em solos férteis e pobres, rasos e rochosos. A dispersão das sementes pelo vento e/ou pela avifauna, além da necessidade de luz na fase inicial de desenvolvimento das plantas, podem ter favorecido a maior abundância de indivíduos nas áreas com plantio de eucalipto do que nas áreas nativas. Além disso, é uma espécie do grupo funcional de diversidade. Essas características são importantes e refletem a dinâmica da regeneração natural da espécie em área de plantio comercial de eucalipto na Serra do Sudeste/RS.

A *C. sylvestris* teve comportamento semelhante ao *P. lambertii* e também é uma espécie de diversidade, sendo especialmente indicada para o rápido recobrimento e ou preenchimento na recuperação de áreas degradadas. Na CCA ficou representada no centro, isso porque está distribuída por toda área de estudo. Na CCA sobre o NMDS, a espécie fica agrupada junto às áreas de mata nativa, porém fortemente correlacionada à UA do EBF (10 e 11) e EI (14 e 16). Apreciada pela fauna é uma espécie secundária inicial que prefere radiação solar indireta para se estabelecer.

C. sylvestris e *P. lambertii* parecem ser espécies generalistas que ajustam suas condições bióticas às condições abióticas do meio para se inserirem numa área. Mesmo sendo, espécies secundárias inicial e tardia se fazem presente em área de início dos processos de sucessão natural como as áreas de EBF e EI. Assim, espécies que ajustam a expressão de características relevantes com a finalidade de adquirir recursos em direção ao ideal necessário promoverão sua permanência de forma ampla nos ambientes (ANDRADE et al., 2014; CRAVEN et al., 2018).

5 CONCLUSÃO

Obtivemos importantes relações entre variáveis ambientais e espécies arbustivo-arbóreas regenerantes com este estudo. A inclinação do terreno, abertura do dossel, matéria orgânica, cálcio, magnésio e alumínio são as variáveis que mais se relacionam a 17 espécies. A relação entre essas variáveis e espécies indica uma separação das áreas nativas das áreas com plantio de eucalipto refletindo o grau de conservação desses ambientes.

Com isso, confirmamos a importância de pesquisas em áreas de transição ecotonal no Pampa brasileiro com este enfoque, em matriz produtiva de eucalipto com fins comerciais e remanescentes florestais nativos que incluem unidades de conservação. De posse desse conhecimento, é possível melhor manejar áreas com silvicultura de eucalipto, importante setor da economia, além de garantir a conservação das espécies nativas na região e contexto do estudo.

6 REFERÊNCIAS

- ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.
- ANDRADE, B. O. et al. Intraspecific trait variation and allocation strategies of calcareous grassland species: Results from a restoration experiment. **Basic and Applied Ecology**, v. 15, n. 7, p. 590–598, 2014.
- ANGELL, N.; WARING, K. M.; GRAVES, T. A. Predicting height growth of sugar pine regeneration using stand and individual tree characteristics. **Forestry**, v. 87, n. 1, p. 85–97, 2014.
- 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, n. 1, p. 1–20, 2016.
- BERETTA, M. E. et al. A família Asteraceae no Parque Estadual de Itapuã, Viamão, Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 6, n. 3, p. 189–216, 2008.
- BERNARDI, M. et al. **Plano de Manejo Reserva Particular do Patrimônio Natural Estadual (RPPNE) Boa Vista**: 1. Guaíba: CMPC. Disponível em: <<https://sema.rs.gov.br/upload/arquivos/202112/16142906-2021-plano-manejo-rppne-boa-vista.pdf>>. Acesso em: 15 de fev. 2022.
- CANDIANI, G. Regeneração natural de espécies arbóreas em sub-bosque de *Eucalyptus saligna* Sm., Caieiras, SP. **Ambiência**, v. 12, n. 4, p. 915–931, 2016.
- CAVALLIN, N.; VASSEUR, L. Potential for red spruce (*Picea rubens* Sarg.) establishment from natural seed dispersal in old fields adjacent to forest stands. **Plant Ecology**, v. 199, n. 1, p. 33–41, 2008.

- CHAI, Z.; WANG, D. Environmental influences on the successful regeneration of pine-oak mixed forests in the Qinling Mountains, China. **Scandinavian Journal of Forest Research**, v. 31, n. 4, p. 368–381, 2016.
- CHAZDON, R. L. **Second growth**: The promise of tropical forest regeneration in an age of deforestation. 1^o ed. Chicago: University of Chicago Press, 2014. 472p.
- CHAZDON, R. L. Landscape restoration, natural regeneration, and the forests of the future. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, v. 102, n. 2, p. 251–257, 2017.
- COLMANETTI, M. A. A. et al. Impact of soil properties, tree layer and grass cover on forest regeneration in a mixed native species reforestation. **Scientia Forestalis/Forest Sciences**, v. 49, n. 130, p. e3312, 2021.
- CRAVEN, D. et al. Environmental filtering limits functional diversity during succession in a seasonally wet tropical secondary forest. **Journal of Vegetation Science**, v. 29, n. 3, p. 511–520, 2018.
- CUNHA, N. G. DA; SILVEIRA, R. J. C. DA. Estudo de Solos do Município de Santana da Boa Vista - RS. **Circular Técnica 37**. Pelotas: Embrapa Clima Temperado, 2002. 50p.
- DURIGAN, G. Bases e diretrizes para a restauração da vegetação de cerrado. In: KAGEYAMA, P. Y.; et al. (Eds.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2003. p. 185–204.
- EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2. ed. Brasília, DF.: Centro Nacional de Pesquisas de Solos, 2006. 306p.
- ESPÍRITO-SANTO, F. D. B. et al. Variáveis ambientais e a distribuição de espécies arbóreas em um remanescente de floresta estacional semidecídua montana no campus da universidade federal de Lavras, MG. **Acta Botânica Brasílica**, v. 16, n. 3, p. 331–356, 2002.
- GRANZOTTO, F. et al. **Espécies do banco de sementes do solo, regeneração natural e componente arbóreo no Pampa brasileiro**. 1. ed. Curitiba: CRV, 2021. 136p. Disponível em: <<https://www.editoracrv.com.br/produtos/detalhes/36591-crv>>. Acesso em: 10 de fev. 2022.
- HELMER, E. H. et al. Factors influencing spatial pattern in tropical forest clearance and stand age: implications for carbon storage and species diversity. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 113, n. 2, p. 1–14, 2008.
- HENDERSON, P. A. **Practical Methods in Ecology**. Oxford: Blackwell, 2003. 172p.
- HIGUCHI, P. et al. Spatio-temporal patterns of tree community dynamics in a tropical forest fragment in South-east Brazil. **Plant Ecology**, v. 199, n. 1, p. 125–135, 2008.
- HIGUCHI, P. et al. Fatores determinantes da regeneração natural em um fragmento com araucária no planalto catarnense. **Scientia Forestalis**, v. 43, n. 106, p. 251–259, 2015.
- JOHNSTONE, J. F. et al. Changing disturbance regimes, ecological memory, and forest resilience. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 14, n. 7, p. 369–378, 2016.
- LEITE, P. F. Contribuição ao conhecimento fitoecológico do sul do Brasil. **Ciência & Ambiente**, v. 24, p. 51–73, 2002.

- LIEBSCH, D.; MARQUES, M. C. M.; GOLDENBERG, R. How long does the Atlantic Rain Forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession. **Biological Conservation**, v. 141, n. 6, p. 1717–1725, 2008.
- MATTEI, V. L.; LONGHI, S. J. Avaliação da regeneração natural de *Eucalyptus paniculata* Smith. **Ciência Florestal**, v. 11, n. 1, p. 55–65, 2001.
- MELI, P. et al. A global review of past land use, climate, and active vs. passive restoration effects on forest recovery. **PLoS ONE**, v. 12, n. 2, p. e0171368, 2017, 2017.
- NISHIDA, S. M.; NAIDE, S. S.; PAGNIN, D. **Plantas que atraem aves e outros bichos**. São Paulo: Cultura Acadêmica, 2014. 99p. Disponível em: <<https://repositorio.unesp.br/bitstream/handle/11449/126246/ISBN9788579835391.pdf?sequence=1&isAllowed=y>>. Acesso em: 10 jan. 2022.
- OKSANEN, A. J. et al. **Package ‘vegan’**, 2020.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T.; DE MELLO, J. M.; SCOLFORO, J. R. S. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in south-eastern Brazil over a five-year period (1987-1992). **Plant Ecology**, v. 131, n. 1, p. 45–66, 1997.
- OLIVEIRA FILHO, A. T. et al. Dinâmica da comunidade e populações arbóreas da borda e interior de um remanescente florestal na Serra da Mantiqueira, Minas Gerais, em um intervalo de cinco anos (1999-2004). **Revista Brasileira de Botânica**, v. 30, n. 1, p. 149–161, 2007.
- PIAIA, B. B. et al. Natural regeneration as an indicator of ecological restoration by applied nucleation and passive restoration. **Ecological Engineering**, v. 157, n. July, 2020.
- QUADROS, F. L.; PILLAR, V. D. P. Transições floresta-campo no Rio Grande do Sul. **Ciência & Ambiente**, v. 1, n. 24, p. 109–118, 2002.
- R-STUDIO TEAM. **RStudio: Integrated Development for R**. RStudio PBC, Boston MA, 2021.
- REFLORA. **Flora do Brasil 2020**. Disponível em: <<https://reflora.jbrj.gov.br/reflora/listaBrasil/ConsultaPublicaUC/ConsultaPublicaUC.do#CondicaoTaxonCP>>. Acesso em: 28 fev. 2022.
- RODRIGUES, L. A. et al. Efeitos se solos e topografia sobre a distribuição de espécies arbóreas em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, em Luminárias, MG. **Revista Árvore**, v. 31, n. 1, p. 25–35, 2007.
- ROVEDDER, A. P. M. et al. **Potencial de regeneração natural da vegetação no Pampa**. Brasília, DF.: MMA, 2018. Disponível em: <<https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/ecossistemas-1/arquivos/potencial-de-regeneracao-naturalpampa.pdf/view>>. Acesso em: 10 de dez. 2021.
- SANAPHRE-VILLANUEVA, L. et al. Functional diversity of small and large trees along secondary succession in a tropical dry forest. **Forests**, v. 7, p. 163, 2016.
- SANTOS, H. G. DOS et al. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 5ª ed. Brasília, DF.: Embrapa, 2018. 356p.

SCHULTE, I.; STRECK, C.; ROE, S. **Protecting and Restoring Forests: A Story of Large Commitments yet Limited Progress**. The New York Declaration Progress Assessment. New York: [s.n.]. Disponível em: <forestdeclaration.org>. Acesso em: 10 jan. 2021.

SILVA, A.; HIGUCHI, P.; VAN DEN BERG, E. Effects of soil water table regime on tree community species richness and structure of alluvial forest fragments in Southeast Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 3, p. 465–471, 2010.

SILVA JUNIOR, J. C. C. DA. **Relações ecológicas e fitossociologia em remanescente florestal no escudo cristalino, bioma Pampa, RS**. 2017. 155p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Santa Maria, RS, 2017.

SILVA JUNIOR, J. C. C. DA et al. Does the high density of *Psychotria* shrubs in the understory influence the natural regeneration of trees? **Ecological Engineering**, v. 172, n. 106401, 2021.

SOBRAL, M. et al. **Flora arbórea e arborescente do Rio Grande do Sul, Brasil**. 2. ed. São Carlos: RIMA, 2013. 362p.

SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO. **Manual de calagem e adubação para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. 11^a ed. Comissão de Química e Fertilidade do Solo - RS/SC: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo - Núcleo Regional Sul, 2016. 376p.

STANTURF, J. A.; PALIK, B. J.; DUMROESE, R. K. Contemporary forest restoration: a review emphasizing function. **Forest Ecology and Management**, v. 33, n. 1, p. 292–323, 2014.

STEFANELLO, M. DE M. et al. Cattle rearing promotes changes in the structure and diversity of vegetation in a forest remaining in the Pampa biome. **Ecological Engineering**, v. 161, n. January, p. 106154, 2021.

TEDESCO, M. J. et al. **Análises de solos, plantas e outros materiais**. 2^a ed. Porto Alegre: Departamento de Solo - UFRGS, 1995. 174p.

TEIXEIRA, L. A. G.; MACHADO, I. C. Biologia da polinização e sistema reprodutivo de *Psychotria barbiflora* DC. (Rubiaceae). **Acta Botânica Brasílica**, v. 18, n. 4, p. 853–862, 2004.

TRINDADE, J. P. P.; BORBA, M. F. S.; LEFEVBRE, J. Vegetação do território do alto Camaquã obtenção, tratamento e classificação de imagens de Satélite Landsat TM. **Embrapa Circular Técnica**, v. 106, p. 44, 2010.

VALENTIN, J. L. **Ecologia numérica: uma introdução à análise multivariada de dados ecológicos**. 2^a ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2012. 153p.

VIEIRA, F. S. **Avaliação da regeneração natural e componente arbóreo adulto em áreas de preservação permanente inseridas em duas fitofisionomias de alto valor de conservação**. 2019. 111p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) -Universidade do Estado de Santa Catarina, SC, 2019.

WAECHTER, J. L. Padrões geológicos na flora atual do Rio Grande do Sul. **Ciência & Ambiente**, v. 1, n. 24, p. 93–108, 2002.

WERDEN, L. K.; BECKNELL, J. M.; POWERS, J. S. Edaphic factors, successional status and functional traits drive habitat associations of trees in naturally regenerating tropical dry forests. **Functional Ecology**, v. 32, n. 12, p. 2766–2776, 2018.

XU, X. L. et al. Relationships between vegetation and soil and topography in a dry warm river valley, SW China. **Catena**, v. 75, n. 2, p. 138–145, 2008.

ZAHAWI, R. A. et al. Testing applied nucleation as a strategy to facilitate tropical forest recovery. **Journal of Applied Ecology**, v. 50, n. 1, p. 88–96, 2013.

ZIMMER, G.; PAZ, C.; GANADE, G. Efeitos de diferentes espécies pioneiras sobre a colonização de *Podocarpus lambertii* em uma área em restauração. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 5, n. 3, p. 160–166, 2010.

8 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O estudo da regeneração natural sob diferentes aspectos possibilitou ampliarmos nosso conhecimento quanto à dinâmica das espécies no início da sucessão ecológica em área de matriz comercial de eucalipto. Os remascentes nativos adjacentes se mostraram fundamentais para o fornecimento de recursos, dando subsídio aos processos iniciais da sucessão às áreas com plantio de eucalipto. O bom estado de conservação da RPPNE Boa Vista promove uma elevada diversidade florística, principalmente de espécies zoocóricas que podem ser dispersadas para os diferentes ambientes que integram a área de estudo. Além disso, nossos resultados nos permitem acreditar que os remascentes menores, inseridos na matriz, e as manchas de Eucalipto Borda-Floresta Nativa estão servindo como locais de amortecimento entre a MPE e a RPPNE Boa Vista.

Os resultados obtidos com a abordagem da regeneração natural e do BSS caracterizam o que se visualiza a campo em relação à florística. A área de nosso estudo abrange remanescentes florestais nativos como a RPPNE Boa Vista e plantios de eucalipto apresentando heterogeneidade de ambientes. Ao estudar esses ambientes através da regeneração natural, do BSS, do resgate de mudas arbustivo-arbóreas oriunda desse BSS e as relações entre variáveis ambientais e parte do componente regenerante observamos que as espécies amostradas retratam e reforçam que o local do estudo se encontra em área de transição ecotonal. Isso demonstra a importância de estudos dessa natureza, considerando que a silvicultura de eucalipto está sendo praticada na área e é um importante seguimento da economia. Ao mesmo tempo que se mantém uma unidade de conservação que precisa ser continuamente monitorada para garantir a efetividade de suas funções ecossistêmicas.

A florística da regeneração natural e do BSS apresenta espécies típicas da FOM, da FES e do bioma Pampa. Tendo no BSS o predomínio das famílias mais frequentes dos campos nativos como a Asteraceae e a Poaceae. Porém, a fitofisionomia predominante é florestal (FES), sendo a família Myrtaceae a mais representativa em espécies. Nesse levantamento *Podocarpus lambertii*, típica de FOM, esteve presente em todas os tratamento e classes estudadas. Essa espécie também foi expressiva no banco de sementes, apresentando elevada sobrevivência no estudo do resgate de plantas oriundas do BSS (96,6%) e se destacando no estudo da relação entre as espécies arbustivo-arbóreas e variáveis ambientais. Essas características são importantes e nos direcionam a acreditar que o *P. lambertii* funciona como uma possível espécie chave da regeneração natural na área.

A elevada densidade das espécies *Psychotria leiocarpa* e *Psychotria carthagenensis*, principalmente no sub-bosque da RPPNE Boa Vista, não demonstra impedimento para a regeneração de outras espécies. Ressaltamos, ainda, a ocorrência de várias espécies endêmicas e/ou ameaçadas de extinção na reserva e na MPE. A RPPNE Boa Vista está bem preservada, porém as áreas de eucalipto também apresentam resiliência em se regenerarem e não impedem o avanço das nativas. Na matriz produtiva, levantamos 22 espécies que não se fizeram presentes na RPPNE Boa Vista, o que infere na capacidade de recuperação dessa área mesmo se tratando de talhões ativos de produção de eucalipto que sofrem constantes ações de manejo antrópicas.

O levantamento da regeneração natural apontou que existe similaridade florística entre os remanescentes florestais nativos e os plantios de eucalipto mesmo que timidamente. Além disso, a similaridade e as análises de diversidade ressaltaram a influência das ações de perturbação antrópica, do distanciamento de remanescentes florestais nativos e de filtros ecológicos na área deste estudo. Da mesma forma, os resultados do BSS permitem inferir que a qualidade do banco de sementes pode estar sofrendo maior influência conforme o uso e manejo dos tratamentos na área de acordo com a proximidade de remanescentes florestais nativos quando comparado à presença de eucalipto.

A continuidade do estudo do BSS possibilita aprimorar a técnica do resgate de plântulas arbustivo-arbóreas com a finalidade de inserção das mudas na restauração ecológica, contribuindo para aumentar a diversidade de espécies que podem ser utilizadas em projetos de recuperação de áreas degradadas. Somado a isso, o estudo das relações entre variáveis ambientais e parte do componente regenerante mostrou importantes variáveis se relacionando fortemente a 17 espécies da primeira classe de regeneração avaliada no estudo. Isso acende um alerta para possível permanência dessas espécies no local e nos abastece de conhecimento para futuras tomadas de decisões para o manejo da área.

Dessa forma, nossas descobertas podem ajudar a apoiar o desenvolvimento de estratégias de gestão da biodiversidade para áreas com povoamentos de eucalipto nas condições apresentadas no estudo e para a região da Serra do Sudeste, no Pampa brasileiro. Inclusive, dando suporte na melhoria do plano de manejo da RPPNE Boa Vista.

8.1 PRODUTOS DA TESE

Aproveitamos as ervas e as trepadeiras para confecção de exsicatas para consultas no nosso grupo Núcleo de Estudos e Pesquisas em Recuperação de Áreas Degradadas e o restante

do material foi descartado. A prática da montagem de exsicatas já havia sido adotada quando realizamos o levantamento dos regenerantes arbustivo-arbóreas na área de estudo (Figura 35).

Figura 35 - Exsicatas confeccionadas a partir do banco de sementes do solo e da regeneração natural oriundos da área de estudo, Serra do Sudeste, Pampa brasileiro



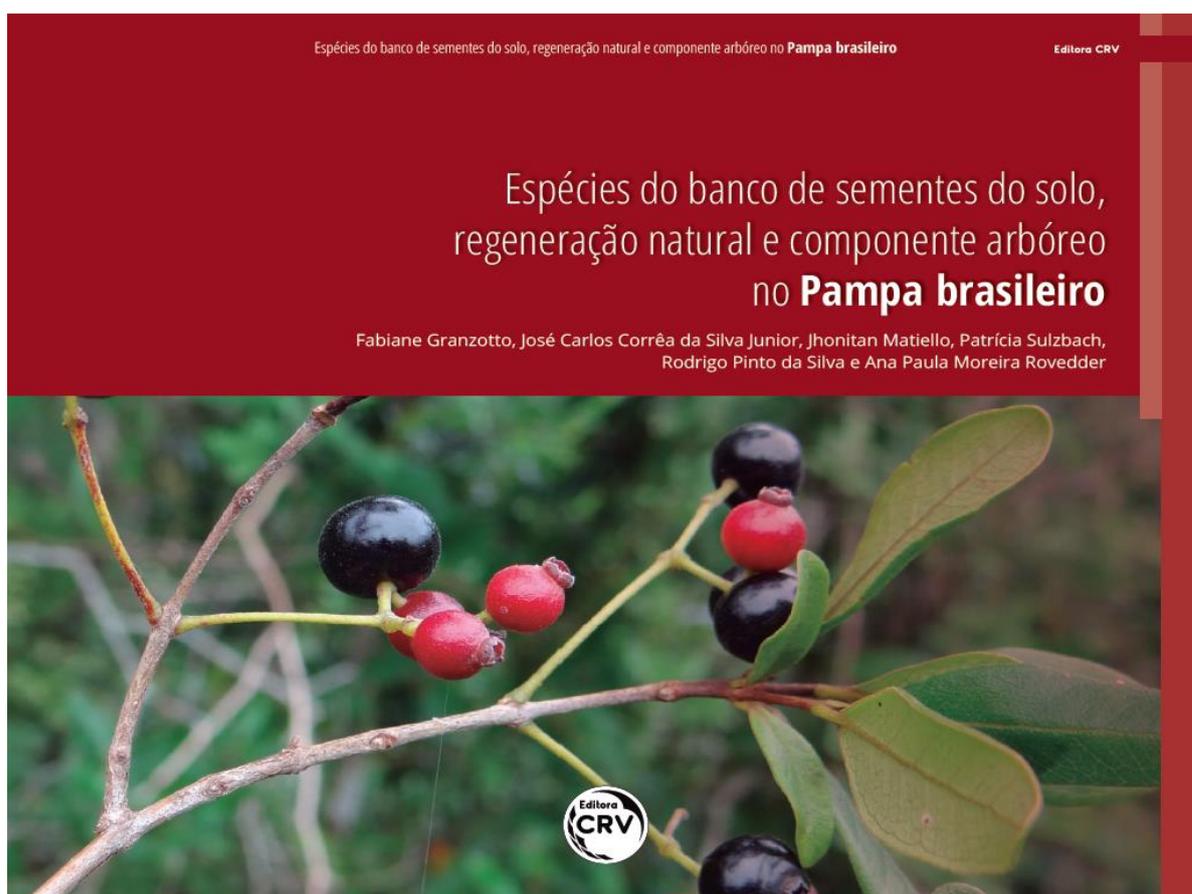
Onde: Exemplos de exsicatas: A) *Scoparia dulcis* L. oriunda do BSS e B) *Podocarpus lambertii* Klotzsch ex Endl, coletado em regeneração natural.

Fonte: Autora

Além disso, organizamos um livro sob o título “Espécies do banco de sementes do solo, regeneração natural e componente arbóreo no Pampa brasileiro”, apresentando 198 espécies, distribuídas em 68 famílias botânicas divididas em dois capítulos. O primeiro, trazendo as espécies herbáceas identificadas no BSS. O segundo, compo as espécies arbustivo-arbóreas ocorrentes no banco de sementes, na regeneração natural, no componente arbóreo e de espécies que observamos na área de estudo e que não entraram em nossas amostragens (Figura 36). Nosso objetivo com o livro é divulgar parte da rica flora ocorrente na Serra do Sudeste, região de transição ecotonal entre Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Ombrófila Mista e os campos do bioma Pampa. O livro é de acesso livre podendo ser baixado pelos links:

https://www.ufsm.br/app/uploads/sites/555/2020/02/LIVRO-especies-no-Pampa-brasileiro_NEPRADE2021-1.pdf e/ou
<https://www.editoracrv.com.br/produtos/detalhes/36591-crv>

Figura 36 - Imagem da capa do livro "Espécies do banco de sementes do solo, regeneração natural e componente arbóreo no Pampa brasileiro"



Fonte: Autora

REFERÊNCIAS

- AHRENS, S. Sobre a legislação aplicável à restauração de florestas de preservação permanente e de reserva legal. In: GALVÃO, A. P. M.; PORTIFÍRIO DA SILVA, V. (Eds.). **Restauração florestal fundamentos e estudos de caso**. Colombo: Embrapa, 2005. p. 13–26.
- ALENCAR, A. L. DE et al. Regeneração natural de espécies arbóreas em sub-bosque de *Eucalyptus saligna* Sm., Caieiras, SP. **Ciência Florestal**, v. 21, p. 183–192, 2011.
- ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.
- ALVES, L. F.; METZGER, J. P. A regeneração florestal em áreas de floresta secundária na Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. **Biota Neotropica**, v. 6, n. 2, p. 1–26, 2006.
- AMARAL, G. A. DO et al. produção animal como opção ao controle do capim-annoni e a conservação do Pampa. In: **RS Biodiversidade**. 14. ed. Porto Alegre: Fundação Zoobotânica, 2016. p. 30–33.
- ARAUJO, A. C. B. **Estrutura de comunidades e mecanismos de regeneração natural de um trecho de floresta ribeirinha no bioma Pampa, Brasil**. 2017. 146f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Santa Maria, RS, 2017.
- ARAÚJO, J. E. V. L. et al. Infestação de *Mimosa gemmulata* Barneby em áreas entre talhões de eucalipto de cerrado em sucessão secundária. **Revista Árvore**, v. 38, n. 3, p. 415–422, 2014.
- ARMANDO, D. M. DE S. et al. Colonização de espécies arbustivo-Arbóreas em povoamento de *Eucalyptus* spp., Lavras, MG. **Floresta e Ambiente**, v. 18, n. 4, p. 376–389, 2011.
- ARONSON, J.; ALEXANDER, S. Ecosystem restoration is now a global priority: Time to roll up our sleeves. **Restoration Ecology**, v. 21, n. 3, p. 293–296, 2013.
- AZEVEDO, A. A. et al. Limits of Brazil's Forest Code as a means to end illegal deforestation. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 114, n. 29, p. 7653–7658, 2017.
- BAIDER, C.; TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. The soil seed bank during Atlantic Forest regeneration in Southeast Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 61, n. 1, p. 35–44, 2001.
- BALVANERA, P. et al. Ecosystem services research in Latin America: the state of the art. **Ecosystem Services**, v. 2, p. 56–70, 2012.
- BATISTA, J. L. F.; COUTO, H. T. Z. DO; FILHO, D. F. DA S. **Quantificação de recursos florestais – árvores, arvoredos e florestas**. 1º. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2014. 384p.
- BAUERMAN, S. Dinâmicas vegetacionais, climáticas e do fogo com base em palinologia e análise multivariada no Quaternário tardio do sul do Brasil. **Revista Brasileira de**

Paleontologia, v. 11, n. 2, p. 87–96, 2008.

BECHARA, F. C. et al. Neotropical rainforest restoration: comparing passive, plantation and nucleation approaches. **Biodiversity and Conservation**, v. 25, n. 11, p. 2021–2034, 2016.

BEHLING, H. et al. Dinâmica dos campos sul do Brasil durante o quaternário tardio. In: **Campos sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Brasília: MMA, 2009. p. 13–25.

BENINI, R. DE M.; ADEODATO, S. **Economia da restauração florestal**. 1º ed. São Paulo: The Nature Conservancy, 2017.

BERNARDI, M. et al. **Plano de Manejo Reserva Particular do Patrimônio Natural Estadual (RPPNE) Boa Vista**: 1. Guíba: CMPC Brasil. Disponível em: <<https://sema.rs.gov.br/upload/arquivos/202112/16142906-2021-plano-manejo-rppne-boavista.pdf>>. Acesso em: 01 de mar. 2022.

BOANARES, D.; DE AZEVEDO, C. S. The use of nucleation techniques to restore the environment: A bibliometric analysis. **Natureza e Conservação**, v. 12, n. 2, p. 93–98, 2014.

BOENI, A. F. **Caracterização florística e fitossociológica de uma área em processo de restauração florestal comparada a uma área em sucessão secundária (regeneração natural) no sul do Brasil**. 2016. 208p. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, SP, 2016.

BOLDRINI, I. I. A flora dos campos do Rio Grande do Sul. In: **Campos sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Brasília: MMA, 2009. p. 63–77.

BOLDRINI, I. I. **Bioma Pampa: diversidade florística e fisionômica**. 1º ed. Porto Alegre: Editora Pallotti, 2010. 64p.

BOLZON, R. T.; MARCHIORI, J. N.. A vegetação no Sul da América: perspectiva paleoflorística. **Ciência & Ambiente**, v. 13, p. 5–24, 2002.

BONE, R.; LAWRENCE, M.; MAGOMBO, Z. The effect of a *Eucalyptus camaldulensis* (Dehn) plantation on native woodland recovery on Ulumba Mountain, southern Malawi. **Forest Ecology and Management**, v. 99, n. 1–2, p. 83–99, 1997.

BONNER, M. T. L.; SCHMIDT, S.; SHOO, L. P. A meta-analytical global comparison of aboveground biomass accumulation between tropical secondary forests and monoculture plantations. **Forest Ecology and Management**, v. 291, p. 73–86, 2013.

BRANCALION, P. H. S. et al. Balancing economic costs and ecological outcomes of passive and active restoration in agricultural landscapes: the case of Brazil. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 856–867, 2016.

BRANCALION, P. H. S. et al. Exotic eucalypts: From demonized trees to allies of tropical forest restoration? **Journal of Applied Ecology**, v. 57, n. 1, p. 55–66, 2020.

BRANCALION, P. H. S.; et al. Avaliação e monitoramento de áreas em processo de

restauração. In: **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Viçosa: UFV, 2012. p. 293.

BRANCALION, P. H. S.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. **Restauração Florestal**. 1^o ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2015. 432p.

BRASIL. **Plano setorial de mitigação e adaptação às mudanças climáticas para consolidação da economia de baixa emissão de carbono na agricultura: PLANO ABC** (Agricultura de baixa emissão de carbono). 1. ed. Brasília: MAPA, 2011.

BRASIL. **Lei 12.651**. Brasília, DF., BrasilPresidência da República Casa Civil, , 2012. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm>.

BROCKERHOFF, E. G. et al. Plantation forests and biodiversity: Oxymoron or opportunity? **Biodiversity and Conservation**, v. 17, n. 5, p. 925–951, 2008.

BROCKERHOFF, E. G. et al. Role of eucalypt and other planted forests in biodiversity conservation and the provision of biodiversity-related ecosystem services. **Forest Ecology and Management**, v. 301, p. 43–50, 2013.

BURKART, A. Evolution of Grasses and Grasslands in South America. **Taxon**, v. 24, n. 1, p. 53–66, 1975.

CALEGARI, L. et al. Produção de mudas de espécies arbóreas nativas em viveiro via resgate de plantas jovens. **Revista Árvore**, v. 35, p. 41–50, 2011.

CALEGARI, L. et al. Avaliação do banco de sementes do solo para fins de restauração florestal em Carandaí, MG. **Revista Árvore**, v. 37, n. 5, p. 871–880, 2013.

CANDIANI, G. Regeneração natural de espécies arbóreas em sub-bosque de *Eucalyptus saligna* Sm., Caieiras, SP. **Ambiência**, v. 12, n. 4, p. 915–931, 2016.

CARMO, F. M. DA S. et al. Germinação do banco de sementes de espécies nativas sob dossel de espécies exóticas. **Revista Árvore**, v. 36, n. 4, p. 583–591, 2012.

CARNEIRO, P. H. M. **Caracterização florística, estrutural e da dinâmica da regeneração de espécies nativas em um povoamento comercial de *Eucalyptus grandis* em Itatinga, SP**. 2002. 131p. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Universidade de São Paulo, SP, 2002.

CARPANEZZI, A. A. Fundamentos para a reabilitação de ecossistemas florestais. In: **Restauração florestal: fundamentos e estudos de caso**. Colombo: Embrapa Florestas, 2005. p. 27–45.

CASTELLI, K. R. et al. Analysis of effectiveness of three forest interventionist techniques and proposal of a new and integrated model of forest restoration. **Environmental Technology (United Kingdom)**, v. 36, n. 21, p. 2712–2723, 2015.

CAUMO, M. et al. Diversidade florística em Áreas de Preservação Permanente resumo possuidores de elevada biodiversidade , os campos do sul do Brasil vêm sendo ameaçados por diversos fatores , dentre eles , o avanço das fronteiras agrícolas. **Rodriguésia**, p. 71:

e02282018. 2020, 2020.

CÉSAR, R. G. et al. Early ecological outcomes of natural regeneration and tree plantations for restoring agricultural landscapes. **Ecological Applications**, v. 28, n. 2, p. 373–384, 2018.

CÉSAR, R. G. et al. It is not just about time: Agricultural practices and surrounding forest cover affect secondary forest recovery in agricultural landscapes. **Biotropica**, v. 53, n. 2, p. 496–508, 2021.

CHAZDON, R. L. Chance and Determinism in Tropical Forest Succession. In: Tropical Forest Ecology. Editors Carson, Walter P. & Schnitzer, Stefan. In: CARSON, W. P.; SCHNITZER, S. A. (Eds.). **Tropical forest community ecology**. [s.l.] Chichester: Blackwell, 2008. p. 384–408.

CHAZDON, R. L. **Second growth**: The promise of tropical forest regeneration in an age of deforestation. 1º ed. Chicago: University of Chicago Press, 2014. 472p.

CHAZDON, R. L. et al. Carbon sequestration potential of second-growth forest regeneration in the Latin American tropics. **Science Advances**, v. 2, n. 5, 2016.

CHAZDON, R. L. Landscape restoration, natural regeneration, and the forests of the future. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, v. 102, n. 2, p. 251–257, 2017.

CHAZDON, R. L.; GUARIGUATA, M. R. Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 716–730, 2016.

CHAZDON, R. L.; URIARTE, M. Natural regeneration in the context of large-scale forest and landscape restoration in the tropics. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 709–715, 2016.

CHIAMOLERA, L. D. B.; ÂNGELO, A. C.; BOEGER, M. R. Crescimento e sobrevivência de quatro espécies florestais nativas plantadas em áreas com diferentes estágios de sucessão no reservatório IRAÍ-PR. **Floresta**, v. 41, n. 4, p. 765–778, 2011.

CLEWLEL, A.; ARONSON, L. **Ecological restoration**. Washington: Island Press, 2007. 230p.

CMPC. **Áreas de alto valor de conservação da Celulose Riograndense**. Disponível em: <<https://cmpcbrasil.com.br/uploads/pdfs/1540901111-1540899088-aavc-2018.pdf>>. Acesso em: 25 dez. 2018.

CMPC. **Plano de manejo**: resumo público 2019/2020. Disponível em: <https://cmpcbrasil.com.br/uploads/pdf/Resumo_Publico_Plano_de_Manejo_2019_2020.pdf>. Acesso em: 20 nov. 2020.

CORBIN, J. D.; HOLL, K. D. Applied nucleation as a forest restoration strategy. **Forest Ecology and Management**, v. 265, p. 37–46, 2012.

CROUZEILLES, R. et al. Achieving cost-effective landscape-scale forest restoration through targeted natural regeneration. **Conservation Letters**, v. 13, n. 3, p. 1–9, 2020.

CUNHA, N. G. DA; SILVEIRA, R. J. C. DA. **Estudo de Solos do Município de Santana da Boa Vista - RS**. Pelotas/RS: Embrapa Clima Temperado, v. 37, 2002. Disponível em: < <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/744159/estudo-de-solos-do-municipio-de-santana-da-boa-vista---rs>>. Acesso em: 01 de jan. 2020.

DA NÓBREGA, A. M. F. et al. Banco de sementes de remanescentes naturais e de áreas reflorestadas em uma várzea do Rio Mogi Guaçu – SP. **Revista Árvore**, v. 33, n. 3, p. 403–411, 2009.

DARONCO, C.; MELO, A. C. G. DE; DURIGAN, G. Ecosistema em restauração versus ecossistema de referência: estudo de caso da comunidade vegetal de mata ciliar em região de Cerrado, Assis, SP, Brasil. **Hoehnea**, v. 40, n. 3, p. 485–498, 2013.

DE CARVALHO, D. C. et al. Phytosociology of native species in the understory of a *Corymbia citriodora* stand in Espírito Santo State, Brazil. **Floresta e Ambiente**, v. 26, n. 4, p. 1–12, 2019.

DE OLIVEIRA, M. D. L. A. A. et al. Composição, estrutura e fatores edáficos condicionantes da distribuição das espécies do componente arbóreo em floresta ribeirinha do rio Ibirapuitã, bioma Pampa. **Iheringia - Série Botânica**, v. 70, n. 2, p. 245–263, 2015.

DEISS, L. et al. Weed seed bank in an agroforestry system with eucalyptus in subtropical Brazil. **Planta Daninha**, v. 36, p. e018162465, 2018.

DODONOV, P. et al. Remaining eucalypt trees may hamper woody plant regeneration in a neotropical savanna. **Acta Oecologica**, v. 109, n. February, 2020.

DURIGAN, G. et al. Regeneração natural da vegetação de Cerrado sob florestas plantadas com espécies nativas e exóticas. **Revista do Instituto Florestal**, v. 20, p. 71–85, 1997.

DURIGAN, G. Bases e diretrizes para a restauração da vegetação de cerrado. In: KAGEYAMA, P. Y.; et al. (Eds.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2003. p. 185–204.

ECHER, R. et al. Usos da terra e ameaças para a conservação da biodiversidade no bioma Pampa, Rio Grande do Sul. **Revista Thema**, v. 12, n. 2, p. 4–13, 2015.

ENGELMAN MACHADO, R. **Padrões vegetacionais em capões de floresta com araucária no planalto nordeste do Rio Grande do Sul, Brasil**. 2004. 153p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, RS, 2004.

FELKER, R. M.; et al. Restauração ecológica: perspectivas atuais e futuras. In: DA ROSA, M. B.; PLANTA, G. B. (Eds.). **Meio ambiente: a importância da interdisciplinaridade na formação de um novo profissional**. [s.l.] Novas Edições Acadêmicas, 2013. p. 277–291.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica período 2012-2013**. São Paulo: MMA, 2014. Disponível em: < https://cms.sosma.org.br/wp-content/uploads/2014/05/atlas_2012-2013_relatorio_tecnico_20141.pdf>. Acesso em: 15 de jan. 2020.

- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS. **Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica Período 2015-2016**. São Paulo: MMA, 2017. Disponível em: http://mapas.sosma.org.br/site_media/download/atlas_2015-2016_relatorio_tecnico_2017.pdf>. Acesso em: 25 de fev. 2021.
- GASPARINO, D. et al. Quantificação do banco de sementes sob diferentes usos do solo em área de domínio ciliar. **Revista Árvore**, v. 30, n. 1, p. 1–9, 2006.
- GELDENHUYS, C. J. Native forest regeneration in pine and eucalypt plantations in Northern Province, South Africa. **Forest Ecology and Management**, v. 99, n. 1–2, p. 101–115, 1997.
- GHAZOUL, J. et al. Conceptualizing Forest Degradation. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 30, n. 10, p. 622–632, 2015.
- GILMAN, A. C. et al. Recovery of floristic diversity and basal area in natural forest regeneration and planted plots in a Costa Rican wet forest. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 798–808, 2016.
- GIORIA, M.; PYŠEK, P.; MORAVCOVÁ, L. Soil seed banks in plant invasions: Promoting species invasiveness and long-term impact on plant community dynamics. **Preslia**, v. 84, n. 2, p. 327–350, 2012.
- GONÇALVES, R. A. et al. Bancos de Sementes do Sub-bosque de *Pinus* spp . e *Eucalyptus* spp . na Flona de Brasília. **Cerne**, v. 14, n. 1, p. 23–32, 2008.
- GUARINO, E. DE S. G. et al. **Espécies de plantas prioritárias para projetos de restauração ecológica em diferentes formações vegetais no bioma Pampa: primeira aproximação**. 1. ed. Pelotas: Embrapa Clima Temperado, v. 457, 2018. 79p.
- GUO, Q. et al. Spatial-temporal population dynamics across species range: from centre to margin. **Oikos**, v. 108, n. 1, p. 47–57, 2005.
- HARRINGTON, R. A.; EWEL, J. J. Invasibility of tree plantations by native and non-indigenous plant species in Hawaii. **Forest Ecology and Management**, v. 99, n. 1–2, p. 153–162, 1997.
- HASENACK, H.; CORDEIRO, J. L. P.; COSTA, B. S. C. Cobertura vegetal atual do Rio Grande do Sul In: Sustentabilidade produtiva no bioma Pampa. **II Simpósio de Forrageiras e Produção Animal (eds. Dall’agnol M, Nabinger C, Sant’ana DM & Santos RJ)**. Porto Alegre: UFRGS - Departamento de Forrageiras e Agrometeorologia, p. 15-22. 2007.
- HELMER, E. H. et al. Factors influencing spatial pattern in tropical forest clearance and stand age: implications for carbon storage and species diversity. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 113, n. 2, p. 1–14, 2008.
- HOLL, K. D.; AIDE, T. M. When and where to actively restore ecosystems? **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p. 1558–1563, 2011.
- HÜLLER, A. et al. Evaluation of direct seeding and seedling planting of two neotropical tree species with the use of natural inputs. **Revista Árvore**, v. 41, n. 4, p. online, 2017.

INSTITUTO BRASILEIRO DE FLORESTAS - IBF. **Bioma Pampa**. Disponível em: <

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro: Governo Federal, 2012. Disponível em: <<https://www.terrabrasil.org.br/ecotecadigital/pdf/manual-tecnico-da-vegetacao-brasileira.pdf>>. Acesso em: 15 jan. 2021.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Biomias e sistemas costeiros-marinho do Brasil**: compatível com a escala 1:250 000. Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. Rio de Janeiro. v. 45, 2019, 168 p. Disponível em: <<https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv101676.pdf>. Acesso em: 15 jan. 2021.

JOHNSTONE, J. F. et al. Changing disturbance regimes, ecological memory, and forest resilience. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 14, n. 7, p. 369–378, 2016.

KAGEYAMA, P. Y. et al. Diversidade e restauração da floresta tropical. In: KAGEYAMA, PAULO YOSHIO; OLIVEIRA, RENATA EVANGELISTA DE; MORAES, LUIZ FERNANDO DUARTE DE; ENGEL, VERA LEX; GANDARA, F. B. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. 1. ed. Botucatu: FEPAF, 2008. p. 340.

KASSA, G.; MOLLA, E.; ABIYU, A. Effects of Eucalyptus tree plantations on soil seed bank and soil physicochemical properties of Qimbaba forest. **Cogent Food and Agriculture**, v. 5, p. 1711297, 2020.

KILCA, R. V. et al. Cambios florísticos y estructurales entre dos comunidades arbóreas de un bosque ripario bajo condiciones ambientales contrastes en la Pampa sur brasileña. **Iheringia**, v. 67, n. 2, p. 165–175, 2012.

KLEIN, R. M. Aspectos dinâmicos da vegetação do sul do Brasil. **Revista Sellowia**, v. 36, p. 5–54, 1984.

KONZE, J. DE C. **Assembleia de aves em diferentes coberturas vegetais no bioma Pampa, Rio Grande do Sul, Brasil**. 2015. 101p. Dissertação (Mestrado em Ambiente e Desenvolvimento) - Centro Universitário UNIVATES, RS, 2015.

KUNZ, S. H.; MARTINS, S. V. Soil seed bank in Seasonal Semideciduous Forest and abandoned pasture. **Revista Árvore**, v. 40, n. 6, p. 991–1001, 2016.

LE STRADIC, S.; BUISSON, E.; FERNANDES, G. W. Restoration of Neotropical grasslands degraded by quarrying using hay transfer. **Applied Vegetation Science**, v. 17, n. 3, p. 482–492, 2014.

LEITE, M. DE S. et al. Landscape ecology perspective in restoration projects for biodiversity conservation: a review. **Natureza & Conservação**, v. 11, n. 2, p. 108–118, 2013.

LEITE, P. F. Contribuição ao conhecimento fitoecológico do sul do Brasil. **Ciência & Ambiente**, v. 24, p. 51–73, 2002.

LEMENIH, M.; TEKETAY, D. Effect of prior land use on the recolonization of native woody species under plantation forests in the highlands of Ethiopia. **Forest Ecology and Management**, v. 218, n. 1–3, p. 60–73, 2005.

LI, X.; ZHANG, L.; ZHANG, Z. Soil bioengineering and the ecological restoration of riverbanks at the Airport Town, Shanghai, China. **Ecological Engineering**, v. 26, n. 3, p. 304–314, 2006.

MADAWALA, H. M. S. P.; EKANAYAKE, S. K.; PERERA, G. A. D. Diversity, composition and richness of soil seed banks in different forest communities at Dotalugala Man and Biosphere Reserve, Sri Lanka. **Ceylon Journal of Science**, v. 45, n. 1, p. 43–55, 2016.

MAPBIOMAS. **Cobertura**. Disponível em:

<[Acesso em: 25 jan. 2022.](https://plataforma.brasil.mapbiomas.org/?activeBaseMap=8&layersOpacity=70&activeModule=coverage&activeModuleContent=coverage%3Acoverage_main&activeYear=2020&mapPosition=-30.666266%2C-53.843994%2C6&timelineLimitsRange=1985%2C2020&baseParams[territoryType]=>.</p>
</div>
<div data-bbox=)

MARCHI, M. M. et al. Flora herbácea e subarbustiva associada a um ecossistema de butiazal no bioma Pampa. **Rodriguésia**, v. 69, n. 2, p. 553–560, 2018.

MARCHIORI, J. N. **Fitogeografia do Rio Grande do Sul**: enfoque histórico e sistemas de classificação. 1º ed. Porto Alegre: EST Edições, 2002. 118p.

MARCHIORI, J. N. **Fitogeografia do Rio Grande do Sul**: campos sulinos. Porto Alegre: EST Edições, 2004. 110p.

MARTINS, S. V. **Recuperação de áreas degradadas**: ações em área de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração. 3. ed. Viçosa: Aprenda fácil, 2013. 270p.

MATTEI, V. L.; LONGHI, S. J. Avaliação da regeneração natural de *Eucalyptus paniculata* Smith. **Ciência Florestal**, v. 11, n. 1, p. 55–65, 2001.

MELI, P. et al. A global review of past land use, climate, and active vs. passive restoration effects on forest recovery. **PLoS ONE**, v. 12, n. 2, p. e0171368, 2017, 2017.

MESQUITA, M. L. R.; ANDRADE, L. A.; PEREIRA, W. E. Banco de sementes do solo em áreas de cultivo e subsistência na Floresta Ombrófila Aberta com babaçu (*Orbygnia phalerata* Mart.) no Maranhão. **Revista Árvore**, v. 38, n. 4, p. 677–688, 2014.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - MMA. **Áreas prioritárias para a conservação, uso sustentável e repetição de benefícios da biodiversidade brasileira**: atualização - portaria MMA nº 9. Brasília: Série Biodiversidade 31. 2007. 301p. Disponível em:

<<https://www.sema.rs.gov.br/upload/arquivos/201707/04142907-areas-proritarias-para-conservacao-da-biodiversidade-ministerio-do-meio-ambiente.pdf>>. Acesso em: 15 de out. 2021.

MMA. **5º Relatório Nacional para a Convenção sobre Diversidade Biológica**. Brasília, DF.: Série Biodiversidade; n. 50, 2016. Disponível em: <<https://antigo.mma.gov.br/biodiversidade/conven%C3%A7%C3%A3o-da-diversidade-biol%C3%B3gica/relatorios-brasileiros/item/10772.html>>. Acesso em: 10 jan. 2022.

MMA. **Pampa**. Disponível em: <[https://antigo.mma.gov.br/biomas/pampa.html#:~:text=No Brasil,o%20bioma%20Pampa,patrim%C3%B4nio%20cultural%20associado%20%C3%A0%20biodiversidade](https://antigo.mma.gov.br/biomas/pampa.html#:~:text=No%20Brasil,o%20bioma%20Pampa,patrim%C3%B4nio%20cultural%20associado%20%C3%A0%20biodiversidade)>. Acesso em: 10 ago. 2021.

NABINGER, C.; DALL'AGNOL, M. **Guia para reconhecimento de espécies dos campos sulinos Ministério do Meio Ambiente**. Brasília, DF.: IBAMA, 2019. Disponível em: <<https://www.gov.br/ibama/pt-br/assuntos/noticias/2020/ibama-publica-guia-para-reconhecimento-de-especies-dos-campos-sulinos>>. Acesso em: 10 dez. 2021.

NAPPO, M. E. et al. Dinâmica da estrutura diamétrica da regeneração natural de espécies arbóreas e arbustivas no sub-bosque de povoamento puro de *Mimosa scabrella* Bentham, em área minerada, em Poços de Caldas, MG. **Revista Árvore**, v. 29, n. 1, p. 35–46, 2005.

NETO, A. M. et al. Banco de sementes em mina de bauxita restaurada no Sudeste do Brasil. **Floresta e Ambiente**, v. 24, p. online, 2017.

NETO, A.; MARTINS MIRANDA, S. V.; SILVA, K. DE A. Plantlet rescue in a soil seed bank to produce forest species seedlings. **Ecological Engineering**, v. 132, n. March, p. 94–101, 2019.

OLIVEIRA, C. D. C. DE et al. Riqueza de mudas de espécies florestais nativas potencialmente produzidas na Bacia do Rio Grande, MG. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 37, n. 90, p. 159–170, 2017.

OLIVEIRA, R. E. DE et al. Top 10 indicators for evaluating restoration trajectories in the Brazilian Atlantic Forest. **Ecological Indicators**, v. 127, p. 107652, 2021.

OVERBECK, G. E. et al. Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. **Diversity and Distributions**, v. 21, n. 12, p. 1455–1460, 2015.

OVERBECK, G. E. et al. Fisionomia dos Campos. Valério De Patta Pillar Omara Lange. In: PILLAR, V. D. P.; LANGE, O. (Eds.). **Os Campos do Sul**. Porto Alegre: Rede Campo Sulinos. UFRGS, 2015. cap. 3. p. 33–44.

OVERBECK, G. E.; et al. Os campos sulinos: um bioma negligenciado. In: VALÉRIO DE PATA PILLAR, SANDRA CRISTINA MÜLLER, ZÉLIA MARIA DE SOUZA CASTILHOS, A. V. Á. J. (Eds.). **Campos sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Brasília: MMA. p. 26–41. 2009.

PEEL, M. C.; FINLAYSON, B. L.; MCMAHON, T. A. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 11, p. 1633–1444, 2007.

PEREIRA, I. M.; ALVARENGA, A. P.; BOTELHO, S. A. Banco de sementes do solo, como subsídio à recomposição de mata ciliar. **Floresta**, v. 40, p. 721–730, 2010.

- PERKINS, L. B.; AHLERING, M.; LARSON, D. L. Looking to the future: key points for sustainable management of northern Great Plains grasslands. **Restoration Ecology**, v. 27, n. 6, p. 1212–1219, 2019.
- PILLAR, D. P. V.; QUADROS, F. L. F. Grassland-forest boundaries in southern Brazil. **Coenoses**, v. 12, n. 2–3, p. 119–126, 1997.
- PILON, N. A. L. et al. Native remnants can be sources of plants and topsoil to restore dry and wet cerrado grasslands. **Restoration Ecology**, v. 27, n. 3, p. 569–580, 2019.
- PRACH, K. et al. Possibilities and limitations of passive restoration of heavily disturbed sites. **Landscape Research**, v. 45, n. 2, p. 247–253, 2019.
- PROCKNOW, D. **Chuva de sementes e banco de sementes do solo como indicadores ecológicos de restauração para o bioma Pampa**. 2019. 72p. (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Santa Maria, RS, 2019.
- QUADROS, F. L.; PILLAR, V. D. P. Transições floresta-campo no Rio Grande do Sul. **Ciência & Ambiente**, v. 1, n. 24, p. 109–118, 2002.
- RAMBO, B. S. J. **A fisionomia do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Ed. Unisinos, 1956. 486p.
- REDIN, C. G. **Relação solo-vegetação em ecótone campo floresta no bioma Pampa**. 2017. 142 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Santa Maria, RS, 2017.
- REIS, A.; TRES, D. R.; SCARIOT, E. C. Restauração na Floresta Ombrófila Mista através da sucessão natural. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. Jul/Dez, n. 55, p. 67–73, 2007.
- REY BENAYAS, J. M. et al. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. **Science**, v. 325, n. 5944, p. 1121–1124, 2009.
- RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1143, 2009.
- RODRIGUES, R. R. Uma discussão nomenclatural das formações ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Eds.). **Matas ciliares: Conservação e Recuperação**. São Paulo: EDUSP/FAPESP, 2000. p. 91–99.
- RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo; FAPESP, 2004. p. 235–248.
- RONCHI, D. L.; DUARTE, S. W.; SCHORN, L. A. Composição e estrutura da regeneração natural em até nove anos após a extração de *Eucalyptus grandis* Hill ex. Maiden no Vale do Itajaí, SC. **Ciência Florestal**, v. 30, n. 2, p. 380–395, 2020.

ROVEDDER, A. P. M. et al. Relação solo-vegetação em remanescente da floresta estacional decidual na região central do Rio Grande do Sul, Brazil. **Ciência Rural**, v. 44, n. 12, p. 2178–2185, 2014.

ROVEDDER, A. P. M. et al. **Potencial de regeneração natural da vegetação no Pampa**. Brasília, DF.: MMA, 2018. Disponível em: <<https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/ecossistemas-1/arquivos/potencial-de-regeneracao-naturalpampa.pdf/view>>. Acesso em: 10 fev. 2022.

SANTOS, A. B. DOS. **Morfogênese de gramíneas nativas do Rio Grande do Sul (Brasil) submetidas a pastoreio rotativo**. 2012. 85p. Dissertação (Mestrado em Agrobiologia) - Universidade Federal de Santa Maria, RS, 2012.

SANTOS, U. M. F. **Resgate de plântulas em povoamento e fragmento florestal para produção de mudas**. 2019. 76p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, PE, 2019.

SARTORI, M. S. **Variação da regeneração natural da vegetação arbórea no sub-bosque de *Eucalyptus saligna* Smith. manejado por talhadia, localizado no município de Itatinga, SP**. 2001. 84p. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Universidade de São Paulo, SP, 2001.

SARTORI, M. S.; POGGIANI, F.; ENGEL, V. L. Regeneração da vegetação arbórea nativa no sub-bosque de um povoamento de *Eucalyptus saligna* Smith. Localizado no Estado de São Paulo. **Scientia Forestalis/Forest Sciences**, n. 62, p. 86–103, 2002.

SANTOS, H. G. DOS et al. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 5ª ed. Brasília, DF.: Embrapa, 2018.

SCCOTI, M. S. V. et al. Mecanismos de regeneração natural em remanescente de floresta estacional decidual. **Ciência Florestal**, v. 21, n. 3, p. 459–472, 2011.

SER. **Society for Ecological Restoration**. Grupo de Trabalho sobre Ciência e Política. 2004. Princípios da SER Internacional sobre a restauração ecológica. Disponível em: <<https://www.ser.org/>>. Acesso em: 10 nov. 2021.

SETUBAL, R. B. **Vegetação campestre subtropical de um morro granítico no sul do Brasil, Morro São Pedro, Porto Alegre, RS**. 2010. 154 p. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, RS, 2010.

SEUBERT, R. C. et al. Regeneração natural em diferentes períodos de abandono de áreas após extração de *Eucalyptus grandis* hill ex maiden, em argissolo vermelho-amarelo álico, em Brusque, Santa Catarina. **Ciência Florestal**, v. 27, n. 1, p. 1–19, 2017.

SHI, Z.; ZHANG, J.; WEI, H. Research progress on soil seed bank: A bibliometrics analysis. **Sustainability (Switzerland)**, v. 12, n. 12, p. 4888, 2020.

SHOO, L. P. et al. Slow recovery of tropical old-field rainforest regrowth and the value and limitations of active restoration. **Conservation Biology**, v. 30, n. 1, p. 121–132, 2016.

SILVA JUNIOR, J. C. C. DA. **Relações ecológicas e fitossociologia em remanescente florestal no escudo cristalino, bioma Pampa, RS**. 2017. 155p. Dissertação (Mestrado em

Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Santa Maria, RS, 2017.

SILVA JUNIOR, J. C. C. DA et al. Does the high density of *Psychotria* shrubs in the understory influence the natural regeneration of trees? **Ecological Engineering**, v. 172, n. 106401, 2021.

SILVA, K. DE A. et al. Semeadura direta com transposição de serapilheira como metodologia de restauração ecológica. **Revista Árvore**, v. 39, n. 5, p. 811–820, 2015.

SIMPSON, R. L.; LECK, M. A.; PARKER, V. T. Seed banks: general concepts and methodological issues. In: PARKER, V. T.; SIMPSON, R. L. (Eds.). **Ecology of Soil Seed Banks**. London: ACADEMIC PRESS, INC., 1989. p. 3–8.

SSEKUUBWA, E. et al. Colonization of woody seedlings in the understory of actively and passively restored tropical moist forests. **Restoration Ecology**, v. 27, n. 1, p. 148–157, 2019.

STANTURF, J. A.; PALIK, B. J.; DUMROESE, R. K. Contemporary forest restoration: a review emphasizing function. **Forest Ecology and Management**, v. 33, n. 1, p. 292–323, 2014.

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

STRÖMBERG, C. A. E. Evolution of grasses and grassland ecosystems. **Annual Review of Earth and Planetary Sciences**, v. 39, p. 517–544, 2011.

SUERTEGARAY, D. M. .; SILVA, L. A. P. Tchê Pampa: histórias da natureza gaúcha. In: PILLAR, V. D. P.; et al. (Eds.). **Campos Sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Brasília: MMA, 2009. p. 42–62.

TAMBOSI, L. R. et al. A framework to optimize biodiversity restoration efforts based on habitat amount and landscape connectivity. **Restoration Ecology**, v. 22, n. 2, p. 169–177, 2014.

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

TRES, D. R. et al. Banco e chuva de sementes como indicadores para a restauração ecológica de matas ciliares. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 5, n. 1, p. 309–311, 2007.

TRINDADE, J. P. P.; BORBA, M. F. S.; LEFEVBRE, J. Vegetação do território do alto Camaquã obtenção, tratamento e classificação de imagens de satélite Landsat TM. **Embrapa Circular Técnica**, v. 106, p. 44, 2010.

TURCHETTO, F. et al. Potencial de *Eucalyptus grandis* como facilitadora da regeneração natural. **Nativa**, v. 3, n. 4, p. 252–257, 2015.

VIANI, R. A. G.; DURIGAN, G.; DE MELO, A. C. G. A regeneração natural sob plantações florestais: Desertos verdes ou redutos de biodiversidade? **Ciência Florestal**, v. 20, n. 3, p. 533–552, 2010.

VIANI, R. A. G.; RODRIGUES, R. R. Sobrevivência em viveiro de mudas de espécies nativas retiradas da regeneração natural de remanescente florestal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, n. 8, p. 1067–1075, 2007.

VIEIRA, F. S. **Avaliação da regeneração natural e componente arbóreo adulto em áreas de preservação permanente inseridas em duas fitofisionomias de alto valor de conservação**. 2019. 111p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade do Estado de Santa Catarina, SC, 2019.

VIEIRA, M. S.; OVERBECK, G. E. Recuperação dos Campos. In: PILLAR, V. D.; LANGE, O. (Eds.). **Os Campos do Sul**. Porto Alegre: Rede Campos Sulinos. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2015. p. 151–156.

WAECHTER, J. L. Padrões geológicos na flora atual do Rio Grande do Sul. **Ciência & Ambiente**, v. 1, n. 24, p. 93–108, 2002.

WILLIAMS-LINERA, G.; BONILLA-MOHENO, M.; LÓPEZ-BARRERA, F. Tropical cloud forest recovery: the role of seed banks in pastures dominated by an exotic grass. **New Forests**, v. 47, n. 3, p. 481–496, 2016.

WRIGHT, J. A.; DINICOLA, A.; GAITAN, E. Latin American Forest Plantations: opportunities for carbon sequestration economic development, and financial returns. **Journal of Forestry**, v. 28, p. 20–23, 2000.

YARRANTON, G. A.; MORRISON, R. G. Spatial dynamics of a primary succession: nucleation. **The Journal of Ecology**, v. 62, n. 2, p. 417–428, 1974.

YIRDAW, E.; LUUKKANEN, O. Indigenous woody species diversity in Eucalyptus globulus Labill. ssp. globulus plantations in the Ethiopian highlands. **Biodiversity and Conservation**, v. 12, n. 3, p. 567–582, 2003.

ZAHAWI, R. A.; REID, J. L.; HOLL, K. D. Hidden Costs of Passive Restoration. **Restoration Ecology**, v. 22, n. 3, p. 284–287, 2014.

APÊNDICE A – ORGANIZAÇÃO POR FAMÍLIAS BOTÂNICAS DAS ESPÉCIES ARBUSTIVO-ARBÓREAS REGENERANTES AMOSTRADAS NA SERRA DO SUDESTE, PAMPA BRASILEIRO

(Continua)

CLASSES REGENERANTES I/II TRATAMENTOS															
Família/Espécie	AR	PAE1	PAE2	PAE3	EBF	EI	EC	RFN1	RFN2	NI Reg. I/II	O	HV	CS	SD	SP
ACANTHACEAE															
<i>Ruellia angustiflora</i> (Nees) Lindau ex Rambo	81/45	0/0	0/0	0/0	3/0	6/12	5/6	8/0	9/15	112/78	N	Arb	NE	Auto	NE
ANACARDIACEAE															
<i>Lithraea brasiliensis</i> Marchand	2/11	0/0	0/0	0/1	0/4	0/2	0/0	0/1	0/0	2/19	N	A	Pi	Zoo	Zoof
<i>Schinus molle</i> L. ✱✱	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/1	0/0	0/0	0/0	0/1	N	A	Pi	Zoo	Zoof
<i>Schinus polygamus</i> (Cav.) Cabrera ✨	0/0	0/0	0/0	0/0	0/3	0/0	0/0	0/0	0/0	0/3	N	A	Pi	Zoo	Zoof
ANNONACEAE															
<i>Annona emarginata</i> (Schltdl.) H.Rainer	6/39	0/2	0/0	0/0	1/49	0/28	0/0	0/5	2/33	9/156	N	A	Pi	Zoo	Zoof
AQUIFOLIACEA															
<i>Ilex brevicuspis</i> Reissek	4/8	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/5	2/7	6/20	N	A	ST	Zoo	Zoof
<i>Ilex dumosa</i> Reissek	4/12	0/0	0/0	0/0	0/0	0/1	0/0	0/1	0/3	4/17	N	A	ST	Zoo	Zoof
<i>Ilex microdonta</i> Reissek*	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/1	0/3	1/3	1/7	N	A	ST	Zoo	Zoof
ARAUCARIACEAE															
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze* ✱	0/1	0/0	0/0	0/0	2/4	1/5	1/0	0/4	2/13	6/27	N	A	Pi	Auto/Zoo o	Anem
ARECACEAE															
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman* ✱	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/1	0/1	N	A	ST	Zoo	Zoof

(Continuação)

CLASSES REGENERANTES I/II TRATAMENTOS															
Família/Espécie	AR	PAE1	PAE2	PAE3	EBF	EI	EC	RFN1	RFN2	NI Reg. I/II	O	HV	CS	SD	SP
ASTERACEAE															
<i>Aldama cf. anchusifolia</i> (DC.) E.E.Schill. & Panero	0/0	0/0	0/0	3/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	3/0	N	Arb	NE	Ane	NE
<i>Baccharis articulata</i> (Lam.) Pers.	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	4/0	0/0	0/0	4/0	N	Arb	Pi	Ane	Zoof
<i>Baccharis cf. vulneraria</i> Baker	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	3/2	0/0	0/0	3/2	N	Arb	Pi	Ane	NE
<i>Baccharis cognata</i> DC.	0/0	0/0	0/0	2/0	0/0	0/0	7/39	0/0	0/0	9/39	N	Arb	Pi	Ane	Zoof
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	0/1	5/1	5/0	11/2	0/2	1/1	21/30	0/0	0/0	43/37	N	Arb	Pi	Ane	Zoof
<i>Baccharis psiadioides</i> (Less.) Joch.Müll.	0/0	0/0	0/0	1/0	0/0	0/0	5/12	0/0	0/0	6/12	N	Arb	Pi	Ane	Zoof
<i>Dasyphyllum spinescens</i> (Less.) Cabrera*	2/1	0/5	0/3	0/0	1/4	1/4	0/0	0/0	3/8	7/25	N	A	Pi	Ane	NE
<i>Moquiastrium polymorphum</i> (Less.) G. Sancho	0/0	0/0	0/0	1/1	0/1	0/1	0/0	0/0	0/0	1/3	N	A	Pi	Ane	Zoof
<i>Senecio brasiliensis</i> (Spreng.) Less.	0/0	6/60	2/4	10/0	0/0	0/1	16/11	0/0	0/0	34/76	N	Arb	Pi	Ane	Zoof
<i>Senecio selloi</i> (Spreng.) DC.	0/0	0/0	1/0	0/2	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	1/2	N	Arb	Pi	Ane	Zoof
BIGNONIACEAE															
<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth **	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/2	0/0	0/0	0/0	0/2	E	A	Pi	Ane	Zoof
BORAGINACEAE															
<i>Cordia americana</i> (L.) Gottschling & J.S.Mill.	4/12	0/0	0/0	0/0	0/1	0/0	0/0	0/19	3/39	7/71	N	A	ST	Ane/ Auto	Zoof
<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	1/6	0/0	0/0	0/0	0/4	0/0	0/0	0/0	0/2	1/12	N	A	ST	Zoo	Zoof
CANNABACEAE															
<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	1/5	0/0	0/0	0/0	0/16	0/3	0/0	1/4	1/5	3/33	N	A	Pi	Zoo	Anem
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume**	1/0	0/0	1/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	2/0	N	A	Pi	Auto/Zo o	Zoof/ Anem

Continuação

CLASSES REGENERANTES I/II TRATAMENTOS															
Família/Espécie	AR	PAE1	PAE2	PAE3	EBF	EI	EC	RFN1	RFN2	NI Rrg. I/II	O	HV	CS	SD	SP
CARDIOPTERIDACEAE															
<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) R.A.Howard	2/1	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	2/0	0/0	4/1	N	A	ST	Zoo	Zoof
CELASTRACEAE															
<i>Monteverdia ilicifolia</i> (Mart. ex Reissek) Biral	3/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	1/0	4/0	N	A	ST	Zoo	Zoof
EBENACEAE															
<i>Diospyros inconstans</i> Jacq.	0/31	0/1	0/0	0/0	0/0	0/1	0/0	0/15	3/10	3/58	N	A	ST	Zoo	Zoof
ERYTHROXYLACEAE															
<i>Erythroxylum myrsinites</i> Mart.**	0/1	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	1/0	0/0	1/1	N	A	ST	Zoo	Zoof
ESCALLONIACEAE															
<i>Escallonia chlorophylla</i> Cham. & Schltdl.**	0/0	0/0	0/0	0/0	0/1	0/0	0/0	0/0	0/0	0/1	N	Arb	NE	Auto	Zoof
EUPHORBIACEAE															
<i>Croton cf. calycireduplicatus</i> Allem *	0/0	0/0	0/0	6/10	0/2	0/0	0/0	0/0	0/0	6/12	N	Arb	Pi	Zoo	NE
<i>Croton gnaphalii</i> Baill.* **	0/0	0/0	0/0	0/0	0/1	0/0	0/0	0/0	0/0	0/1	N	Arb	Pi	Zoo	NE
<i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll.Arg.	9/55	0/0	0/0	0/0	1/27	0/27	1/1	1/11	5/28	17/149	N	A	SI	Auto	Zoof
<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.*	9/83	0/7	0/4	0/75	0/15	0/9	1/2	3/49	4/130	17/374	N	A	SI	Auto	NE
FABACEAE															
<i>Calliandra tweedii</i> Benth.	13/90	0/0	0/0	0/0	1/9	4/10	0/0	0/0	4/10	22/119	N	Arb	Pi	Auto	Zoof
<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.* **	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	1/0	0/1	1/1	N	A	SI	Zoo	Zoof
<i>Inga virescens</i> Benth.* **	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/2	0/0	0/2	N	A	SI	Zoo	Zoof
<i>Mimosa cf. ramulosa</i> Benth.	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	1/3	0/0	0/0	0/0	1/3	N	Arb	NE	Auto	Zoof

(Continuação)

CLASSES REGENERANTES I/II TRATAMENTOS															
Família/Espécie	AR	PAE1	PAE2	PAE3	EBF	EI	EC	RFN1	RFN2	NI Reg. I/II	O	HV	CS	SD	SP
FABACEAE															
<i>Senna corymbosa</i> (Lam.) H.S.Irwin & Barneby **	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/2	0/0	0/0	0/0	0/2	N	A	Pi	Auto	Zoof
LAMIACEAE															
<i>Ocimum cf. gratissimum</i> L.	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	8/2	8/2	Na t	Arb	NE	Auto	NE
<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	0/16	0/0	0/0	1/0	1/3	0/0	0/0	0/1	0/2	2/22	N	A	ST	Zoo	Zoof
LAURACEAE															
<i>Cinnamomum amoenum</i> (Nees & Mart.) Kosterm.	2/4	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	1/5	6/7	9/16	N	A	ST	Zoo	Zoof
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	3/42	0/0	0/0	0/0	1/1	0/0	0/0	1/11	2/14	7/68	N	A	ST	Zoo	Zoof
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez	9/39	0/0	0/0	0/0	0/1	0/0	0/0	0/1	1/6	10/47	N	A	ST	Zoo	Zoof
LOGONIACEAE															
<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart.**	0/0	0/0	0/0	0/0	0/1	0/0	0/0	0/0	0/0	0/1	N	A	SI	Zoo	NE
MALVACEAE															
<i>Abutilon grandifolium</i> (Willd.) Sweet	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/1	0/2	0/3	N	Arb	NE	Auto	NE
<i>Luehea divaricata</i> Mart.	1/3	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/1	1/7	2/11	N	A	ST	Ane	Zoof
MELASTOMATACEAE															
<i>Leandra regnellii</i> (Triana) Cogn. **	2/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	2/0	N	Arb	Pi	Zoo	NE
<i>Miconia hyemalis</i> A.St.-Hil. & Naudin	33/278	0/0	0/0	0/1	1/9	2/15	0/0	5/43	6/58	47/404	N	Arb	Pi	Zoo	Zoof
<i>Miconia pusilliflora</i> (DC.) Naudin	4/29	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/1	4/30	N	Arb	SI	Zoo	Zoof

(Continuação)

CLASSES REGENERANTES I/II TRATAMENTOS															
Família/Espécie	AR	PAE1	PAE2	PAE3	EBF	EI	EC	RFN1	RFN2	NI Reg. I/II	O	HV	CS	SD	SP
MELIACEAE															
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	3/1	0/0	0/0	0/0	0/3	0/0	0/0	0/1	2/2	5/7	N	A	ST	Zoo	Zoof
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.*	0/0	0/1	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	1/3	1/4	N	A	ST	Ane	Zoof
MELIACEAE															
<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	13/27	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	9/17	2/19	24/63	N	A	C	Zoo	Zoof
MORACEAE															
<i>Ficus luschnathiana</i> (Miq.) Miq.**	0/2	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/2	N	A	ST	Zoo	Zoof
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C.Burger et al.	1/3	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	1/3	N	A	ST	Zoo	Zoof
MYRTACEAE															
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	40/255	3/37	1/7	0/6	4/74	1/39	0/1	5/38	14/164	68/621	N	A	C	Zoo	Zoof
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg	2/10	0/0	0/0	0/0	0/0	0/1	0/0	0/1	0/2	2/14	N	A	ST	Zoo	Zoof
<i>Eucalyptus</i> sp.	0/0	0/69	6/68	22/246	1/24 8	2/167	1/45	0/0	0/0	32/843	E	A	Pi	Baro/ Zoo/ Ane	NE
<i>Eugenia involucrata</i> DC.	6/17	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/3	0/6	6/26	N	A	ST	Zoo	Zoof
<i>Eugenia uniflora</i> L.	1/4	0/0	0/0	0/0	0/1	0/2	0/0	0/0	0/0	1/7	N	A	SI	Zoo	Zoof
<i>Eugenia uruguayensis</i> Cambess.	21/180	0/0	0/1	0/1	4/1	0/1	0/0	1/6	8/8	34/198	N	A	ST	Zoo	Zoof
<i>Myrceugenia glaucescens</i> (Cambess.) D.Legrand & Kausel* **	1/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	1/0	N	A	SI	Zoo	NE
<i>Myrcia glomerata</i> (Cambess.) G.P.Burton & E.Lucas	6/75	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	7/38	8/113	21/226	N	A	SI	Zoo	Zoof
<i>Myrcia oblongata</i> DC.**	0/1	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/1	N	A	SI	Zoo	NE
<i>Myrcia palustres</i> DC.	30/204	0/3	0/1	5/12	1/7	3/22	0/0	13/50	12/115	64/414	N	A	SI	Zoo	Zoof

(Continuação)

CLASSES REGENERANTES I/II TRATAMENTOS															
Família/Espécie	AR	PAE1	PAE2	PAE3	EBF	EI	EC	RFN1	RFN2	NI Reg. I/II	O	HV	CS	SD	SP
MYRTACEAE															
<i>Myrcianthes pungens</i> (O.Berg) D.Legrand*	0/10	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	2/1	2/3	4/14	N	A	ST	Zoo	Zoof
<i>Myrrhinium atropurpureum</i> Schott	46/61	0/0	0/0	0/0	0/3	0/10	0/0	5/11	3/11	54/96	N	A	ST	Zoo	Zoof
PHYTOLACCACEAE															
<i>Phytolacca cf. thyrsoflora</i> Fenzl. ex J.A.Schmidt**	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/1	0/0	0/0	0/1	N	Arb	Pi	Zoo	Zoof
PINACEAE															
<i>Pinus taeda</i> L.	0/0	0/0	0/0	0/2	0/2	0/0	0/0	0/0	0/0	0/4	E	A	Pi	Ane	NE
PIPERACEAE															
<i>Piper aduncum</i> L.	0/5	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/2	0/7	N	Arb	Pi	Zoo	NE
<i>Piper amalago</i> L.**	2/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	2/0	N	Arb	Pi	Zoo	NE
<i>Piper mikianium</i> (Kunth) Steud.**	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	2/0	0/0	2/0	N	Arb	NE	Zoo	NE
<i>Piper xylosteoides</i> (Kunth.) Steud.*	9/6	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	2/0	11/6	N	Arb	C	Zoo	NE
PODOCARPACEAE															
<i>Podocarpus lambertii</i> Klotzsch ex Endl.* *	7/48	1/15	1/8	4/19	9/22 5	7/132	4/39	1/3	1/15	35/504	N	A	ST	Ane/ Zoo	Anem
PRIMULACEAE															
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	1/6	0/0	0/0	0/0	1/2	0/0	0/0	0/0	3/3	5/11	N	A	SI	Zoo	Anem
<i>Myrsine parvula</i> (Mez) Otegui	22/67	0/0	0/0	0/2	0/4	0/0	0/0	0/5	5/14	27/92	N	A	SI	Zoo	Anem
QUILLAJACEAE															
<i>Quillaja lancifolia</i> D.Don	0/0	0/0	0/0	0/0	1/6	0/2	0/0	0/0	0/0	1/8	N	A	Pi	Ane	Zoof
RHAMNACEAE															
<i>Rhamnus</i> sp.**	0/1	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/1	N	A	NE	Zoo	NE

(Continuação)

CLASSES REGENERANTES I/II TRATAMENTOS															
Família/Espécie	AR	PAE1	PAE2	PAE3	EBF	EI	EC	RFN1	RFN2	NI Reg. I/II	O	HV	CS	SD	SP
RHAMNACEAE															
<i>Scutia buxifolia</i> Reissek.**	0/1	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/1	N	A	ST	Zoo	Zoof
ROSACEAE															
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	5/2	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	1/0	0/0	6/2	N	A	SI	Zoo	Zoof
RUBIACEAE															
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.*	112/25	0/0	0/0	0/0	3/0	9/0	0/0	19/0	36/23	179/48	N	Arb	ST	Zoo	Zoof
<i>Psychotria leiocarpa</i> Cham. & Schtdl.	511/16 78	0/0	0/0	0/0	24/2 1	6/0	0/0	157/3 19	207/511	905/252 9	N	Arb	ST	Zoo	Zoof
<i>Randia ferox</i> (Cham. & Schtdl.) DC.	0/3	0/1	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/1	1/2	1/7	N	A	SI	Zoo	Zoof
<i>Rudgea parquioides</i> (Cham.) Müll.Arg. * **	0/2	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/2	N	Arb	SI	Zoo	Zoof
RUTACEAE															
<i>Citrus aurantium</i> L.	0/1	0/0	0/0	0/1	0/0	0/0	0/0	0/0	0/2	0/4	E	A	NE	Zoo	Zoof
<i>Citrus</i> sp. (Bergamota)**	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/1	0/0	0/0	0/0	0/1	E	A	NE	Zoo	Zoof
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	1/4	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/1	1/5	N	A	SI	Zoo	Zoof
<i>Zanthoxylum petiolare</i> A.St.-Hil. & Tul.	0/1	0/0	0/0	0/0	0/0	0/1	0/0	0/10	0/9	0/21	N	A	SI	Zoo	Zoof
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	12/20	0/1	0/0	0/0	0/11	0/12	0/1	2/2	5/7	19/54	N	A	SI	Zoo	Zoof
SALICACEAE															
<i>Banara parviflora</i> (A.Gray) Benth.*	36/75	0/1	0/0	0/0	1/5	0/0	0/0	8/7	1/3	46/91	N	A	SI	Zoo	Zoof
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	12/114	0/0	0/0	0/0	0/4	1/2	0/0	4/62	4/40	21/222	N	A	ST	Zoo	Zoof
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	12/227	5/6	0/2	0/1	3/23 8	11/34 0	10/80	2/105	3/135	46/1134	N	A	SI	Zoo	Zoof
<i>Xylosma pseudosalzmannii</i> Sleumer	17/25	0/0	0/0	1/0	0/4	0/2	0/0	10/21	6/14	34/66	N	A	SI	Zoo	Zoof

(Continuação)

CLASSES REGENERANTES I/II TRATAMENTOS															
Família/Espécie	AR	PAE1	PAE2	PAE3	EBF	EI	EC	RFN1	RFN2	NI Reg. I/II	O	HV	CS	SD	SP
SAPINDACEAE															
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederi.	12/16	0/0	1/0	0/0	3/5	0/1	0/0	5/2	11/10	32/34	N	A	SI	Zoo	Zoof
<i>Dodonaea viscosa</i> Jacq.	0/0	0/0	0/0	6/13	1/22	0/7	2/201	0/0	0/0	9/243	N	A	Pi	Ane	Anem/ Zoof
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	8/10	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	1/1	3/1	12/12	N	A	SI	Zoo	Zoof
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	4/10	0/0	0/0	0/0	0/2	1/1	0/0	0/1	2/1	7/15	N	A	SI	Zoo	Zoof
SAPOTACEAE															
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.	0/4	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	1/0	3/1	4/5	N	A	ST	Zoo	Zoof
<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	3/5	0/0	0/0	0/0	0/1	1/4	0/0	4/9	2/20	10/39	N	A	SI	Zoo	Zoof
<i>Pouteria salicifolia</i> (Spreng.) Radlk.**	1/1	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	1/1	N	A	SI	Zoo	Zoof
SCROPHULARIACEAE															
<i>Buddleja thyrsoides</i> Lam.	0/0	0/0	0/0	1/0	0/2	0/3	0/6	0/0	0/0	1/11	N	Arb	Pi	Auto	Zoof
SOLANACEAE															
<i>Cestrum strigilatum</i> Ruiz & Pav.	0/0	0/0	0/0	0/0	0/1	0/0	0/0	0/0	1/12	1/13	N	Arb	Pi	Zoo	Zoof
<i>Solanum aculeatissimum</i> Jacq.	0/0	1/9	3/2	0/2	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	4/13	N	Arb	Pi	Zoo	Zoof
<i>Solanum bonariense</i> L.	0/0	41/22	18/9	13/23	0/0	0/0	42/9	0/0	0/0	114/63	N	Arb	Pi	Zoo	Zoof
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	2/8	1/0	0/0	0/1	0/1	0/3	2/38	0/0	0/0	5/51	N	A	Pi	Zoo	Zoof
<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	0/1	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/1	0/5	0/7	N	A	Pi	Zoo	Zoof
STYRACACEAE															
<i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn.	3/49	4/0	0/0	0/0	1/1	0/4	0/0	0/6	0/38	8/98	N	A	SI	Zoo	Zoof

(Conclusão)

CLASSES REGENERANTES I/II TRATAMENTOS															
Família/Espécie	AR	PAE1	PAE2	PAE3	EBF	EI	EC	RFN1	RFN2	NI Reg. I/II	O	HV	CS	SD	SP
SYMPLOCACEAE															
<i>Symplocos tetrandra</i> Mart.	19/56	0/0	0/0	0/0	0/2	0/0	0/0	0/1	0/8	19/67	N	A	ST	Zoo	Zoof
<i>Symplocos uniflora</i> (Pohl) Benth.	2/3	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/2	0/0	2/5	N	A	SI	Zoo	Zoof
THYMELACEAE															
<i>Daphnopsis racemosa</i> Griseb.	38/257	0/1	0/1	0/1	7/20	3/16	0/2	11/68	4/70	63/436	N	A	SI	Zoo	Zoof
VERBENACEAE															
<i>Aloysia gratissima</i> (Gillies & Hook.) Tronc. * [*]	0/0	0/0	0/0	0/0	1/2	0/0	0/0	0/0	0/0	1/2	N	Arb	Pi	Auto	Zoof
Total de indivíduos Reg I/II	1221/ 4449	67/ 242	39/ 110	87/ 422	78/ 1079	65/ 903	125/ 549	297/ 1006	427/ 1843	2406/10601					
Total de espécies Reg I/II	60/72	9/18	10/12	15/21	26/5 1	19/43	16/20	34/50	49/63	91/105					

Onde: Relação das variáveis ecológicas (O = Origem: N = Nativa, E = Exótica e Nat = Naturalizada), (HV = Hábito de vida: Arb = Arbusto e A = Árvore), (CS = Classe sucessional: Pi = Pioneira, SI = Secundária inicial, ST = Secundária tardia, C = Climax.), (SD = Síndrome de dispersão: Zoo = Zoocoria, Ane = Anemocoria e Auto = Autocoria), (SP = Síndrome de polinização: Zoof = Zoofilia, Anem = Anemofilia e NE = Não especificado). Tratamentos: AR = Área de Referência; EBF = Eucalipto Borda-Floresta Nativa; EI = Eucalipto Isolado; EC = Eucalipto Corte; PAE (1, 2 e 3) = Plantio Avançado de Eucalipto e RFN (1 e 2) = Remanescente Florestal Nativo. CS (BUDOWSKI 1965); SD (VAN DER PIJL, 1982); SP (FAEGRI; VAN DER PIJL, 1976), baseados nos autores citados e adaptado por Granzotto et al. (2021), conforme as condições da área de estudo. * = espécie que apresentou mudança de nomenclatura, porém não houve clareza suficiente para que ela fosse atualizada neste trabalho. * = espécies endêmicas para a região de estudo. *^{*} = espécies ameaçadas de extinção. *^{*} = espécies consideradas raras para o levantamento florístico realizado.

Fonte: Autora

**APÊNDICE B - FREQUÊNCIA ABSOLUTA (FA) E ÍNDICE DE VALOR DE IMPORTÂNCIA (IVI)
DAS ESPÉCIES REGENERANTES DA CLASSE II DA ÁREA DE ESTUDO NA SERRA
DO SUDESTE, PAMPA BRASILEIRO**

(Continua)

Tratamento Plantio Avançado de Eucalipto 3 (PAE3)		
Espécies	FA (%)	IVI (%)
<i>Eucalyptus</i> sp.	100,0	170,7
<i>Senecio brasiliensis</i> (Spreng.) Less.	66,7	35,0
<i>Podocarpus lambertii</i> Klotzsch ex Endl.	46,7	17,1
<i>Solanum bonariense</i> L.	33,3	13,2
<i>Dodonaea viscosa</i> Jacq.	33,3	13,0
<i>Croton</i> cf. <i>calycireduplicatus</i> Allem	26,7	8,3
<i>Myrcia palustres</i> DC.	20,0	8,0
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	20,0	5,9
<i>Pinus taeda</i> L.	13,3	3,7
<i>Solanum aculeatissimum</i> Jacq.	13,3	3,4
Demais espécies	80,0	21,7
Total	453,4	300,0
Tratamento Plantio Avançado de Eucalipto 2 (PAE2)		
<i>Eucalyptus</i> sp.	100,0	170,2
<i>Podocarpus lambertii</i> Klotzsch ex Endl.	66,7	25,4
<i>Solanum bonariense</i> L.	66,7	20,8
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	66,7	20,1
<i>Dasyphyllum spinescens</i> (Less.) Cabrera	50,0	13,4
<i>Senecio brasiliensis</i> (Spreng.) Less.	50,0	13,1
<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	33,3	11,1
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	33,3	8,2
<i>Solanum aculeatissimum</i> Jacq.	16,7	5,0
<i>Myrcia palustres</i> DC.	16,7	4,6
Demais espécies	33,3	8,1
Total	533,3	300,0
Tratamento Plantio Avançado de Eucalipto 1 (PAE1)		
<i>Eucalyptus</i> sp.	100,0	101,1
<i>Senecio brasiliensis</i> (Spreng.) Less.	100,0	43,1
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	100,0	40,2
<i>Podocarpus lambertii</i> Klotzsch ex Endl.	83,3	23,6
<i>Solanum bonariense</i> L.	100,0	21,1
<i>Dasyphyllum spinescens</i> (Less.) Cabrera	50,0	13,6
<i>Solanum aculeatissimum</i> Jacq.	66,7	11,8
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	66,7	10,4
<i>Myrcia palustres</i> DC.	50,0	7,7
<i>Annona emarginata</i> (Schltdl.) H.Rainer	33,3	5,4
Demais espécies	133,4	22,0
Total	883,4	300

(Continuação)

Tratamento Eucalipto Isolado (EI)		
Espécies	FA (%)	IVI (%)
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	79,2	85,5
<i>Eucalyptus</i> sp.	100,0	61,8
<i>Podocarpus lambertii</i> Klotzsch ex Endl.	54,2	36,3
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	45,8	15,8
<i>Annona emarginata</i> (Schltdl.) H.Rainer	33,3	12,4
<i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll. Arg.	41,7	11,1
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	33,3	7,5
<i>Myrcia palustres</i> DC.	29,2	7,2
<i>Daphnopsis racemosa</i> Griseb.	33,3	6,5
<i>Miconia hyemalis</i> A.St.-Hil. & Naudin	16,7	4,3
Demais espécies	254,2	51,7
Total	720,9	300
Tratamento Eucalipto Corte (EC)		
<i>Dodonaea viscosa</i> Jacq. Jacq.	36,7	64,3
<i>Eucalyptus</i> sp.	40,0	47,5
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	63,3	46,7
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	46,7	41,9
<i>Podocarpus lambertii</i> Klotzsch ex Endl.	53,3	26,8
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	43,3	17,3
<i>Baccharis cognata</i> DC.	26,7	14,4
<i>Solanum bonariense</i> L.	23,3	7,3
<i>Senecio brasiliensis</i> (Spreng.) Less.	20,0	7,0
<i>Baccharis psiadioides</i> (Less.) Joch.Müll.	10,0	5,0
Demais espécies	56,7	21,8
Total	420,0	300,0
Tratamento Eucalipto Borda-Floresta Nativa (EBF)		
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	72,2	63,5
<i>Eucalyptus</i> sp.	100,0	61,0
<i>Podocarpus lambertii</i> Klotzsch ex Endl.	75,0	50,9
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	58,3	20,1
<i>Annona emarginata</i> (Schltdl.) H.Rainer	27,8	14,5
<i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll. Arg.	36,1	9,1
<i>Daphnopsis racemosa</i> Griseb.	33,3	6,7
<i>Dodonaea viscosa</i> Jacq.	22,2	5,8
<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	16,7	5,6
<i>Psychotria leiocarpa</i> Cham.& Schaldl.	16,7	4,8
Demais espécies	255,6	57,8
Total	713,9	300,0

(Conclusão)

Tratamento Área de Referência (AR)		
Espécies	FA (%)	IVI (%)
<i>Psychotria leiocarpa</i> Cham. & Schaldl.	100,0	46,2
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	93,3	25,4
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	82,2	15,5
<i>Eugenia uruguayensis</i> Cambess.	86,7	14,7
<i>Myrcia palustres</i> DC.	80,0	14,5
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	86,7	14,0
<i>Miconia hyemalis</i> A.St.-Hil. & Naudin	71,1	13,5
<i>Daphnopsis racemosa</i> Griseb.	82,2	11,4
<i>Calliandra tweedii</i> Benth.	26,7	8,9
<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	53,3	8,6
Demais espécies	1206,6	127,5
Total	1968,9	300,0
Tratamento Remanescente Florestal Nativo 1 (RFN1)		
Espécies	FA (%)	IVI (%)
<i>Psychotria leiocarpa</i> Cham. & Schaldl.	100,0	39,0
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	91,7	35,5
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	100,0	23,8
<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	75,0	21,0
<i>Banara tomentosa</i> Clos	66,7	17,0
<i>Daphnopsis racemosa</i> Griseb.	83,3	11,9
<i>Myrcia glomerata</i> (Cambess.) G.P.Burton & E.Lucas	91,7	10,9
<i>Xylosma pseudosalzmannii</i> Sleumer	83,3	10,7
<i>Myrcia palustres</i> DC.	83,3	10,6
<i>Cordia americana</i> (L.) Gottschling & J.S.Mill.	66,7	10,3
Demais espécies	1033,3	109,4
Total	1875,0	300,0
Tratamento Remanescente Florestal Nativo 2 (RFN2)		
Espécies	FA (%)	IVI (%)
<i>Psychotria leiocarpa</i> Cham. & Schaldl.	94,4	34,1
<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	88,9	29,8
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	100,0	29,4
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	100,0	19,0
<i>Myrcia palustres</i> DC.	72,2	17,1
<i>Myrcia glomerata</i> (Cambess.) G.P.Burton & E.Lucas	61,1	14,2
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	72,2	11,4
<i>Cordia americana</i> (L.) Gottschling & J.S.Mill.	50,0	8,2
<i>Daphnopsis racemosa</i> Griseb.	55,6	8,2
<i>Banara tomentosa</i> Clos	83,3	8,2
Demais espécies	1422,3	120,4
Total	2200,0	300,0

Fonte: Autora

APÊNDICE C - ESPÉCIES ARBUSTIVO-ARBÓREAS DA REGENERAÇÃO NATURAL EM DESTAQUE PELA ANÁLISE DE SIMPER, SERRA DO SUDESTE, PAMPA BRASILEIRO

Reg. I - Espécies	Contribuição (%)	Média G2	Média G3	Média G1
<i>Psychotria leiocarpa</i> Cham. & Schaldl.	34,0	292,0	0,0	15,0
<i>Solanum bonariense</i> L.	9,0	0,0	28,5	0,0
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	6,4	55,7	0,0	6,0
<i>Ruellia angustiflora</i> (Ness) Lindau ex Rambo	3,2	32,7	1,3	4,5
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	3,0	0,0	10,5	0,5
<i>Daphnopsis racemosa</i> Griseb.	2,7	17,7	0,0	5,0
<i>Senecio brasiliensis</i> (Spreng.) Less.	2,5	0,0	8,5	0,0
<i>Myrcia palustres</i> DC.	2,4	18,3	1,3	2,0
<i>Eucalyptus</i> sp.	2,3	0,0	7,3	1,5
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O. Berg	2,1	19,7	1,0	2,5
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	2,0	5,7	3,8	7,0
<i>Podocarpus lambertii</i> Klotzsch ex Endl.	1,8	3,0	2,5	8,0
<i>Miconia hyemalis</i> A.St.-Hil. & Naudin	1,6	14,7	0,0	1,5
<i>Myrrhinium atropurpureum</i> Schott.	1,4	18,0	0,0	0,0
<i>Banara parviflora</i> (A. Gray) Benth.	1,4	15,0	0,0	0,5
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. Ex Niederi	1,4	9,3	0,3	1,5
<i>Xylosma pseudosalzmanii</i> Sleumer	1,4	11,0	0,3	0,0
<i>Eugenia uruguayensis</i> Cambess.	1,34	10,0	0,0	2,0
<i>Banara tomentosa</i> Clos	1,1	4,0	0,0	2,5
<i>Calliandra tweediei</i> Benth.	1,1	5,7	0,0	2,5
<i>Myrcia glomerata</i> (Cambess.) G.P.Burton & E.Lucas	1,0	7,0	0,0	0,0
Outras espécies	16,9	1,6	0,2	0,1
Total	100	7,1	0,8	0,8
Reg. II – Espécies	Contribuição (%)	Média G1	Média G2	
<i>Psychotria leiocarpa</i> Cham. & Schaldl.		29,3	836,0	3,5
<i>Eucalyptus</i> sp.		6,6	0,0	141,0
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.		6,2	156,0	111,0
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O. Berg		4,6	152,0	27,3
<i>Daphnopsis racemosa</i> Griseb.		4,6	132,0	6,8
<i>Myrcia palustres</i> DC.		4,4	123,0	7,5
<i>Miconia hyemalis</i> A.St.-Hil. & Naudin		4,0	126,0	4,2
<i>Myrcia glomerata</i> (Cambess.) G.P.Burton & E.Lucas		3,4	75,3	0,0
<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.		3,3	87,3	18,7
<i>Casearia decandra</i> Jacq.		3,1	72,0	1,0
<i>Podocarpus lambertii</i> Klotzsch ex Endl.		2,7	22,0	73,0
<i>Dodonaea viscosa</i> Jacq.		1,9	0,0	40,5
<i>Banara tomentosa</i> Clos		1,8	41,0	0,8
<i>Eugenia uruguayensis</i> Cambess.		1,6	64,7	0,7
<i>Cordia Americana</i> (L.) Gottschling & J.S.Mill.		1,2	23,3	0,2
<i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn.		1,1	31,0	0,8
<i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll. Arg.		1,0	31,3	9,2
Outras espécies		19,1	0,1	1,1
Total		100	22,9	5,2

Onde: G1, G2 e G3 são os grupos florísticos.

Fonte: Autora

APÊNDICE D - ESPÉCIES POR ORDEM DE FAMÍLIAS BOTÂNICAS DO BANCO DE SEMENTES DO SOLO NOS DIFERENTES TRATAMENTOS NA ÁREA DE ESTUDO, PAMPA BRASILEIRO. VARIÁVEIS ECOLÓGICAS (O = ORIGEM: N = NATIVA, NAT. = NATURALIZADA E E = EXÓTICA), (HV = HÁBITO DE VIDA: A = ÁRVORE, ARB. = ARBUSTO, E = ERVA E T = TREPadeira), (SD = SÍNDROME DE DISPERSÃO: ZOO. = ZOOCORIA, ANE. = ANEMOCORIA, BARO. = BAROCORIA E AUTO. = AUTOCORIA), NE = NÃO ENCONTRADA NA LITERATURA).

Família/Espécie	O	HV	SD	AR	RFN1	RFN2	EBF	EI	EC	PAE1	PAE2	PAE3	(Continua)
													Total
Acanthaceae													
<i>Ruellia angustiflora</i> (Ness) Lindau ex Rambo	N	Arb.	Auto.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Amaranthaceae													
<i>Iresine diffusa</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	N	E	Auto.	0	0	0	10	0	0	0	0	0	10
<i>Pfaffia tuberosa</i> (Spreng.) Hicken	N	E	Ane.	0	0	0	0	0	0	0	0	99	99
Apiaceae													
<i>Centella asiatica</i> (L.) Urb.	E	E	Auto.	4	0	3	23	12	24	194	216	61	537
<i>Cyclopermum leptophyllum</i> (Pers.) Sprague ex Britton & P. Wilson	N	E	NE	0	16	0	0	0	0	69	17	1	103
Apocynaceae													
<i>Forsteronia glabrescens</i> Müll. Arg.	N	T	Zoo.	0	0	2	15	44	0	0	0	12	73
Araliaceae													
<i>Hydrocotyle exigua</i> (Urb.) Malme	N	E	Auto.	0	0	15	0	0	0	0	0	0	15
Asteraceae													
<i>Achyrocline satureioides</i> (Lam.) DC.	N	Sub.	Ane.	0	1	1	0	0	0	0	0	0	2
<i>Ageratum conyzoides</i> L.	N	E	Ane.	8	3	18	54	6	78	25	0	2	194
<i>Aspilia montevidensis</i> (Spreng.) Kuntze	N	E	Ane.	0	0	0	0	0	0	0	15	0	15
<i>Baccharis cf. vulneraria</i> Baker	N	Arb.	Ane.	0	0	0	2	7	13	0	0	0	22
<i>Baccharis cognata</i> DC.	N	Arb.	Ane.	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Baccharis crispa</i> Spreng.	N	Sub.	Ane.	0	0	0	2	0	0	0	15	0	17
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	N	Arb.	Ane.	1	0	2	1	0	0	3	0	1	8
<i>Bidens pilosa</i> L.	Nat.	Sub.	Zoo.	0	5	2	0	15	0	0	0	0	22
<i>Calea pinnatifida</i> (R.Br.) Less.	N	T	Ane.	9	16	9	0	0	7	37	17	0	95
<i>Chaptalia nutans</i> (L.) Pol.	N	E	Ane.	8	0	0	0	0	0	0	0	0	8
<i>Chevreulia acuminata</i> Less.	N	E	Ane.	0	0	7	0	0	5	0	0	30	42
<i>Chevreulia sarmentosa</i> (Pers.) Blake	N	E	Ane.	0	2	0	27	12	2	52	81	19	195
<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist	N	Sub.	Ane.	34	44	26	17	5	40	30	21	49	266
<i>Elephantopus mollis</i> Kunth	N	Sub.	Ane.	0	0	0	25	0	8	77	0	13	123
<i>Erechtites valerianifolius</i> (Link ex Spreng.) DC.	N	E	Ane.	7	7	0	2	2	0	0	15	15	48

(Continuação)

Família/Espécie	O	HV	SD	AR	RFN1	RFN2	EBF	EI	EC	PAE1	PAE2	PAE3	Total
Asteraceae													
<i>Facelis retusa</i> (Lam.) Sch.Bip.	N	E	Ane.	0	0	0	0	0	0	0	0	28	28
<i>Gamochaeta americana</i> (Mill.) Wedd.	N	E	Ane.	1	3	4	33	16	44	15	34	27	177
<i>Hypochaeris chillensis</i> (Kunth) Britton	N	E	Ane.	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Senecio brasiliensis</i> (Spreng.) Less.	N	Arb.	Ane.	11	29	28	20	34	0	51	23	92	288
<i>Senecio selloi</i> (Spreng.) DC.	N	Arb.	Ane.	2	31	12	24	8	13	0	34	56	180
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	N	E	Ane.	8	0	0	26	83	40	0	13	135	305
<i>Vernonanthura tweediana</i> (Baker) H.Rob.	N	Sub.	Ane.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Begoniaceae													
<i>Begonia cucullata</i> Willd.	N	E	Auto.	0	0	0	23	9	0	0	0	0	32
Bignoneaceae													
Spl	NE	T	NE	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
Boraginaceae													
<i>Cordia americana</i> (L.) Gottschling & J.S.Mill.	N	A	Ane./auto.	14	20	1	0	0	0	0	0	0	35
Brassicaceae													
<i>Cardamine hirsuta</i> L.	N	E	Auto.	18	14	23	39	138	63	0	0	0	295
Briófitas				0	5	16	0	0	0	0	0	0	21
Cannabaceae													
<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	N	A	Zoo.	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	N	A	Auto./Zoo.	55	397	79	5	0	1	1	0	0	538
Caryophyllaceae													
<i>Paronychia brasiliiana</i> A.DC.	Nat.	E	Auto.	0	0	0	0	0	27	0	0	0	27
<i>Spergula arvensis</i> L.	Nat.	E	NE	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
Commelinaceae													
<i>Tradescantia fluminensis</i> Vell.	N	E	Auto.	0	0	7	5	9	0	0	0	0	21
Convolvulaceae													
<i>Dichondra sericea</i> Sw.	N	E	Auto.	6	14	16	0	4	18	71	141	12	282
Cyperaceae													
<i>Bulbostylis capillaris</i> (L.) C.B.Clarke	N	E	Auto.	0	0	0	2	0	0	99	127	22	250
<i>Cyperus eragrostis</i> Lam.	N	E	Auto.	1	0	2	0	0	0	0	0	0	3
<i>Cyperus meyenianus</i> Kunth	N	E	Auto.	11	17	6	47	13	70	93	78	13	348
Ebenaceae													
<i>Diospyros inconstans</i> Jacq.	N	A	Zoo.	1	0	1	0	0	0	0	1	0	3
Euphorbiaceae													
<i>Acalypha cf. communis</i> Müll.Arg.	N	Sub.	Auto.	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1

(Continuação)

Família/Espécie	O	HV	SD	AR	RFN1	RFN2	EBF	EI	EC	PAE1	PAE2	PAE3	Total
Euphorbiaceae													
<i>Croton cf. calycireduplicatus</i> Allem	N	Arb.	Zoo.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Euphorbia hirta</i> L.	N	E	Auto.	0	0	0	12	0	0	0	0	0	12
<i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll.Arg.	N	A	Auto.	5	0	0	0	0	0	0	0	0	5
<i>Tragia</i> sp.	N	T	Auto.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Tragia volubilis</i> L.	N	T	Auto.	7	3	4	1	0	0	43	50	1	109
Fabaceae													
<i>Desmodium incanum</i> (Sw.) DC.	Nat.	E	Zoo.	0	0	0	0	7	0	38	16	23	84
Hypoxidaceae													
<i>Hypoxis decumbens</i> L.	N	E	Auto.	5	4	0	6	0	13	62	26	0	116
Iridaceae													
<i>Sisyrinchium micranthum</i> Cav.	N	E	Auto.	0	9	0	0	0	0	32	35	0	76
Lamiaceae													
<i>Ocimum cf. gratissimum</i> L.	Nat.	Arb.	Auto.	0	0	3	0	0	0	0	0	30	33
<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	N	A	Zoo.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Lauraceae													
<i>Cinnamomum amoenum</i> (Nees & Mart.) Kosterm.	N	A	Zoo.	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Lythraceae													
<i>Cuphea carthagenensis</i> (Jacq.) J.F.Macbr	N	Sub.	Auto.	0	0	0	0	0	8	0	11	0	19
Malpighiaceae													
<i>Janusia guaranitica</i> (A.St.-Hil.) A.Juss.	N	T	Auto.	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
Malvaceae													
<i>Abutilon grandifolium</i> (Willd.) Sweet	N	Arb.	Auto.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Sida cordifolia</i> L.	N	Sub.	Zoo.	0	0	5	2	0	7	15	26	0	55
Melastomataceae													
<i>Leandra regnellii</i> (Triana) Cogn.	N	Arb.	Zoo.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Moraceae													
<i>Ficus luschnathiana</i> (Miq.) Miq.	N	A	Zoo.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
Myrtaceae													
<i>Eucalyptus</i> sp.	E	A	Baro./Zoo./Ane.	0	0	0	2	0	1	0	0	5	8
Não identificadas													
NI_1	NE	T	NE	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
NI_10	NE	E	NE	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2
NI_11	NE	E	NE	1	0	1	0	0	0	3	0	0	5
NI_12	NE	E	NE	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2

(Continuação)

Família/Espécie	O	HV	SD	AR	RFN1	RFN2	EBF	EI	EC	PAE1	PAE2	PAE3	Total
NI_13	NE	E	NE	0	0	0	0	1	0	1	0	0	2
NI_14	NE	E	NE	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2
NI_15	NE	E	NE	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
NI_2	NE	E	NE	1	4	2	0	0	0	0	0	0	7
NI_3	NE	E	NE	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
NI_4	NE	E	NE	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2
NI_5	NE	E	NE	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
NI_6	NE	E	NE	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2
NI_7	NE	E	NE	0	0	1	0	0	0	0	1	0	2
NI_8	NE	E	NE	0	0	3	0	0	0	2	0	0	5
NI_9	NE	T	NE	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2
Onagraceae													
<i>Ludwigia leptocarpa</i> (Nutt.) H.Hara	N	Sub.	Auto.	0	0	0	6	0	0	0	0	0	6
Oxalidaceae													
<i>Oxalis articulata</i> Savigny	N	E	Auto.	4	18	9	0	1	0	0	0	0	32
<i>Oxalis corniculata</i> L.	N	E	Auto.	5	23	9	47	34	40	0	0	24	182
Phyllanthaceae													
<i>Phyllanthus niruri</i> L.	N	Sub.	Zoo.	0	0	0	9	10	12	0	0	0	31
<i>Phytolacca</i> cf. <i>thyrsiflora</i> Fenzl. ex J.A.Schmidt	N	Arb.	Zoo.	0	3	0	0	0	0	0	0	0	3
Plantaginaceae													
<i>Plantago tomentosa</i> Lam.	N	E	Zoo.	0	0	0	0	0	0	64	0	11	75
<i>Scoparia dulcis</i> L.	N	E	Auto.	0	0	2	15	9	0	0	0	0	26
<i>Stemodia verticillata</i> (Mill.) Hassl.	N	E	Auto.	0	15	15	11	4	15	17	0	0	77
Poaceae													
<i>Axonopus fissifolius</i> (Raddi) Kuhlm.	N	E	Ane.	0	0	3	0	0	0	0	0	0	3
<i>Eleusine tristachya</i> (Lam.) Lam.	N	E	NE	0	0	0	0	0	0	84	45	100	229
<i>Ichnanthus</i> sp.	N	E	Zoo.	40	41	51	113	86	108	118	134	76	767
<i>Panicum sellowii</i> Nees	N	E	Zoo.	23	24	26	60	53	59	54	57	52	408
<i>Paspalum umbrosum</i> Trin.	N	E	NE	4	5	2	0	0	0	0	0	0	11
<i>Paspalum urvillei</i> Steud.	N	E	Auto.	21	9	12	69	112	87	0	0	0	310
Podocarpaceae													
<i>Podocarpus lambertii</i> Klotzsch ex Endl.	N	A	Ane./Zoo.	13	0	44	0	0	0	0	1	0	58
Polygonaceae													
<i>Polygonum hydropiperoides</i> Michx.	N	E	Auto.	1	0	0	17	0	12	0	0	0	30

													(Conclusão)
Família/Espécie	O	HV	SD	AR	RFN1	RFN2	EBF	EI	EC	PAE1	PAE2	PAE3	Total
Urticaceae													
<i>Pilea microphylla</i> (L.) Liebm.	Nat.	E	Auto.	2	4	0	27	19	8	0	0	0	60
<i>Urtica</i> sp.	N	E	NE	0	0	0	17	0	6	0	0	24	47
Total				462	942	577	886	845	918	1591	1347	1091	

Onde: Área de Referência (AR); Remanescentes Florestais Nativos (RFN1 e RFN2); Eucalipto Borda-Floresta Nativa (EBF); Eucalipto Isolado (EI); Eucalipto Corte (EC) e Plantio Avançado Eucalipto (PAE1, PAE2 e PAE3). Outras informações sobre as espécies podem ser encontradas em Granzotto et al. (2021).

Fonte: Autora

**APÊNDICE E - ANÁLISE DE SIMPER MOSTRANDO AS ESPÉCIES VEGETAIS DO BANCO DO
SEMENTES DO SOLO QUE MAIS CONTRIBUÍRAM PARA A FORMAÇÃO DOS DOIS
GRUPOS FLORÍSTICOS, SERRA DO SUDESTE, PAMPA BRASILEIRO**

Espécies	Contribuição %	Média G2	Média G1
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	10,6	17,7	0,3
<i>Ichnanthus</i> sp.	5,6	4,4	10,6
<i>Centella asiatica</i> (L.) Urb.	5,0	0,2	8,8
<i>Cardamine hirsuta</i> L.	3,7	1,8	4,0
<i>Paspalum urvillei</i> Steud.	3,5	1,4	4,5
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	3,3	0,3	5,0
<i>Cyperus meyenianus</i> Kunth	3,3	1,1	5,2
<i>Coryza bonariensis</i> (L.) Cronquist	3,1	3,5	2,7
<i>Senecio brasiliensis</i> (Spreng.) Less.	3,0	2,3	3,7
<i>Dichondra sericea</i> Sw.	3,0	1,2	4,1
<i>Panicum sellowii</i> Nees	3,0	2,4	5,6
<i>Ageratum conyzoides</i> L.	2,3	1,0	2,8
<i>Solanum aculeatissimum</i> Jacq.	2,3	2,7	1,3
<i>Senecio selloi</i> (Spreng.) DC.	2,3	1,5	2,3
<i>Bulbostylis capillaris</i> (L.) C.B.Clarke	2,3	0,0	4,2
<i>Oxalis corniculata</i> L.	2,1	1,2	2,4
<i>Gamochoaeta americana</i> (Mill.) Wedd.	2,1	0,3	2,8
<i>Eleusine tristachya</i> (Lam.) Lam.	2,1	0,0	3,8
<i>Chevreulia sarmentosa</i> (Pers.) Blake	1,9	0,1	3,2
<i>Solanum americanum</i> Mill.	1,8	1,6	1,9
<i>Lysimachia arvensis</i> (L.) U. Manns & Anderb.	1,6	0,0	3,0
<i>Psychotria leiocarpa</i> Cham. & Schaltld.	1,4	1,8	0,0
<i>Podocarpus lambertii</i> Klotzsch ex Endl.	1,4	1,9	0,0
<i>Calea pinnatifida</i> (R.Br.) Less.	1,4	1,1	1,0
<i>Pfaffia tuberosa</i> (Spreng.) Hicken	1,2	0,0	1,7
<i>Tragia volubilis</i> L.	1,2	0,5	1,6
<i>Galianthe brasiliensis</i> (Spreng.) E.L.Cabral & Bacigalupo	1,2	0,0	1,8
<i>Elephantopus mollis</i> kunth	1,1	0,0	2,1
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	1,1	1,4	0,0
<i>Hypoxis decumbens</i> L.	1,1	0,3	1,8
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	1,0	1,4	0,2
<i>Stemodia verticillata</i> (Mill.) Hassl.	1,0	1,0	0,8
Outras espécies	19,0	5,2	0,2
Total	100		

Onde: G1 e G2 são os grupos florísticos.

Fonte: Autora

APÊNDICE F – ORGANIZAÇÃO POR FAMÍLIAS BOTÂNICAS DAS ESPÉCIES ARBUSTIVO-ARBÓREAS REGENERANTES AMOSTRADAS NA SERRA DO SUDESTE, PAMPA BRASILEIRO

(Continua)

Famílias/Espécies	AR	PAE1	PAE3	EBF	EI	EC	RFN1	RFN2	NI	HV
ACANTHACEAE										
<i>Ruellia angustiflora</i> (Nees) Lindau ex Rambo	26	0	0	0	5	6	8	9	54	Arb.
ANACARDIACEAE										
<i>Lithraea brasiliensis</i> Marchand	1	0	0	0	0	0	0	0	1	A
ANNONACEAE										
<i>Annona emarginata</i> (Schltdl.) H.Rainer	4	0	0	0	0	0	0	0	4	A
AQUIFOLIACEA										
<i>Ilex brevicuspis</i> Reissek	2	0	0	0	0	0	0	0	2	A
<i>Ilex dumosa</i> Reissek	1	0	0	0	0	0	0	0	1	A
ARAUCARIACEAE										
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	0	0	0	1	0	1	0	1	3	A
ASTERACEAE										
<i>Aldama</i> cf. <i>anchusifolia</i> (DC.) E.E.Schill. & Panero	0	0	1	0	0	0	0	0	1	Arb.
<i>Baccharis articulata</i> (Lam.) Pers.	0	0	0	0	1	0	0	0	1	Arb.
<i>Baccharis</i> cf. <i>vulneraria</i> Baker	0	0	2	0	0	0	0	0	2	Arb.
<i>Baccharis cognata</i> DC.	0	10	10	0	8	0	0	0	28	Arb.
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	0	0	0	0	1	0	0	0	1	Arb.
<i>Baccharis psiadioides</i> (Less.) Joch.Müll.	0	0	0	0	4	0	0	0	4	Arb.
<i>Dasyphyllum spinescens</i> (Less.) Cabrera	2	0	0	0	0	1	0	2	5	A
<i>Moquiniastrum polymorphum</i> (Less.) G. Sancho	0	0	1	0	0	0	0	0	1	A
<i>Senecio brasiliensis</i> (Spreng.) Less.	0	8	8	0	7	0	0	0	23	Arb.
<i>Senecio selloi</i> (Spreng.) DC.	0	1	0	0	0	0	0	0	1	Arb.
BORAGINACEAE										
<i>Cordia americana</i> (L.) Gottschling & J.S.Mill.	4	0	0	0	0	0	0	3	7	A
CANNABACEAE										
<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	1	0	0	0	0	0	1	1	3	A
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	1	0	0	0	0	0	0	0	2	A
CARDIOPTERIDACEAE										
<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) R.A.Howard	2	0	0	0	0	0	2	0	4	A
CELASTRACEAE										
<i>Monteverdia ilicifolia</i> (Mart. ex Reissek) Biral	3	0	0	0	0	0	0	1	4	A

(Continuação)

Famílias/Espécies	AR	PAE1	PAE3	EBF	EI	EC	RFN1	RFN2	NI	HV
EBENACEAE										
<i>Diospyros inconstans</i> Jacq.	0	0	0	0	0	0	0	3	3	A
ERYTHROXYLACEAE										
<i>Erythroxylum myrsinites</i> Mart	0	0	0	0	0	0	1	0	1	A
EUPHORBIACEAE										
<i>Croton</i> cf. <i>calycireduplicatus</i>	0	0	6	0	0	0	0	0	6	Arb.
<i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll.Arg.	9	0	0	1	0	1	1	5	17	A
<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	9	0	0	0	0	1	3	4	17	A
FABACEAE										
<i>Calliandra tweedii</i> Benth.	13	0	0	1	4	0	0	4	22	Arb.
<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	0	0	0	0	0	0	1	0	1	A
<i>Mimosa</i> cf. <i>ramulosa</i> Benth.	0	0	0	0	1	0	0	0	1	Arb.
LAMIACEAE										
<i>Ocimum</i> cf. <i>gratissimum</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	8	8	Arb.
<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	0	0	1	1	0	0	0	0	2	A
LAURACEAE										
<i>Cinnamomum amoenum</i> (Nees & Mart.) Kosterm.	2	0	0	0	0	0	1	6	9	A
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	3	0	0	1	0	0	1	2	7	A
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez	9	0	0	0	0	0	0	1	10	A
MALVACEAE										
<i>Luehea divaricata</i> Mart.	1	0	0	0	0	0	0	1	2	A
MELASTOMATACEAE										
<i>Miconia hyemalis</i> A.St.-Hil. & Naudin	33	0	0	1	2	0	5	6	47	Arb.
<i>Miconia pusilliflora</i> (DC.) Naudin	4	0	0	0	0	0	0	0	4	Arb.
MELIACEAE										
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	3	0	0	0	0	0	0	2	5	A
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	0	0	0	0	0	0	0	1	1	A
<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	13	0	0	0	0	0	9	2	24	A
MYRTACEAE										
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	40	3	0	4	1	0	5	14	68	A
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg	2	0	0	0	0	0	0	0	2	A
<i>Eucalyptus</i> sp.	0	0	22	1	2	1	0	0	32	A
<i>Eugenia uruguayensis</i> Cambess.	21	0	0	4	0	0	1	8	34	A
<i>Myrcia glomerata</i> (Cambess.) G.P.Burton & E.Lucas	6	0	0	0	0	0	7	8	21	A
<i>Myrcia palustres</i> DC.	30	0	5	1	3	0	13	12	64	A
<i>Myrcianthes pungens</i> (O.Berg) D.Legrand	0	0	0	0	0	0	2	2	4	A

(Continuação)

Famílias/Espécies	AR	PAE1	PAE3	EBF	EI	EC	RFN1	RFN2	NI	HV
MYRTACEAE										
<i>Myrrhinium atropurpureum</i> Schott	46	0	0	0	0	0	5	3	54	A
PIPERACEAE										
<i>Piper amalago</i> L.	2	0	0	0	0	0	0	0	2	Arb.
<i>Piper mikanianum</i> (Kunth) Steud.	0	0	0	0	0	0	2	0	2	Arb.
<i>Piper xylosteoides</i> (Kunth.) Steud.	9	0	0	0	0	0	0	2	11	Arb.
PODOCARPACEAE										
<i>Podocarpus lambertii</i> Klotzsch ex Endl.	7	1	4	9	7	4	1	1	35	A
PRIMULACEAE										
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	1	0	0	1	0	0	0	3	5	A
<i>Myrsine parvula</i> (Mez) Otegui	22	0	0	0	0	0	0	5	27	A
PROTEACEAE										
<i>Roupala montana</i> var. <i>brasiliensis</i> (Klotzsch) K.S.Edwards	1	0	0	0	0	0	1	4	6	A
ROSACEAE										
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	5	0	0	0	0	0	1	0	6	A
RUBIACEAE										
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	112	0	0	3	9	0	19	36	179	Arb.
<i>Psychotria leiocarpa</i> Cham. & Schltdl.	511	0	0	24	6	0	157	207	905	Arb.
<i>Randia ferox</i> (Cham. & Schltdl.) DC.	0	0	0	0	0	0	0	1	1	A
RUTACEAE										
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	12	0	0	0	0	0	2	5	19	A
SALICACEAE										
<i>Banara parviflora</i> (A.Gray) Benth.	36	0	0	1	0	0	8	1	46	A
<i>Banara tomentosa</i> Clos	3	0	0	1	4	0	2	7	17	A
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	12	0	0	0	1	0	4	4	21	A
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	12	5	0	3	11	10	2	3	46	A
<i>Xylosma pseudosalzmannii</i> Sleumer	17	0	1	0	0	0	10	6	34	A
SAPINDACEAE										
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederi.	12	0	0	3	0	0	5	11	32	A
<i>Dodonaea viscosa</i> Jacq.	0	0	6	1	0	2	0	0	9	A
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	8	0	0	0	0	0	1	3	12	A
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	4	0	0	0	1	0	0	2	7	A
SAPOTACEAE										
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.	0	0	0	0	0	0	1	3	4	A
<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	3	0	0	0	1	0	4	2	10	A

(Conclusão)

Famílias/Espécies	AR	PAE1	PAE3	EBF	EI	EC	RFN1	RFN2	NI	HV
SCROPHULARIACEAE										
<i>Buddleja thyrsoides</i> Lam.	0	0	1	0	0	0	0	0	1	Arb.
SOLANACEAE										
<i>Cestrum strigilatum</i> Ruiz & Pav.	0	0	0	0	0	0	0	1	1	Arb.
<i>Solanum aculeatissimum</i> Jacq.	0	1	0	0	0	0	0	0	4	Arb.
<i>Solanum bonariense</i> L.	0	41	13	0	0	42	0	0	114	Arb.
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	2	1	0	0	0	2	0	0	5	A
STYRACACEAE										
<i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn.	3	4	0	1	0	0	0	0	8	A
SYMPLOCACEAE										
<i>Symplocos tetrandra</i> Mart.	19	0	0	0	0	0	0	0	19	A
<i>Symplocos uniflora</i> (Pohl) Benth.	2	0	0	0	0	0	0	0	2	A
THYMELACEAE										
<i>Daphnopsis racemosa</i> Griseb.	38	0	0	7	3	0	11	4	63	A
Total da abundância de indivíduos	1221	67	87	78	65	125	297	427	2406	
Total de espécies	60	9	15	26	19	16	34	49	91	

Onde: Áreas de coleta (RPPNE Boa Vista = Reserva Particular do Patrimônio Natural Estadual Boa Vista; PAE (1, 2 e 3) = Plantio Avançado de Eucalipto, EBF = Eucalipto Borda-Floresta Nativa; EI = Eucalipto Isolado; EC = Eucalipto Corte e RFN (1 e 2) = Remanescente Florestal Nativo). Variáveis ecológicas (HV = Hábito de vida: Arb. = Arbusto e A = Árvore). NI = Número de indivíduos.

Fonte: Autora

APÊNDICE G – Crescimento médio em altura (Ch) e diâmetro (Cd) das espécies resgatadas do banco de sementes do solo em cada período de avaliação

Espécies	Ch₀	Ch₁₅	Ch₃₀	Ch₄₅	Ch₆₀	Ch₇₅	Ch₉₀	Ch₁₀₅	Ch₁₂₀
<i>Abutilon grandifolium</i>	0,0	0,5	1,5	2,5	4,0	6,0	7,5	9,5	11,0
<i>Baccharis cognata</i>	0,0	8,5	11,5	18,5	20,5	27,5	31,5	33,5	34,5
<i>Baccharis dracunculifolia</i>	0,0	3,4	5,3	9,1	12,2	15,8	20,3	23,0	24,8
<i>Banara parviflora</i>	0,0	-0,3	0,3	1,0	1,3	2,2	3,6	6,1	9,6
<i>Casearia sylvestris</i>	0,0	0,3	0,9	1,8	2,7	3,3	4,2	4,3	6,7
<i>Celtis iguanaea</i>	0,0	4,0	7,0	9,0	11,5	13,0	16,0	27,0	35,0
<i>Cestrum strigilatum</i>	0,0	0,4	1,3	2,8	4,9	8,5	14,1	16,8	18,0
<i>Cinnamomum amoenum</i>	0,0	0,0	0,5	0,5	1,0	2,0	2,8	3,0	4,3
<i>Cordia americana</i>	0,0	-0,4	-0,2	0,2	0,8	2,0	6,1	9,3	14,1
<i>Croton cf. calycireduplicatus</i>	0,0	0,0	0,5	1,5	2,0	3,5	5,0	7,5	10,5
<i>Diospyros inconstans</i>	0,0	0,0	0,8	1,0	1,8	2,3	2,8	2,8	4,3
<i>Dodonaea viscosa</i>	0,0	0,9	4,3	7,8	10,8	14,2	17,3	18,7	20,6
<i>Eucalyptus sp.</i>	0,0	3,8	5,2	8,7	7,3	6,8	7,8	7,9	8,0
<i>Ficus luschnathiana</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	1,0	1,0	2,0	2,0
<i>Gymnanthes klotzschiana</i>	0,0	1,5	3,8	5,8	9,3	13,3	22,8	25,3	26,8
<i>Myrsine coriácea</i>	0,0	1,0	2,0	2,3	3,0	6,0	8,7	15,3	19,7
<i>Myrsine parvula</i>	0,0	0,7	1,0	1,8	2,0	2,5	3,5	4,3	5,3
<i>Podocarpus lambertii</i>	0,0	-0,1	0,4	1,1	2,0	3,3	4,8	6,3	8,6
<i>Pschotria carthagenensis</i>	0,0	0,0	0,5	0,5	1,5	2,0	4,5	4,5	7,0
<i>Psychotria leiocarpa</i>	0,0	0,1	0,5	0,6	0,9	1,4	1,6	2,1	2,5
<i>Solanum mauritianum</i>	0,0	0,5	1,3	2,5	3,6	8,4	6,2	7,6	8,6
<i>Trema micranta</i>	0,0	-0,4	0,6	2,0	3,8	6,4	8,9	11,6	13,3
<i>Vitex megapotamica</i>	0,0	0,0	1,0	1,0	2,0	4,0	5,0	5,0	5,0
<i>Zanthoxylum fagara</i>	0,0	1,6	2,1	2,6	2,6	4,5	6,1	9,9	12,4
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	0,0	0,2	0,6	1,0	1,3	1,6	2,6	3,0	4,5
Espécies	Cd₀	Cd₁₅	Cd₃₀	Cd₄₅	Cd₆₀	Cd₇₅	Cd₉₀	Cd₁₀₅	Cd₁₂₀
<i>Abutilon grandifolium</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,10	0,10	0,10	0,20
<i>Baccharis cognata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,10
<i>Baccharis dracunculifolia</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	0,10	0,12
<i>Banara parviflora</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,06
<i>Casearia sylvestris</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,02	0,02	0,02	0,02
<i>Celtis iguanaea</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,10	0,20	0,30
<i>Cestrum strigilatum</i>	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00	0,13	0,23	0,25	0,25
<i>Cinnamomum amoenum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Cordia americana</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,03	0,06	0,15
<i>Croton cf. calycireduplicatus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,10	0,10	0,10	0,20
<i>Diospyros inconstans</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05
<i>Dodonaea viscosa</i>	0,00	0,07	0,03	0,04	0,04	0,05	0,09	0,09	0,09
<i>Eucalyptus sp.</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,03	0,03	0,04
<i>Ficus luschnathiana</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Gymnanthes klotzschiana</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	0,15	0,15
<i>Myrsine coriácea</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,10	0,13	0,17
<i>Myrsine parvula</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,38
<i>Podocarpus lambertii</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01
<i>Pschotria carthagenensis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,10	0,20
<i>Psychotria leiocarpa</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Solanum mauritianum</i>	0,00	-0,01	0,00	0,05	0,05	0,11	0,13	0,14	0,17
<i>Trema micrantha</i>	0,00	0,00	0,00	0,02	0,04	0,08	0,11	0,15	0,18
<i>Vitex megapotamica</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,10	0,10	0,10	0,10
<i>Zanthoxylum fagara</i>	0,00	-0,03	-0,03	-0,03	-0,03	-0,03	-0,03	0,05	0,13
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,02	0,07

Fonte: Autora

APÊNDICE H – MÉDIA, DESVIO PADRÃO, MÍNIMO E MÁXIMO DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS NA ÁREA DE ESTUDO NA SERRA DO SUDESTE, PAMPA BRASILEIRO

(Continua)

Áreas de coleta	EBF	EC	EI	PAE1,2	PAE3	RFN1	RFN2	RPPNE Boa Vista
Variáveis	Média ± Desvio Padrão							
ES (°)	170,63 ± 83,38	163,75 ± 142,81	283,05 ± 68,70	308,25 ± 14,75	237,75 ± 45,43	264,43 ± 34,74	162,85 ± 52,17	150,65 ± 101,94
IT (°)	25,45 ± 4,30	11,38 ± 7,70	20,70 ± 2,31	9,20 ± 1,59	14,88 ± 5,71	22,45 ± 5,61	19,90 ± 2,45	17,73 ± 5,28
AD (%)	20,95 ± 1,24	100,00 ± 0,00	17,00 ± 1,54	63,83 ± 30,10	75,18 ± 5,41	8,85 ± 0,42	7,23 ± 1,96	11,93 ± 7,05
Profundidade solo (cm)	36,75 ± 4,72	46,75 ± 9,43	33,25 ± 4,72	41,00 ± 11,46	40,00 ± 14,14	53,25 ± 9,43	66,75 ± 9,43	23,25 ± 4,72
Serapilheira (cm)	3,60 ± 0,94	1,30 ± 0,89	2,98 ± 1,41	2,30 ± 0,29	2,25 ± 0,34	2,65 ± 0,57	3,03 ± 0,54	2,05 ± 0,29
Argila (%)	26,50 ± 2,45	31,38 ± 1,65	25,00 ± 3,24	30,23 ± 1,93	22,13 ± 1,65	18,63 ± 8,93	22,63 ± 2,78	23,50 ± 7,71
Textura	3,00 ± 0,00	3,00 ± 0,00	3,00 ± 0,00	3,00 ± 0,00	3,13 ± 0,25	3,63 ± 0,48	3,38 ± 0,25	3,25 ± 0,50
pH H ₂ O (1:1)	4,54 ± 0,28	4,33 ± 0,16	4,50 ± 0,26	4,56 ± 0,22	4,55 ± 0,18	5,24 ± 0,63	5,09 ± 0,30	4,54 ± 0,06
P (mg/L)	5,60 ± 1,20	6,69 ± 1,71	8,10 ± 4,76	4,75 ± 0,93	5,28 ± 1,61	16,53 ± 6,66	10,48 ± 6,35	10,93 ± 1,85
K (mg/L)	119,25 ± 36,75	85,50 ± 15,78	92,00 ± 8,49	141,08 ± 21,29	92,80 ± 10,63	188,50 ± 58,25	124,50 ± 43,37	145,00 ± 12,06
MO (%)	2,73 ± 0,79	2,64 ± 0,68	2,61 ± 0,70	2,59 ± 0,06	2,11 ± 0,37	5,83 ± 1,28	4,19 ± 0,76	4,45 ± 0,60
Al (cmolc/L)	2,69 ± 1,03	2,87 ± 0,44	2,56 ± 1,09	2,42 ± 0,75	2,73 ± 0,41	0,89 ± 1,19	0,46 ± 0,45	2,29 ± 0,78
Ca (cmolc/L)	0,98 ± 0,50	1,45 ± 0,56	1,47 ± 1,23	1,71 ± 0,48	0,89 ± 0,10	7,37 ± 5,41	5,07 ± 1,58	2,25 ± 1,06
Mg (cmolc/L)	0,51 ± 0,27	0,38 ± 0,16	0,60 ± 0,31	0,77 ± 0,14	0,39 ± 0,03	2,20 ± 1,67	1,26 ± 0,11	0,80 ± 0,24
H+Al (cmolc/L)	12,36 ± 3,92	12,81 ± 2,55	12,75 ± 5,16	13,83 ± 3,11	11,88 ± 3,07	8,61 ± 6,33	6,88 ± 1,93	13,68 ± 3,01
CTC efetiva	4,48 ± 0,46	4,93 ± 0,40	4,88 ± 1,04	5,35 ± 0,13	4,26 ± 0,40	10,95 ± 6,16	7,13 ± 1,28	5,70 ± 0,78
CTC pH ₇	14,14 ± 3,50	14,86 ± 2,34	15,06 ± 4,79	16,30 ± 2,36	13,41 ± 3,05	18,66 ± 3,08	13,54 ± 1,14	17,09 ± 1,92
Saturação de bases (%)	13,89 ± 8,96	14,04 ± 5,01	17,30 ± 11,46	19,44 ± 8,16	12,33 ± 2,76	51,50 ± 32,04	48,59 ± 12,84	20,00 ± 8,50
Saturação de Al (%)	59,75 ± 18,96	59,33 ± 11,68	54,00 ± 22,41	46,45 ± 12,47	64,11 ± 3,73	16,65 ± 22,37	8,58 ± 8,34	42,79 ± 15,01
C (%)	1,63 ± 0,29	1,25 ± 0,36	1,43 ± 0,58	1,66 ± 0,18	1,32 ± 0,23	4,18 ± 0,62	2,81 ± 0,96	2,75 ± 0,52
N (%)	0,12 ± 0,03	0,12 ± 0,03	0,09 ± 0,03	0,15 ± 0,01	0,14 ± 0,02	0,42 ± 0,12	0,29 ± 0,08	0,22 ± 0,04

(Conclusão)

Áreas de coleta	EBF	EC	EI	PAE1,2	PAE3	RFN1	RFN2	RPPNE Boa Vista
Variáveis	Mínimo - Máximo							
ES (°)	90,00 - 285,00	15,00 - 287,00	212,20 - 360,00	295,00 - 322,00	185,00 - 288,00	234,00 - 298,70	121,70 - 239,30	25,30 - 249,70
IT (°)	20,70 - 31,00	1,60 - 18,60	18,20 - 23,60	7,30 - 10,70	9,90 - 21,80	15,50 - 28,40	17,70 - 23,40	12,20 - 23,00
AD (%)	19,50 - 22,50	100,00 - 100,00	15,80 - 19,20	21,60 - 88,10	69,90 - 82,40	8,40 - 9,40	5,80 - 10,10	6,50 - 21,40
Profundidade solo (cm)	30,00 - 40,00	40,00 - 60,00	30,00 - 40,00	30,00 - 57,00	30,00 - 60,00	40,00 - 60,00	60,00 - 80,00	20,00 - 30,00
Serapilheira (cm)	2,50 - 4,80	0,50 - 2,30	1,80 - 4,60	2,00 - 2,60	1,90 - 2,70	2,00 - 3,30	2,30 - 3,60	1,70 - 2,40
Argila (%)	24,50 - 29,50	29,50 - 33,00	21,00 - 28,50	27,80 - 32,50	20,50 - 24,00	11,50 - 30,50	19,50 - 26,00	13,00 - 31,50
Textura	3,00 - 3,00	3,00 - 3,00	3,00 - 3,00	3,00 - 3,00	3,00 - 3,50	3,00 - 4,00	3,00 - 3,50	3,00 - 4,00
pH H ₂ O (1:1)	4,15 - 4,80	4,10 - 4,45	4,30 - 4,85	4,35 - 4,80	4,35 - 4,75	4,50 - 5,95	4,70 - 5,35	4,45 - 4,60
P (mg/L)	4,15 - 7,00	4,40 - 8,35	4,80 - 14,95	4,00 - 6,10	3,45 - 6,65	7,45 - 21,60	5,35 - 19,75	9,55 - 13,60
K (mg/L)	68,00 - 152,00	62,00 - 96,00	82,00 - 100,00	123,30 - 170,00	83,20 - 102,00	118,00 - 256,00	74,00 - 180,00	134,00 - 162,00
MO (%)	1,90 - 3,75	1,80 - 3,45	1,65 - 3,20	2,50 - 2,65	1,65 - 2,55	4,20 - 7,10	3,60 - 5,25	3,80 - 5,15
Al (cmolc/L)	1,30 - 3,67	2,46 - 3,45	1,59 - 3,66	1,50 - 3,28	2,36 - 3,28	0,00 - 2,60	0,05 - 1,01	1,38 - 3,17
Ca (cmolc/L)	0,69 - 1,73	0,95 - 2,10	0,68 - 3,31	1,15 - 2,30	0,80 - 1,03	2,01 - 14,01	3,27 - 6,77	1,30 - 3,50
Mg (cmolc/L)	0,30 - 0,90	0,18 - 0,57	0,32 - 0,99	0,57 - 0,90	0,37 - 0,42	0,54 - 3,88	1,17 - 1,40	0,53 - 1,02
H+Al (cmolc/L)	7,80 - 16,35	10,90 - 16,35	6,20 - 17,75	10,10 - 17,30	8,55 - 15,50	2,80 - 17,40	5,05 - 9,20	10,90 - 17,40
CTC efetiva	4,15 - 5,15	4,60 - 5,50	3,60 - 6,15	5,20 - 5,50	3,85 - 4,70	5,45 - 18,40	5,40 - 8,30	5,10 - 6,85
CTC pH ₇	10,70 - 17,90	12,60 - 17,65	8,15 - 18,95	13,70 - 19,40	10,05 - 16,90	14,25 - 21,20	12,45 - 15,15	15,00 - 19,60
Saturação de bases (%)	8,80 - 27,30	7,45 - 18,25	6,60 - 29,80	10,75 - 30,10	8,50 - 15,05	14,30 - 85,80	37,05 - 61,70	10,85 - 27,85
Saturação de Al (%)	32,55 - 73,95	47,50 - 73,10	25,85 - 74,60	31,30 - 60,50	61,70 - 69,65	0,00 - 48,35	0,75 - 17,05	27,15 - 59,40
C (%)	1,28 - 1,99	0,82 - 1,71	0,96 - 2,24	1,55 - 1,92	1,03 - 1,58	3,65 - 5,04	1,67 - 4,00	2,14 - 3,40
N (%)	0,10 - 0,16	0,09 - 0,16	0,06 - 0,13	0,14 - 0,16	0,11 - 0,15	0,30 - 0,58	0,19 - 0,38	0,17 - 0,26

Onde: Áreas de coleta (RPPNE Boa Vista = Reserva Particular do Patrimônio Natural Estadual Boa Vista; PAE (1, 2 e 3) = Plantio Avançado de Eucalipto, EBF = Eucalipto Borda-Floresta Nativa; EI = Eucalipto Isolado; EC = Eucalipto Corte e RFN (1 e 2) = Remanescente Florestal Nativo). Variáveis ambientais (ES = Exposição solar, IT = Inclinação do terreno, AD = Abertura do dossel, pH H₂O = Potencial Hidrogeniônico em Água, P = fósforo, K = potássio, MO = Matéria orgânica, Al = alumínio, Ca = cálcio, Mg = magnésio, H+Al = acidez potencial, CTC efetiva = Capacidade de Troca de Cátions efetiva, CTC pH₇ = Capacidade de Troca de Cátions em pH₇, C = carbono total e N = nitrogênio total).

Fonte: Autora

APÊNDICE I – ANÁLISE DE CORRESPONDÊNCIA CANÔNICA REPRESENTADO NOS DOIS PRIMEIROS EIXOS E ANÁLISE DE VARIÂNCIA DOS DADOS DE ESPÉCIES ARBUSTIVO-ARBÓREAS REGENERANTES E VARIÁVEIS AMBIENTAIS, SERRA DO SUDESTE, PAMPA BRASILEIRO

(Continua)

Resultados Análise de Correspondência Canônica (CCA)		
Espécies	CCA1	CCA2
Aled - <i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederi.	0,5516	-0,3394
Mygl - <i>Myrcia glomerata</i> (Cambess.) G.P.Burton & E.Lucas	0,7465	-0,3733
Xyps - <i>Xylosma pseudosalzmannii</i> Sleumer	0,5546	-0,4848
Myat - <i>Myrrhinium atropurpureum</i> Schott	0,6834	-0,5154
Mihy - <i>Miconia hyemalis</i> A.St.-Hil. & Naudin	0,4195	0,5048
Senbr - <i>Senecio brasiliensis</i> (Spreng.) Less.	-1,5637	-0,0477
Casy - <i>Casearia sylvestris</i> Sw.	-0,2449	0,2563
Eusp - <i>Eucalyptus</i> sp.	-1,4174	0,7181
Badr - <i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	-1,6218	-0,1541
Pola - <i>Podocarpus lambertii</i> Klotzsch ex Endl.	-0,5412	0,5998
Blsa - <i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	0,2934	0,0134
Dara - <i>Daphnopsis racemosa</i> Griseb.	0,4387	0,4252
Mypal - <i>Myrcia palustres</i> DC.	0,5678	0,1170
Ruan - <i>Ruellia angustiflora</i> (Nees) Lindau ex Rambo	0,2690	0,5945
Pscs - <i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	0,6007	-0,0311
Sobo - <i>Solanum bonariense</i> L.	-1,6253	-0,6916
Psle - <i>Psychotria leiocarpa</i> Cham. & Schltdl.	0,6543	-0,2143
UA	CCA1	CCA2
sit1	0,6832	0,0579
sit2	0,8603	-1,6778
sit3	0,7487	-1,0475
sit4	0,6294	0,3697
sit5	0,6962	-0,0372
sit6	0,7225	-0,1991
sit7	0,7440	-1,0053
sit8	0,6150	-0,9677
sit9	-1,3107	4,3332
sit10	0,3968	2,5649
sit11	-0,1930	2,5622
sit12	0,5655	-1,0718
sit13	-1,8970	4,7221
sit14	0,1997	1,9856
sit15	0,3369	1,6156
sit16	-0,0967	1,4162
sit17	-2,1219	-0,5767
sit18	-1,6239	-0,9155
sit19	-1,0974	1,0437

(Conclusão)

Resultados Análise de Correspondência Canônica (CCA)

	UA	CCA1	CCA2
sit20		-2,1705	-1,0131
sit21		-1,6147	-1,5981
sit22		-1,5496	-1,4666
sit23		-1,9597	-0,1764
sit24		-1,6440	-1,7047
sit25		-1,9677	-1,9230
sit26		-1,7009	3,3016
sit27		-1,8808	-0,4128
sit28		-1,9117	1,5109
sit29		0,4959	1,2673
sit30		0,7963	-1,9754
sit31		0,7328	-0,8782
sit32		0,5908	0,6762

Análise de Variância (ANOVA) da CCA

	Df	ChiSquare	F	Pr(>F)
Model	6	1,0880	3,6228	0,001
Residual	25	1,2510		

Onde: UA = unidade amostral

Fonte: Autora

APÊNDICE J – ESCALONAMENTO MULTIDIMENCIONAL NÃO MÉTRICO PARA AS ESPÉCIES ARBUSTIVO-ARBÓREAS E VARIÁVEIS AMBIENTAIS COM MAIOR CORRELAÇÃO NA ÁREA DE ESTUDO, SERRA DO SUDESTE, PAMPA BRASILEIRO

Resultado do Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) das espécies				
Abreviação/Espécie	NMDS1	NMDS2	r²	Pr(>)
Aled - <i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	-0,8789	-0,4770	0,3200	0,007
Mygl - <i>Myrcia glomerata</i> (Cambess.) G.P.Burton & E.Lucas	-0,9066	-0,4221	0,4836	0,001
Xyps - <i>Xylosma pseudosalzmannii</i> Sleumer	-0,8841	-0,4673	0,2422	0,017
Myat - <i>Myrrhinium atropurpureum</i> Schott	-0,8352	-0,5499	0,3258	0,001
Mihy - <i>Miconia hyemalis</i> A.St.-Hil. & Naudin	-0,9154	0,4025	0,1682	0,092
Senbr - <i>Senecio brasiliensis</i> (Spreng.) Less.	0,6540	-0,7565	0,4356	0,001
Casy - <i>Casearia sylvestris</i> Sw.	-0,4221	0,9066	0,1809	0,052
Eusp - <i>Eucalyptus</i> sp.	0,9484	0,3170	0,2547	0,017
Badr - <i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	0,8045	-0,5939	0,6586	0,001
Pola - <i>Podocarpus lambertii</i> Klotzsch ex Endl.	0,0094	1,0000	0,0800	0,293
Blsa - <i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	-0,8557	-0,5175	0,4351	0,001
Dara - <i>Daphnopsis racemosa</i> Griseb.	-0,7574	0,6529	0,3833	0,002
Mypal - <i>Myrcia palustres</i> DC.	-0,9812	0,1929	0,3315	0,003
Ruan - <i>Ruellia angustiflora</i> (Nees) Lindau ex Rambo	-0,9768	0,2140	0,1189	0,167
Psca - <i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	-0,9994	0,0357	0,5358	0,001
Sobo - <i>Solanum bonariense</i> L.	0,6945	-0,7195	0,3001	0,003
Psle - <i>Psychotria leiocarpa</i> Cham. & Schltdl.	-0,9894	-0,1450	0,6400	0,001
Resultado do Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) das variáveis				
	NMDS1	NMDS2	r²	Pr(>r)
IT (°) – Inclinação do terreno	-0,2019	-0,9794	0,6931	0,001
AD (%) – Abertura do dossel	0,7280	0,6855	0,7290	0,001
MO (%) – Matéria orgânica	-0,9998	-0,0197	0,5797	0,001
Al (cmolc/L) - Alumínio	0,9394	-0,3428	0,8451	0,001
Ca (cmolc/L) - Cálcio	-0,7244	0,6894	0,9299	0,001
Mg (cmolc/L) - Magnésio	-0,8355	0,5495	0,8652	0,001

*Número de permutações: 999

Fonte: Autora