

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CAMPUS DE CURITIBANOS
DEPARTAMENTO DE AGRICULTURA, BIODIVERSIDADE E FLORESTAS
CURSO DE ENGENHARIA FLORESTAL

Roberta Abgai Schmidt Colaço

**Monitoramento de Restauração Ecológica em Unidade de Conservação após invasão
biológica de *Pinus taeda*.**

Curitibanos, SC

2024

Roberta Abgai Schmidt Colaço

**Monitoramento de Restauração Ecológica em Unidade de Conservação após invasão
biológica de *Pinus taeda***

Trabalho Conclusão do Curso de Graduação em Engenharia Florestal do Centro de Ciências Rurais da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito para a obtenção do título de Bacharel em Engenharia Florestal.

Orientador: Prof. Dr. Alexandre Siminski

Coorientador: Prof. Dr. Vinicius Costa Cysneiros

Curitibanos, SC

2024

Colaço, Roberta Abgai Schmidt
Monitoramento de Restauração Ecológica em Unidade de
Conservação após invasão biológica de Pinus spp. / Roberta
Abgai Schmidt Colaço ; orientador, Alexandre Siminski,
coorientador, Vinicius Costa Cysneiros, 2024.
54 p.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) -
Universidade Federal de Santa Catarina, Campus
Curitibanos, Graduação em Engenharia Florestal,
Curitibanos, 2024.

Inclui referências.

1. Engenharia Florestal. 2. Restauração ecológica. 3.
Invasão biológica. 4. Floresta Ombrófila Mista. I.
Siminski, Alexandre. II. Cysneiros, Vinicius Costa. III.
Universidade Federal de Santa Catarina. Graduação em
Engenharia Florestal. IV. Título.

Roberta Abgai Schmidt Colaço

Monitoramento de Restauração Ecológica em Unidade de Conservação após invasão biológica de *Pinus taeda*

Este Trabalho Conclusão de Curso foi julgado adequado para obtenção do Título de “Bacharel em Engenharia Florestal” e aprovado em sua forma final pelo Curso de Engenharia Florestal

Curitiba, 22 de maio de 2024.



Documento assinado digitalmente
MARCELO BONAZZA
Data: 20/06/2024 08:29:29-0300
CPF: ***.641.899-**
Verifique as assinaturas em <https://v.ufsc.br>

Prof. Dr. Marcelo Bonazza
Coordenador (a) do Curso

Banca Examinadora:



Documento assinado digitalmente
Alexandre Siminski
Data: 19/06/2024 16:38:53-0300
CPF: ***.101.149-**
Verifique as assinaturas em <https://v.ufsc.br>

Prof. Dr. Alexandre Siminski
Orientador (a)
Universidade Federal de Santa Catarina



Documento assinado digitalmente
MAURICIO SEDREZ DOS REIS
Data: 19/06/2024 20:18:59-0300
CPF: ***.774.859-**
Verifique as assinaturas em <https://v.ufsc.br>

Prof. Dr. Maurício Sedrez Reis
Avaliador (a)
Universidade Federal de Santa Catarina



Documento assinado digitalmente
Amanda Koche Marcon
Data: 19/06/2024 17:02:58-0300
CPF: ***.715.269-**
Verifique as assinaturas em <https://v.ufsc.br>

Prof^a. Dr^a. Amanda Koche Marcon
Avaliador (a)
Universidade Federal de Santa Catarina

Este trabalho é dedicado aos meus queridos pais e avós maternos, sem vocês nada disso seria possível.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente aos meus pais pela oportunidade, companheirismo e compreensão durante toda essa jornada. Não poderia deixar de agradecer aos meus avós Abgail e Leonir por todo apoio e incentivo. Vocês são a minha base, nada disso seria possível e faria sentido se eu não tivesse vocês comigo.

Agradeço ao meu orientador Prof. Dr. Alexandre Siminski por todos os ensinamentos, pela paciência e compreensão, por todas as oportunidades dispostas a mim, pela sábia maneira em me orientar, por acreditar no meu potencial quando eu mesmo duvidava. Serei sempre grata.

Agradeço aos Profs. Drs. Vinicius Costa Cysneiros, Julia Carina Niemeyer, Karine Louise dos Santos e Mauricio Reis Sedrez, por todas as trocas de conhecimento, conversas, por me ajudarem a verem o mundo com uma outra perspectiva.

Agradeço ao grupo NESBIO pelo acolhimento, pelas trocas feitas em cada reunião. É inquestionável que todo o meu desenvolvimento pessoal e profissional foi adquirido através do grupo.

Agradeço ao grupo NECOTOX por toda a parceria, pela troca de conhecimento e amizade adquirida nesse tempo. Quero agradecer em especial a Fabrielle que mesmo de longe nunca mediu esforços para me ajudar, sua parceria foi fundamental nessa reta final.

Agradeço ao REFORMA/BNDES pela oportunidade em fazer parte desse grandioso projeto, no qual tive a certeza de que escolhi o caminho certo para seguir. Ao Parque Estadual do Rio Canoas por toda recepção e amparo durante e após as atividades a campo.

Agradeço aos meus amigos por todo apoio, compreensão e acolhimento nos momentos de dificuldade, especialmente a Ana Cristina que mesmo de longe esteve comigo, ao Carlos Eduardo, Milena, Anna Carolina, Constanza, Isabela, Maria Clara, Gabriela e Kaue.

Agradeço ao “Equipe” por todos os momentos de descontração e parceria. Cada um de vocês contribuiu de forma expressiva nessa etapa.

Por fim, mas não menos importante, quero agradecer a todos que fizeram parte dessa jornada. Agradeço aos professores e colegas da graduação pelo conhecimento compartilhado, o qual foi fundamental para a construção do meu aprendizado.

RESUMO

A crescente demanda por áreas produtivas, especialmente para atividades agrícolas e florestais, exerce uma constante pressão sobre os ecossistemas naturais. A invasão biológica é a segunda maior causa de perda de biodiversidade. A problemática é ainda maior quando a invasão ocorre em Unidades de Conservação (UCs), dificultando os processos de regeneração natural. O presente estudo trata da avaliação da regeneração após o controle da invasão de *Pinus taeda* no Parque Estadual do Rio Canoas (PAERC), no município de Campos Novos, SC. A UC, com aproximadamente 1.200 ha, possui histórico de silvicultura prévia ao estabelecimento da unidade e subsequente invasão biológica. Em 2020, foi implantada uma unidade de pesquisa pelo Projeto REFORMA – UFSC de 0,75 ha, onde foram aplicadas cinco estratégias de restauração, distribuídas em parcelas de 20x25 metros. As estratégias incluíram estratégias de nucleação, plantio em ilhas de biodiversidade, plantio em linhas, remoção de acículas e restauração passiva. O monitoramento foi realizado conforme procedimentos descritos na Resolução SMA N° 322014 e Portaria CNBR 01/15, considerando os três anos de implantação. Os principais aspectos avaliados foram a cobertura vegetal do solo, densidade de indivíduos nativos regenerantes e a riqueza de espécies nativas regenerantes. Nos dois anos de monitoramento foram encontradas 137 espécies regenerantes, totalizando 4794 indivíduos. Além disso, foi possível perceber que a diversidade de espécies e cobertura vegetal do solo não apresentaram influência sobre a densidade do *Pinus taeda*. Após três anos, todas as estratégias alcançaram os parâmetros mínimos definidos pela legislação, sendo a nucleação e a remoção de acículas as estratégias mais eficazes para o controle da invasão biológica de *Pinus taeda*.

Palavras-chave: Floresta Ombrófila Mista. Regeneração natural. Diversidade.

ABSTRACT

The growing demand for productive areas, especially for agricultural and forestry activities, puts constant pressure on natural ecosystems. Biological invasion is the second biggest cause of biodiversity loss. The problem is even greater when the invasion occurs in Conservation Units (CUs), hindering natural regeneration processes. The present study deals with the assessment of regeneration after controlling the invasion of *Pinus taeda* in the Rio Canoas State Park (PAERC), in the municipality of Campos Novos, SC. The UC, with approximately 1,200 ha, has a history of forestry prior to the establishment of the unit and subsequent biological invasion. In 2020, a research unit was implemented by the REFORMA Project – UFSC of 0.75 ha, where five restoration strategies were applied, distributed in plots of 20x25 meters. Strategies included nucleation strategies, planting on biodiversity islands, row planting, needle removal and passive restoration. Monitoring was carried out according to procedures described in SMA Resolution No. 322014 and CNBR Ordinance 01/15, considering the three years of implementation. The main aspects evaluated were soil vegetation cover, density of regenerating native individuals and the richness of regenerating native species. In the two years of monitoring, 137 regenerating species were found, totaling 4794 individuals. Furthermore, it was possible to notice that species diversity and soil vegetation cover did not influence the density of *Pinus taeda*. After three years, all strategies reached the minimum parameters defined by legislation, with nucleation and needle removal being the most effective strategies for controlling the biological invasion of *Pinus taeda*.

Keywords: Mixed Ombrophylous Forest. Natural regeneration. Diversity.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Remanescentes da Mata Atlântica.....	18
Figura 2 - Prioridades para controle de espécies exóticas invasoras.....	21
Figura 3 - Localização do PAERC e área de estudo.....	23
Figura 4 – Croqui da área de pesquisa.....	24
Figura 5 - Vista aérea da parcela e linha amostral.....	26
Figura 6 - Representação dos indivíduos regenerantes.....	28
Figura 7 - Representação da riqueza de espécies.....	21
Figura 8 - Curva de rarefação para análise da eficácia das estratégias de regeneração.....	30
Figura 9 - Relação do <i>P. taeda</i> com a cobertura vegetal do solo e a diversidade de espécies.....	30
Figura 10- Curva de rarefação para análise da eficácia das estratégias de regeneração após o controle dos indivíduos de <i>P. taeda</i>	32
Figura 11 - Análise das estratégias de restauração em relação à cobertura vegetal do solo, em dois anos de monitoramento.....	33
Figura 12 - Análise das estratégias de restauração em relação aos indivíduos nativos regenerantes (ind/ha)	34
Figura 13 - Análise dos efeitos das estratégias de restauração em relação às espécies nativas regenerantes.....	35

LISTA DE QUADRO

Quadro 1 - Valores de referência para monitoramento da restauração.....(25)

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Espécies nativas plantadas no Plantio de Mudas Nativas em Linha e Plantio em Ilhas de Biodiversidade.....	25
Tabela 2 – Análise fitossociológica das dez espécies com maior IVI levantadas durante o processo de monitoramento no ano de 2022.....	29
Tabela 3 – Parâmetros fitossociológicos das dez espécies que se sobressaíram na segunda avaliação para análise dos processos de restauração após intervenção.....	31
Tabela 4 – Valores obtidos conforme a Resolução SMA n° 32, de 03 de abril de 2014.....	35

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
1.1	OBJETIVOS	17
1.1.1	Objetivo Geral.....	17
1.1.2	Objetivos Específicos	17
2	REFERENCIAL TEÓRICO	18
2.1	ASPECTOS DO BIOMA MATA ATLANTICA E FLORESTA OMBRÓFILA MISTA EM SANTA CATARINA.....	18
2.2	INVASÃO BIOLÓGICA	19
2.3	RESTAURAÇÃO AMBIENTAL	22
3	METODOLOGIA.....	23
3.1	CARACTERIZAÇÃO DO LOCAL DE ESTUDO.....	23
3.2	PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS PARA AVALIAÇÃO DA REGENERAÇÃO NATURAL	25
3.3	ANÁLISE DE DADOS	28
4	RESULTADOS	29
4.1	FLORÍSTICA E FITOSSOCIOLOGIA	29
4.2	MONITORAMENTO DAS ESTRATÉGIAS DE RESTAURAÇÃO.....	33
5	DISCUSSÕES	37
6	CONCLUSÃO.....	39
	REFERÊNCIAS.....	40
	APÊNDICE A – FITOSSOCIOLOGIA 2022.....	44
	APÊNDICE B – FITOSSOCIOLOGIA 2023.....	46
	APÊNDICE C – FLORÍSTICA 2022/2023.....	51

1 INTRODUÇÃO

A demanda por áreas produtivas, especialmente para atividades pecuárias, agrícolas e florestais, resultou em uma degradação significativa dos ecossistemas naturais (Rodrigues *et al.*, 1998). Além disso, a padronização dos sistemas produtivos e a prática da monocultura levam à saturação do meio devido à intensa utilização de energia e recursos naturais, acentuando os processos de degradação (Macedo, 2009).

Associado a perda de habitat, a invasão biológica é o segundo maior causador da perda de biodiversidade no mundo (Sampaio *et al.*, 2013). O processo de invasão ocorre devido à falta de coevolução das espécies exóticas com os organismos do ambiente onde foram introduzidas, seja de forma acidental ou deliberada, comprometendo as teias tróficas e interferindo e alterando o ambiente (Bechara *et al.*, 2013).

O gênero *Pinus*, originário do hemisfério Norte, demonstra uma notável capacidade adaptativa, o que permitiu sua dispersão até o hemisfério Sul, impulsionada especialmente pela expansão dos cultivos comerciais a partir da década de 1970. Com base nisso, o gênero é frequentemente reconhecido como um dos exóticos com maior capacidade de invasão nos ecossistemas (Bechara *et al.*, 2013).

No Brasil, as formações vegetais mais suscetíveis à invasão do *Pinus* são aquelas que apresentam limitações edáficas, como os campos naturais e áreas em estágio inicial de regeneração (Bechara *et al.*, 2014). Apesar disso, essa invasão não se limita apenas a áreas perturbadas. As Unidades de Conservação (UCs) também enfrentam essa problemática, considerando o aumento da população destas espécies em áreas adjacentes às plantações, dificultando os processos de regeneração natural (Ziller *et al.*, 2002). Nessas UCs, uma das principais demandas de restauração é o controle das espécies exóticas invasoras, visando potencializar o processo de regeneração natural (Ricardo *et al.*, 2022)

O Brasil estabeleceu a meta de restaurar 12 milhões de hectares até 2030 (Planaveg, 2017). Para monitorar e verificar os processos de restauração, a Coalizão Brasil Clima, Florestas e Agricultura (2021) desenvolveu uma plataforma que gera dados sobre esses procedimentos, chamada de Observatório da Restauração e Reflorestamento. Essa plataforma calcula que existem aproximadamente 79,13 mil hectares restaurados, 10,99 milhões de hectares em processo de regeneração natural e 9,35 milhões de hectares de áreas reflorestadas. Além disso, destaca-se a Mata Atlântica como um dos principais focos de restauração, totalizando 62 mil hectares, enquanto a região da Amazônia se destaca com 9,6 milhões de hectares em processo de regeneração natural (Grilli, 2021).

O presente estudo trata da avaliação da regeneração natural sob diferentes estratégias de restauração ecológica após o controle de invasão biológica de *P. taeda*. no Parque Estadual do Rio Canoas (PAERC). O PAERC está inserido no município de Campos Novos – SC, com aproximadamente 1.200 ha, sob domínio da Mata Atlântica, apresentando áreas subjacentes à Floresta Ombrófila Mista em transição com a Floresta Estacional Decidual. A UC foi criada como forma de compensação ambiental devido ao licenciamento hidrelétrico de Campos Novos sobre o Rio Canoas pela empresa Campos Novos Energia S/A, juntamente com o IMA (Ricardo, 2019).

A silvicultura de *P. taeda* e *P. elliottii* constituiu parte do uso do solo em atividades anteriores à UC, especialmente nas regiões norte e sul da unidade (Fatma, 2007). Conforme o Projeto de Controle e Recuperação Ambiental das Áreas Degradadas pela Silvicultura de *P. taeda* para o PAERC, foi promovido a retirada desses indivíduos em 2004. Apesar disso, avaliações posteriores revelaram ambientes com reinfestação das espécies, com destaque para as áreas em estágio inicial de regeneração, (Cruz, 2014; Ricardo, 2019; Ricardo, *et al.*, 2022).

O controle sobre essa invasão, é um dos focos do Projeto REFORMA, desenvolvido pela UFSC e com financiamento do BNDES, onde foi estabelecida uma área piloto para testar diferentes estratégias de restauração. Dentro desse contexto, este trabalho avaliou o processo de regeneração após 3 anos de implantação das estratégias, buscando identificar quais apresentaram maior eficácia para recuperação de áreas perturbadas pela invasão do *P. taeda* no PAERC.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

Avaliar a regeneração das áreas perturbadas após controle da invasão do *P. taeda*, identificando as melhores estratégias de restauração para a Unidade de Conservação do Parque Estadual do Rio Canoas (PAERC), Campos Novos – SC.

1.1.2 Objetivos Específicos

- Realizar monitoramento da regeneração natural após controle da invasão biológica de *P. taeda* no PAERC;
- Avaliar o efeito da diversidade de espécies e da cobertura vegetal do solo sobre a invasão do *P. taeda*.
- Analisar qual estratégia de restauração foi mais eficaz para aumento da diversidade e cobertura vegetal do solo.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

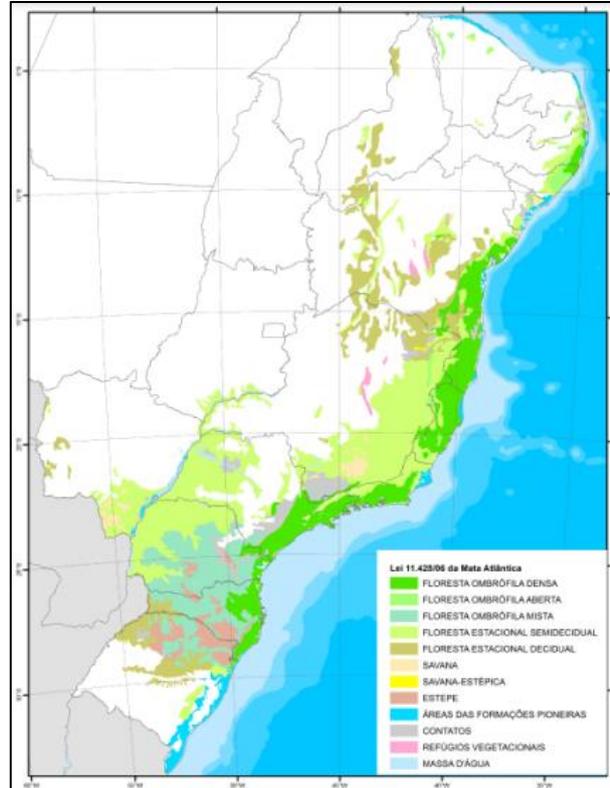
2.1 ASPECTOS DO BIOMA MATA ATLÂNTICA E FLORESTA OMBRÓFILA MISTA EM SANTA CATARINA

A Mata Atlântica é reconhecida como a segunda maior floresta pluvial tropical do Brasil, estendendo-se ao longo de toda a costa litorânea do país até o leste do Paraguai e nordeste da Argentina em sua porção sul (Tabarelli *et al.*, 2005). Além disso, é considerada um dos maiores *hotspots* mundiais de biodiversidade (Myers *et al.*, 2000).

Antes dos processos de desmatamento, a extensão total do bioma da Mata Atlântica era aproximadamente de 1.110.182 km², o que representava 15% do território brasileiro (Almeida, 2016). No entanto, atualmente, apenas 12,5% da floresta original permanece, conforme informações do Instituto Brasileiro de Florestas (2019).

A Mata Atlântica é composta por diversos remanescentes florestais, incluindo a Floresta Ombrófila Mista (FOM), que cobre a região sul e sudeste do país. Conforme demonstrado na Figura 1.

Figura 1. Remanescentes da Mata Atlântica.



Fonte: IBGE (2006).

No estado natural desse ecossistema, a presença de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze é a característica principal. Junto a elas, encontram-se outras espécies como *Ocotea porosa* (Nees) Barroso, *Nectandra lanceolata* Nees etc. (Meyer *et al.*, 2013). As espécies que compõe este remanescente desempenham um papel fundamental na economia devido à sua utilização, tanto para fins madeireiros quanto não madeireiros (Ansoline *et al.*, 2017).

Com a chegada dos imigrantes europeus à região Sul, as atividades econômicas foram intensificadas, resultando em uma exploração considerável dos recursos da FOM. Devido ao alto valor econômico da madeira e às suas propriedades, espécies como a araucária, cedros, canelas, entre outras, foram exploradas de forma extensiva pela indústria madeireira ao longo do tempo (Meyer *et al.*, 2013).

No estado de Santa Catarina, a área original da FOM correspondia a cerca de 45% de todo o território (Simões *et al.*, 2013). A exploração prolongada desses recursos resultou em apenas 3% de remanescentes. (Santos *et al.*, 2016).

Com o intuito de enfrentar a exploração intensiva dos recursos naturais da Mata Atlântica e a urgência de conservação e restauração desse bioma, foi promulgada a Lei N° 11.428 em dezembro de 2006. Outras medidas de proteção incluem o Decreto n° 6.660, de 21 de novembro de 2008, que estabelece diretrizes sobre a utilização e proteção da vegetação nativa, e a Instrução Normativa do Ibama n° 04, de 30 de março de 2015 (IBAMA, 2019).

2.2 INVASÃO BIOLÓGICA

A invasão biológica ocorre quando espécies exóticas são introduzidas e se adaptam às condições locais, desencadeando desequilíbrios nas áreas afetadas. Esse fenômeno resulta em impactos diretos na biodiversidade e no ambiente físico, podendo acarretar danos econômicos substanciais. Durante esse processo, as espécies exóticas competem com as nativas, provocando alterações na dinâmica ecológica por não apresentarem predadores naturais (Pegado, 2006)

A maioria dos países, incluindo o Brasil, enfrenta desafios significativos na implementação de meios eficazes de prevenção e controle das invasões biológicas (Ziller *et al.*, 2000). O ser humano é apontado como o principal agente desencadeador dessas invasões, seja de maneira deliberada ou acidental, embora também possam ocorrer por processos naturais (Pegado, 2006).

Como registrado na literatura, as espécies de *Pinus* spp. são reconhecidas por seu potencial invasivo, estendendo-se tanto pelo hemisfério Norte quanto pelo Sul. Esse potencial é atribuído à sua alta produção de sementes e aos altos índices de germinação, o que resulta em

uma dispersão capaz de alcançar até 25 km a partir de sua base. Devido a essas características, o gênero é identificado como o mais invasivo entre os gêneros exóticos nos ecossistemas naturais (Bechara *et al.*, 2014).

As espécies de *Pinus* spp. foram introduzidos no Brasil na década de 1950, começando inicialmente no estado de Santa Catarina e posteriormente expandindo para o Paraná. As plantações foram conduzidas de maneira experimental, com o objetivo de produzir celulose e papel. Áreas próximas, que anteriormente cultivavam espécies ornamentais ou eram destinadas a quebra-ventos, tornaram-se suscetíveis à invasão devido à dispersão das sementes por meio de chuvas de sementes (Speltz, 1963).

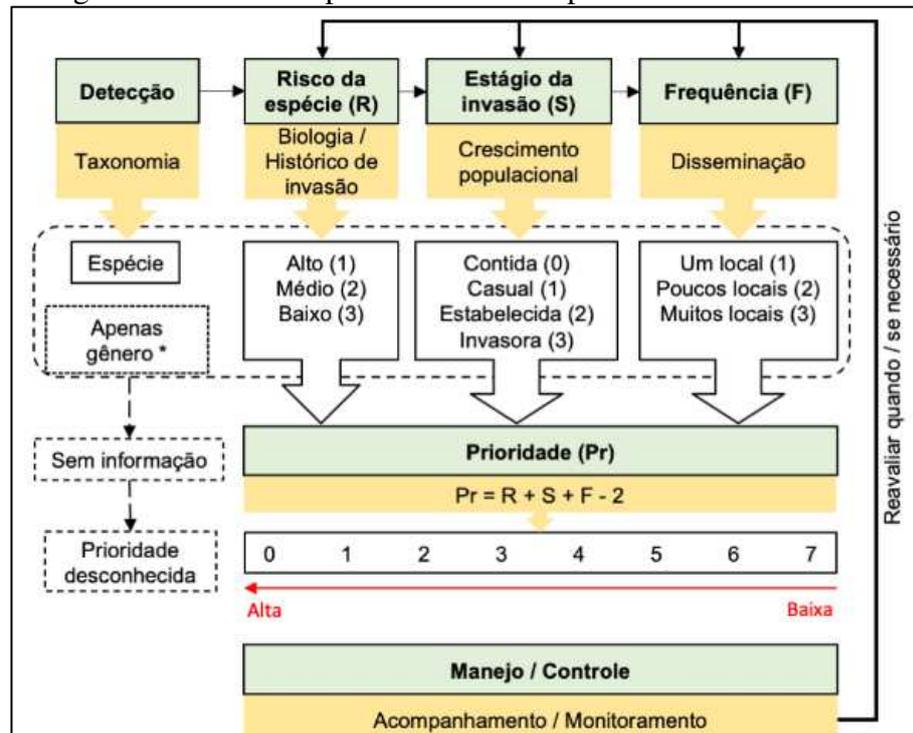
Um dos principais problemas associados a essa invasão é a alteração dos ecossistemas naturais, sendo identificado como a segunda maior causa da perda de biodiversidade global. Devido à sua capacidade de adaptação a diferentes ambientes, a competição com outras espécies resulta no aumento da produção de biomassa, reduzindo a capacidade produtiva de outras plantas, acidificando o solo, desencadeando diversas problemáticas (Ziller *et al.*, 2002).

As UCs desempenham um papel importante na proteção da biodiversidade em todo o mundo, dada a escala de proteção. No entanto, mesmo sendo áreas designadas para conservação, ainda estão sujeitas a várias formas de pressão e degradação devido a atividades antrópicas (Spear, *et al.*, 2013).

A Lei Federal nº 9.985, instituída no Brasil em 2000, estabeleceu dois grupos de UCs: aquelas que visam à proteção integral, onde espécies exóticas são inteiramente indesejáveis (Chapin *et al.*, 2000), e as de uso sustentável, onde tais espécies são toleradas desde que não comprometam a integridade ambiental (D'Antonio *et al.*, 2003). A UC do presente estudo se enquadra na categoria de proteção integral.

As UCs contam com uma ferramenta de apoio à gestão denominada Sistema de Gerenciamento de Espécies Exóticas Invasoras em Unidades de Conservação (SIGEEI). Esse sistema auxilia na detecção, registro, controle e monitoramento de espécies exóticas invasoras tanto dentro quanto na área de amortecimento da UC (SIGEEI, 2024; Figura 2).

Figura 2. Prioridades para controle de espécies exóticas invasoras



Fonte: Ziller et al. (2020) adaptado SIGEEI (2024).

O SIGEEI tem como objetivo estabelecer prioridades para o controle de espécies exóticas invasoras em áreas protegidas. Essas prioridades são determinadas com base nas características de cada espécie e sua localização. Valores baixos indicam uma alta prioridade de manejo, enquanto valores altos indicam uma baixa prioridade de manejo (SIGEEI, 2024).

Considerando os impactos que a invasão dessa espécie pode acarretar, é de suma importância promover a conscientização e implementação políticas públicas que intervenham no processo (Bourscheid *et al.*, 2010). Uma das alternativas é a realização do corte desses espécimes, remoção de acículas e galhos presentes, sendo indispensável o monitoramento contínuo da área (Falleiros *et al.*, 2011).

Casal (2022), Bourscheid *et al.* (2010) e Falleiros *et al.* (2011), juntamente com outros pesquisadores, conduziram estudos sobre o Pinus em Santa Catarina, destacando a relevância econômica dessa espécie no estado. Suas características adaptativas e fácil dispersão, resultam no crescimento descontrolado de sua população.

2.3 RESTAURAÇÃO AMBIENTAL

Com a demanda crescente pela regularização ambiental e a urgência em mitigar uma série de impactos ambientais, a restauração ambiental no Brasil tem se tornado uma questão de grande relevância (Brancalion *et al.*, 2012).

Em 2021, a ONU declarou o início da Década da Restauração de Ecossistemas em todo o mundo, motivada pelas evidentes consequências climáticas observadas nos últimos anos e pelo aumento da degradação dos ambientes naturais para expansão agrícola (UNEP, 2022).

A The Nature Conservancy Brasil (2018), está conduzindo a campanha "Restaura Brasil", que visa promover a restauração florestal em larga escala no país. O objetivo é dar visibilidade aos envolvidos e alcançar a meta de plantar 1 bilhão de árvores em uma área de 400 mil hectares até 2030. Com esse propósito, o Brasil assumiu o compromisso de recuperar 12 milhões de hectares de terras degradadas através de iniciativas de restauração, reflorestamento e regeneração natural. Em 2022, foram restaurados 65 hectares, através de dez parcerias corporativas, resultando no plantio de 162.394 árvores. Até o momento, já foram restauradas áreas que totalizam 265.767 milhões de árvores. (Benini 2022).

A restauração ambiental pode ser compreendida como um conjunto de procedimentos destinados à recuperação de áreas degradadas devido a atividades humanas, visando restaurá-las ao seu estado original ou o mais próximo possível (Tres *et al.*, 2009).

Segundo o portal Embrapa (2012), para promover a recuperação de áreas degradadas, uma variedade de estratégias pode ser empregada, incluindo:

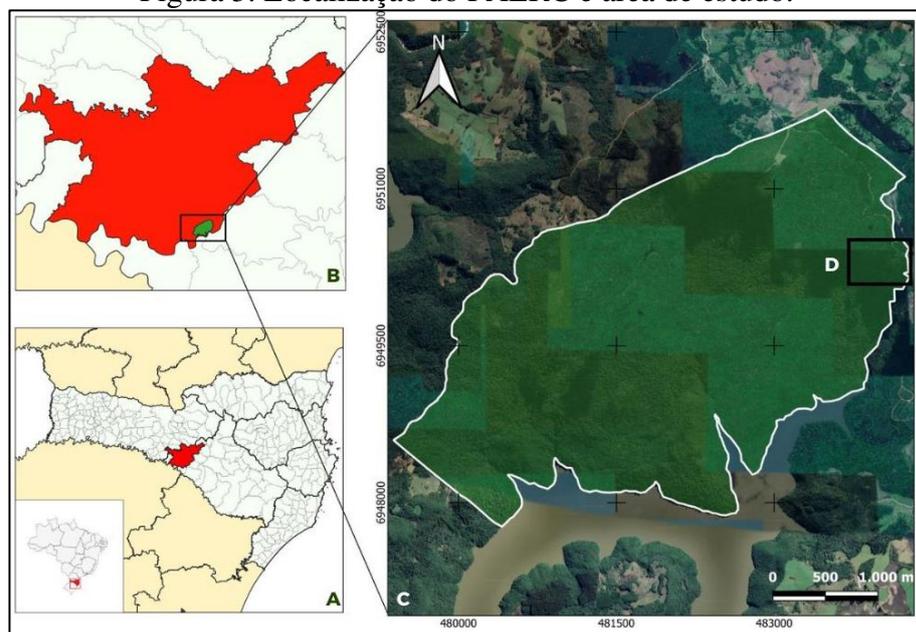
1. Regeneração natural sem manejo;
2. Regeneração natural com manejo: implantação de medidas que promovam o controle de plantas competidoras, adensamento, enriquecimento de espécies e nucleação;
3. Plantio em área total: consiste na semeadura direta e o plantio de mudas para estabelecer uma cobertura vegetal em toda a área degradada;
4. Sistemas agroflorestais (SAFs): integração de árvores, cultivos agrícolas e/ou criação de animais em um mesmo sistema.

3 METODOLOGIA

3.1 CARACTERIZAÇÃO DO LOCAL DE ESTUDO

O estudo foi realizado no PAERC, localizado no município de Campos Novos-SC. O parque possui uma área de aproximadamente 1.200 hectares (BNDES, 2015), contando com uma zona de amortecimento que se estende por cerca de 3.105,24 hectares. (Figura 3).

Figura 3. Localização do PAERC e área de estudo.



Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

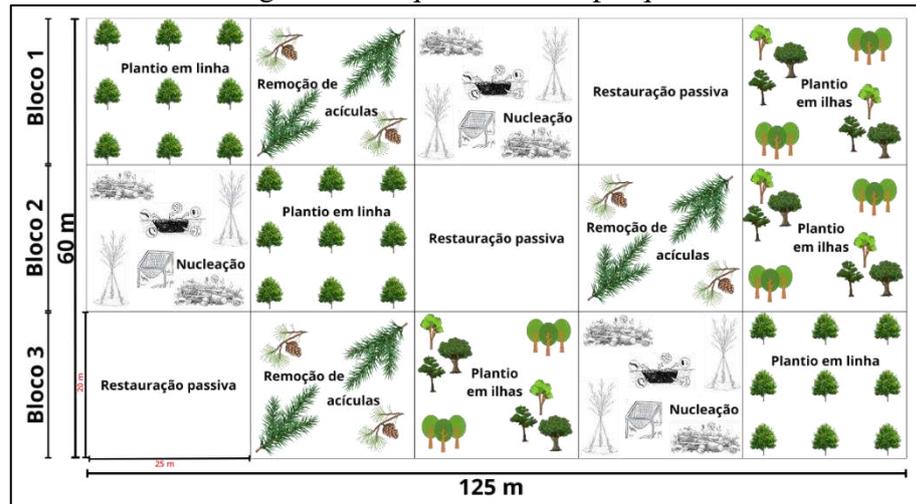
Legenda: A - estado de SC; B - município de Campos Novos; C - área do PAERC; D - área de estudo.

A UC foi estabelecida como uma forma de compensação ambiental devido ao licenciamento hidrelétrico de Campos Novos sobre o Rio Canoas, realizado pela empresa Campos Novos Energia S/A, em colaboração com o Instituto do Meio Ambiente de Santa Catarina (IMA). A UC está localizada em uma área predominantemente coberta pela Mata Atlântica, com regiões adjacentes à transição entre a Floresta Ombrófila Mista e a Floresta Estacional Decidual (Ricardo, 2019).

Conforme a classificação de Köppen, o clima da local é categorizado como subtropical mesotérmico brando super úmido (Cfa), com temperaturas médias anuais em torno de 17°C. Os tipos de solo na região incluem Latossolo Bruno/Roxo, Cambissolo, Terra Bruna Estruturada e Latossolo Bruno, de acordo com dados da EMBRAPA (2004).

O estudo foi iniciado em 2020 por Casal (2022), através do projeto REFORMA, que estabeleceu uma área experimental de 0,75 hectares. Nessa área, foram implementados cinco tratamentos distribuídos em três blocos casualizados, totalizando 15 parcelas de 20x25 metros cada. A seleção das estratégias foi baseada no Pacto de Restauração da Mata Atlântica e estão esquematizadas na Figura 4.

Figura 4. Croqui da área de pesquisa



Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

As estratégias adotadas incluem a Nucleação (N), que envolveu a combinação de duas técnicas. Isso incluiu a transposição de solo, na qual foi realizada a remoção de um gabarito de 10 cm de profundidade do solo da área mais conservada do parque, visando enriquecer o banco de sementes e promover a regeneração da área. Além disso, outra estratégia empregada foi a utilização de galharias para criar poleiros artificiais, com o intuito de atrair agentes dispersores e promover o resgate da biodiversidade (Casal, 2022).

No Plantio de Mudas Nativas em Linha (PL), as mudas foram plantadas em linhas com um espaçamento de 2 x 3 metros. Nesse caso, as espécies foram intercaladas, incluindo aquelas com crescimento rápido e ciclo de vida curto, visando aumentar a eficácia da restauração ecológica. No Plantio em Ilhas de Biodiversidade (PI), foi realizado o plantio heterogêneo de mudas nativas em ilhas de biodiversidade, com o objetivo de promover a fixação do processo de sucessão ecológica (Casal, 2022; Tabela 1).

Tabela 1. Espécies nativas plantadas no Plantio de Mudanças Nativas em Linha e Plantio em Ilhas de Biodiversidade

Espécie	Quantidade
<i>Parapiptadenia rigida</i> Benth	24
<i>Psidium</i> sp. 1	15
<i>Psidium</i> sp. 2	15
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol).	30
<i>Schinus</i> sp.	20
<i>Schinus molle</i> L	20
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	30
<i>Mimosa scabrella</i> Benth	80
<i>Butia</i> sp.	15
<i>Cedrela fissilis</i> Vell	60
<i>Eugenia involucrata</i> DC	15
<i>Feijoa sellowiana</i> O.Berg	15
<i>Myrcianthes pungens</i> O.Berg	15
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O.Berg	15
<i>Inga marginata</i> Willd	30
<i>Handroanthus albus</i> (Cham.) Mattos	15
<i>Eugenia uniflora</i> L.	15
<i>Lonchocarpus campestris</i> Mart. ex Benth.	20
<i>Vitex montevidensis</i> Cham	20
<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess	14
TOTAL	483

Fonte: Casal (2022) adaptado O autor (2024).

Realizou-se a Remoção de Acículas do *P. taeda*. (RA), que consistiu na retirada de toda a serapilheira e galharias, a fim de eliminar possíveis barreiras físicas para o desenvolvimento da vegetação nativa. Além disso, foi implantado o tratamento de Restauração Passiva (RP), na qual não ocorreram intervenções, permitindo que a regeneração da vegetação ocorresse de forma natural (Casal, 2022).

3.2 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS PARA AVALIAÇÃO DA REGENERAÇÃO NATURAL

O estudo tem como objetivo avaliar e monitorar os processos de regeneração. Para isso, foram adotados os procedimentos de monitoramento descritos na Resolução SMA N° 32, de 03 de abril de 2014, adaptados às necessidades do projeto, considerando os três primeiros anos de implantação. Além disso, são definidos valores intermediários de referência para o

monitoramento dos projetos de restauração, conforme ilustrado no Quadro 1, os quais são divididos em três níveis:

Quadro 1. Valores de referência para monitoramento da restauração.

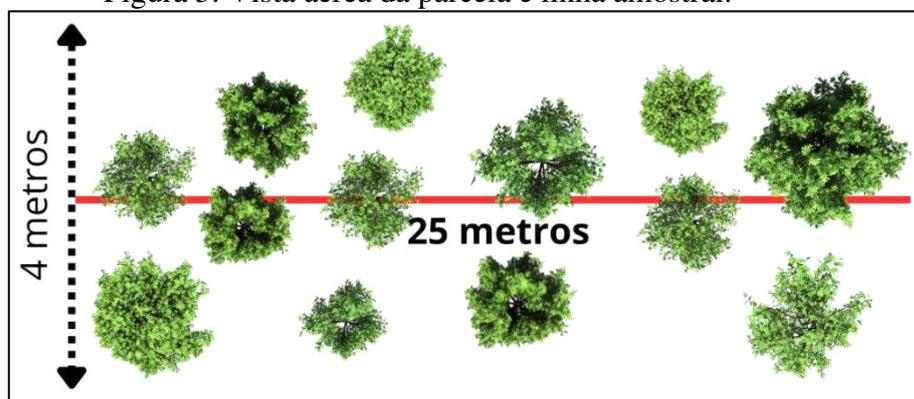
	Indicador	Cobertura do solo com vegetação nativa (%)*			Densidade de indivíduos nativos regenerantes (ind./ha)**			No. de espécies nativas regenerantes (n° spp.) ***		
	Nível de adequação	crítico	mínimo	adequado	crítico	mínimo	adequado	crítico	mínimo	adequado
Valores intermediários de referência	3 anos	0 a 15	15 a 80	acima de 80	-	0 a 200	acima de 200	-	0 a 3	acima de 3
	5 anos	0 a 30	30 a 80	acima de 80	0 a 200	200 a 1000	acima de 1000	0 a 3	3 a 10	acima de 10
	10 anos	0 a 50	50 a 80	acima de 80	0 a 1000	1000 a 2000	acima de 2000	0 a 10	10 a 20	acima de 20
	15 anos	0 a 70	70 a 80	acima de 80	0 a 2000	2000 a 2500	acima de 2500	0 a 20	20 a 25	acima de 25
Valores utilizados para atestar recomposição	20 anos	0 a 80	-	acima de 80	0 a 3000	-	acima de 3000	0 a 30	-	acima de 30

Fonte: Resolução SMA n° 32, de 03 de abril de 2014

1. Adequado: quando alcançado os valores esperados, dentro do prazo estipulado;
2. Mínimo: quando os valores estão dentro de uma margem de tolerância, atendendo às exigências mínimas, mas indicando a necessidade de ações corretivas;
3. Crítico: ocorre quando os valores mínimos esperados não são alcançados dentro do prazo estipulado.

Para avaliação da regeneração também se utilizou a Portaria CNBR 01/15, a qual indica a metodologia de transecto de 25 metros de comprimento e 4 metros de largura, em cada parcela, para amostragem da vegetação como demonstrado na Figura 5. A partir disso, são considerados três principais aspectos: a cobertura do solo com vegetação nativa, expressa em porcentagem; a densidade de indivíduos nativos regenerantes, medida em número de indivíduos por hectare; e o número de espécies nativas regenerantes.

Figura 5. Vista aérea da parcela e linha amostral.



Fonte: Elaborado pelo autor (2024), adaptado CBRN 01/2015.

A Portaria CBRN 01/2015 estabelece que, para medir a cobertura do solo, deve-se quantificar os trechos cobertos por vegetação nativa ao longo do transecto, considerando as copas que tocam a linha amostral. Em seguida, é feita a soma desses trechos, conforme a equação abaixo:

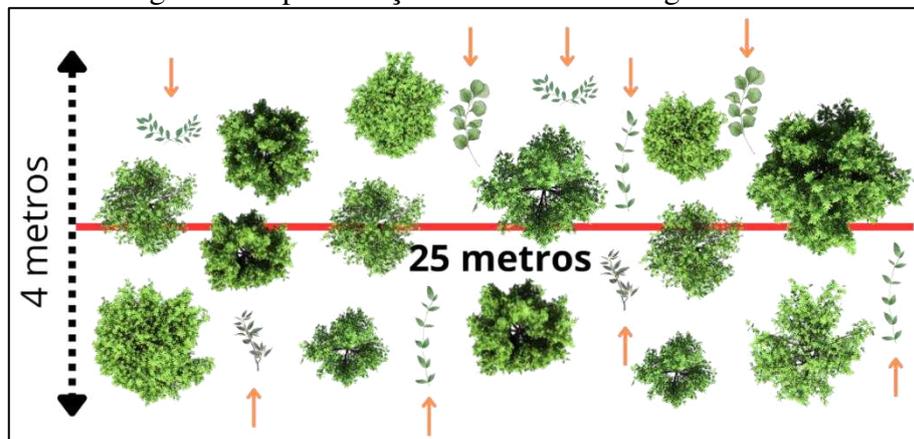
$$\text{Cobertura de cada parcela (\%)} = \frac{(\text{trecho 1} + \text{trecho 2} + \text{trecho n})}{25} * 100 \quad (1)$$

Esse indicador terá a cobertura média considerando todas as parcelas, sendo calculado da seguinte forma:

$$\text{Indicador de cobertura (\%)} = \frac{(\text{cobertura parcela 1} + \text{cobertura parcela 2} + \text{cobertura parcela n})}{N} * 100 \quad (2)$$

Para determinar a densidade de indivíduos nativos regenerantes, é feita a contagem dos indivíduos com altura superior a 50 centímetros e circunferência à 1,3 metros do solo menor que 15 centímetros. Neste indicador, não é necessário registrar a altura exata dos indivíduos. Na Figura 6, estão representados os indivíduos regenerantes.

Figura 6. Representação dos indivíduos regenerantes.



Fonte: Elaborado pelo autor (2024), adaptado CBRN 01/2015.

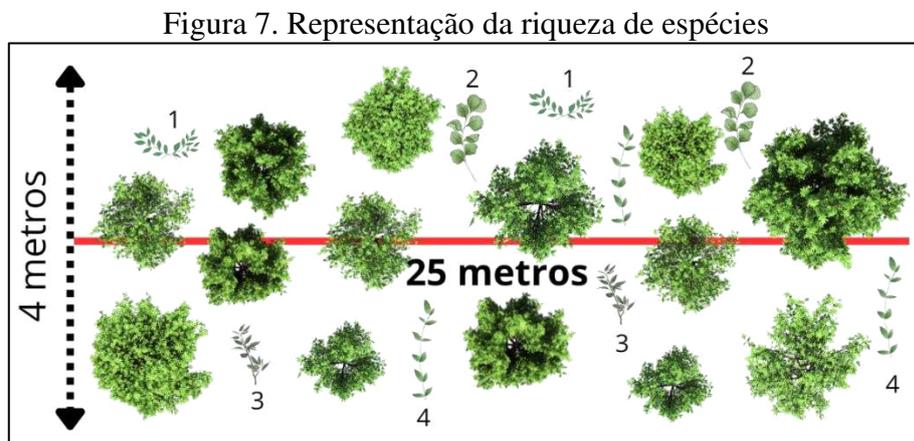
Nessa etapa, todos os indivíduos lenhosos dentro do transecto são contabilizados. Esses valores são então convertidos para o número de indivíduos por hectare, usando a seguinte fórmula:

$$\text{Densidade de indivíduo em cada parcela} = \frac{n^{\circ} \text{ indivíduos encontrados por parcela}}{0,01} \quad (3)$$

Nesse indicador, também será utilizada a média das parcelas, calculada da seguinte forma:

$$\text{Densidade (ind/ha)} = \frac{\text{densidade parcela} + \text{densidade parcela 2} + \text{parcela } n}{N} \quad (4)$$

O indicador para espécies nativas regenerantes leva em consideração a quantidade total das espécies encontradas nas parcelas, ou seja, a riqueza de espécies. A avaliação segue um procedimento similar ao da densidade de indivíduos, porém, considera-se a riqueza de espécies ao invés da quantidade delas. A Figura 7 representa a presença de apenas quatro espécies diferentes.



Fonte: Elaborado pelo autor (2024), adaptado CBRN 01/2015.

3.3 ANÁLISE DE DADOS

Foram utilizados parâmetros fitossociológicos que incluíram densidade absoluta (DA), densidade relativa (RA), frequência absoluta (FA), frequência relativa (FR), valor de importância (VI) e índice de Shannon (H'), para a análise dos dados. Além disso, foram realizadas análises estatísticas com auxílio da linguagem de programação R (R CORE TEAM, 2021), como: a regressão linear para analisar a dispersão o impacto da diversidade de espécies e cobertura do solo na densidade do *P. taeda* e a curva de rarefação para determinar a estratégia mais eficaz para o aumento de riqueza de espécies. Além disso, a distribuição das variáveis riqueza e número de indivíduos regenerantes foi avaliada graficamente por estratégias de restauração e por ano.

4 RESULTADOS

4.1 FLORÍSTICA E FITOSSOCIOLOGIA

No primeiro monitoramento, realizado no ano de 2022, foram encontradas 61 espécies regenerantes, totalizando 2.605 indivíduos (Apêndice A). A predominância de espécies herbáceas em toda a área experimental, indica o estágio inicial dos processos de restauração e sucessão ecológica. Na Tabela 1 estão listadas as 10 espécies regenerantes com maior valor de importância, já que o mesmo expressa a relevância ecológica de cada espécie em uma comunidade.

Tabela 2. Análise fitossociológica das dez espécies com maior IVI levantadas durante o processo de monitoramento no ano de 2022.

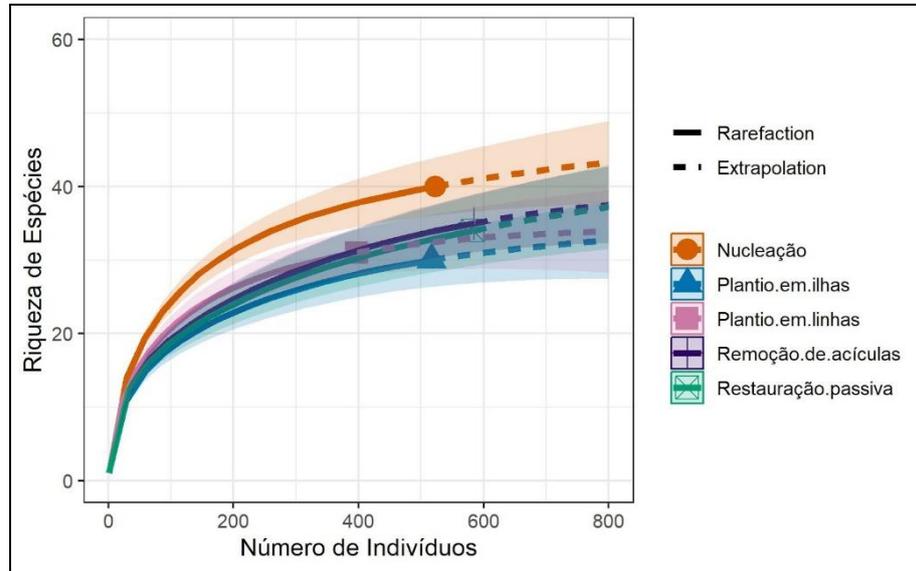
Espécie	N	DA	DR	FA	FR	IVI
<i>Herissantia</i> sp. 1	489	652,00	18,77	6,67	0,34	9,55
<i>Eugenia</i> sp. 1	459	612,00	17,62	40,00	2,02	9,82
<i>Pinus taeda</i>	223	297,33	8,56	13,33	0,67	4,62
<i>Scoparia dulcis</i> L.	204	272,00	7,83	13,33	0,67	4,25
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	188	250,67	7,22	6,67	0,34	3,78
<i>Baccharis crispa</i> Spreng.	161	214,67	6,18	93,33	4,71	5,45
<i>Baccharis</i> sp. 1	143	190,67	5,49	6,67	0,34	2,91
<i>Eugenia schuechiana</i> O.Berg	141	188,00	5,41	13,33	0,67	3,04
<i>Dodonaea viscosa</i> Jacq.	111	148,00	4,26	6,67	0,34	2,30
<i>Myrsine ferruginea</i> (Ruiz & Pav.) Spreng.	54	72,00	2,07	6,67	0,34	1,20

Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

Esses dados também refletem a importância ecológica dessas espécies na comunidade em que estão inseridas. A *Herissantia* sp. com 489 indivíduos e a *Eugenia* sp. 1 com 459, possuem altos valores de IVI, demonstrando uma forte presença e contribuição expressiva para a estrutura e dinâmica do ecossistema. O *P. taeda*. totalizou 223 indivíduos, ocupando um papel relevante na estrutura da comunidade. Essas informações foram fundamentais para compreender os processos de regeneração e identificar a necessidade de controle dos indivíduos exóticos regenerantes.

Através da curva de rarefação (Figura 8), foi possível observar que a estratégia de nucleação e remoção de acículas apresentou maior riqueza de espécies, promovendo a regeneração da vegetação nativa e reduzindo a predominância do *P. taeda* na comunidade.

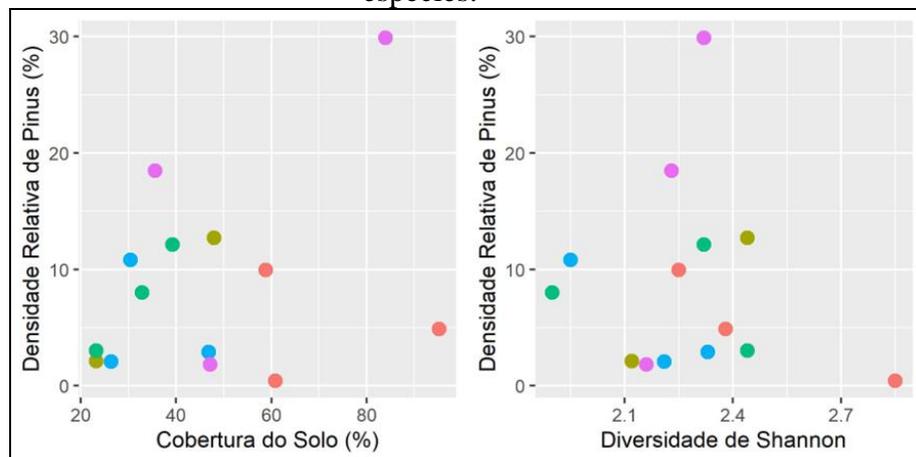
Figura 8. Curva de rarefação para análise da eficácia das estratégias de regeneração.



Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

Foi realizada a análise de regressão a fim de verificar a relação entre a densidade do *P. taeda* e a cobertura vegetal do solo e a diversidade de espécies, as quais não foram significativas. Observa-se que não há uma tendência clara entre esses parâmetros, sugerindo uma relação fraca e não significativa entre eles (Figura 9).

Figura 9. Relação do *P. taeda* com a cobertura vegetal do solo e a diversidade de espécies.



Legenda: $R^2 = 0,109$

● Nucleação; ● Plantio em ilhas; ● Plantio em linha; ● Remoção de acículas; ● Restauração passiva.

Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

Após a primeira avaliação, ficou evidente a necessidade de controle da propagação de *P. taeda*, dado que foram encontrados 223 novos indivíduos regenerantes. É importante ressaltar que, em uma UC, a presença de espécies exóticas pode ter impactos negativos, pois podem prejudicar o desenvolvimento das espécies nativas. Em resposta, foi realizada a supressão semimecanizada desses indivíduos no ano de 2022, seguida por uma segunda análise na área para avaliar o desenvolvimento após a intervenção.

Após a intervenção realizada, na segunda avaliação, foram identificadas 76 espécies regenerantes, totalizando 2.225 indivíduos (Apêndice B). Na Tabela 2 estão listadas as dez espécies que se destacaram após a remoção do *P. taeda*.

Tabela 3. Parâmetros fitossociológicos das dez espécies que se sobressaíram na segunda avaliação para análise dos processos de restauração após intervenção no ano de 2023

Espécie	N	DA	DR	FA	FR	IVI
<i>Baccharis</i> sp. 1	299	398,67	13,44	20,00	0,90	7,17
<i>Myrcia oblongata</i> DC.	256	341,33	11,51	40,00	1,81	6,66
<i>Baccharis trimera</i> (Less.) DC.	198	264,00	8,90	6,67	0,30	4,60
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	149	198,67	6,70	46,67	2,11	4,40
<i>Dodonaea viscosa</i> Jacq.	129	172,00	5,80	40,00	1,81	3,80
<i>Asteraceae</i> sp. 3	110	146,67	4,94	6,67	0,30	2,62
<i>Myrsine ferruginea</i> Sprengel; Syst. I.	104	138,67	4,67	33,33	1,51	3,09
<i>Myrcia flagellaris</i> (D. Legrand) Sobral	95	126,67	4,27	86,67	3,92	4,09
<i>Malvaceae</i> sp. 1	80	106,67	3,60	6,67	0,30	1,95
<i>Myrcia</i> sp. 1	77	102,67	3,46	73,33	3,31	3,39

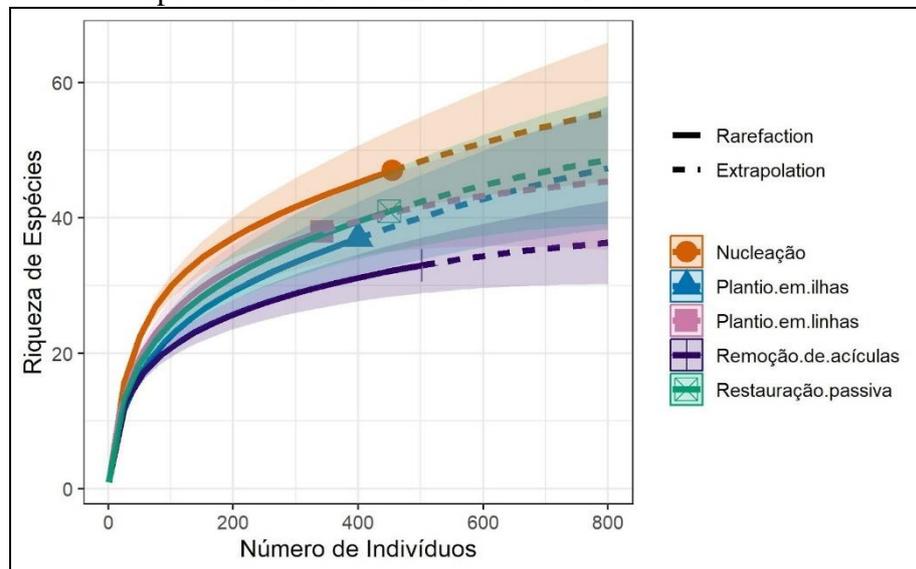
Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

Como apresentado na Tabela 3, a espécie *Baccharis* sp. 1 obteve maior IVI, totalizando 299 indivíduos regenerantes, seguido por *Myrcia oblongata* com 256 indivíduos. Além disso, é notável que de um ano para o outro o número de indivíduos reduziu (Apêndice A e B) enquanto a riqueza aumentou, o que pode estar associado ao controle da espécie invasora. Esse padrão sugere uma resposta positiva das espécies nativas à intervenção de controle, resultando em um aumento na riqueza de espécies na área em processo de restauração.

Na Figura 10 que representa a curva de rarefação no segundo ano de avaliação (2023), observa-se que mesmo após a intervenção para o controle do *P. taeda*, a nucleação permaneceu como a estratégia com maior riqueza em relação as demais estratégias. Na estratégia de restauração passiva, é possível observar que a intervenção realizada aumentou a riqueza de espécies.

Outro fator que deve ser levado em consideração é o plantio de mudas nas estratégias de plantio em ilhas e linhas. Essa ação pode ter influenciado na riqueza de espécies, já que, no ano em questão, era difícil diferenciar quais foram plantadas e quais eram regenerantes.

Figura 10. Curva de rarefação para análise da eficácia das estratégias de regeneração após o controle dos indivíduos de *P. taeda*.



Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

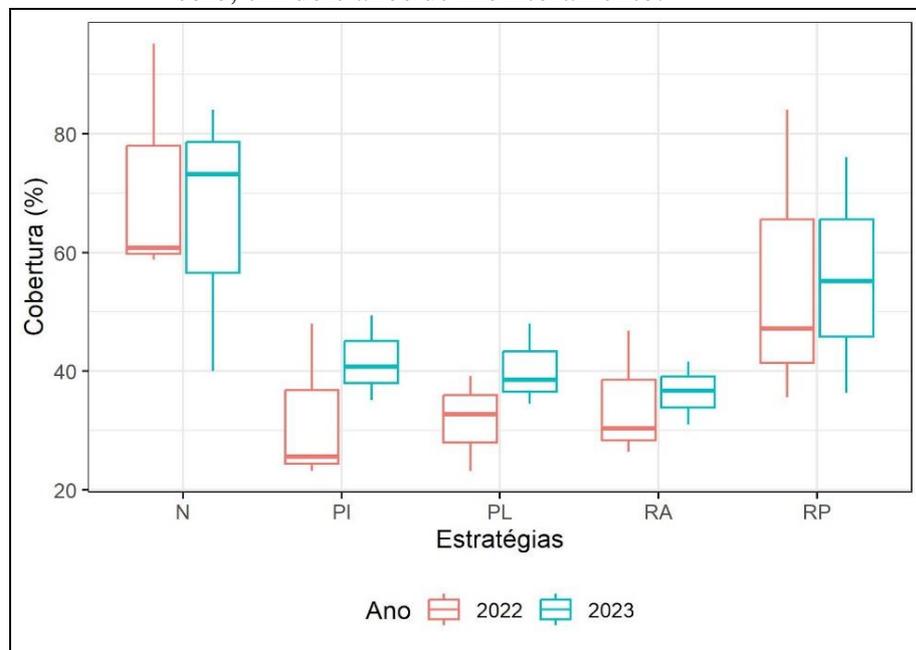
No total, levando em consideração os dois anos de monitoramento, foram totalizadas 38 famílias. Dentre elas, destacam-se Asteraceae, com 21 espécies, Myrtaceae (10), Lauraceae (5), Sapindaceae (5), Malvaceae (4), Solanaceae (4), Symplocaceae (4) e Fabaceae (4) (Apêndice C).

4.2 MONITORAMENTO DAS ESTRATÉGIAS DE RESTAURAÇÃO

No monitoramento das estratégias de restauração foram utilizados três parâmetros: cobertura vegetal do solo; densidade de indivíduos nativos regenerantes e riqueza de espécies nativas regenerantes.

Por meio da Figura 11, é possível analisar a variação da cobertura vegetal do solo em relação às diferentes estratégias de restauração adotadas nos dois anos de acompanhamento. Observa-se que a maior variação de cobertura, analisando todas as estratégias, está concentrada na nucleação e restauração passiva.

Figura 11. Análise das estratégias de restauração em relação à cobertura vegetal do solo, em dois anos de monitoramento.



Legenda: N – nucleação; PI – plantio em ilhas; PL – plantio em linhas; RA – remoção de acículas; RP – restauração passiva.

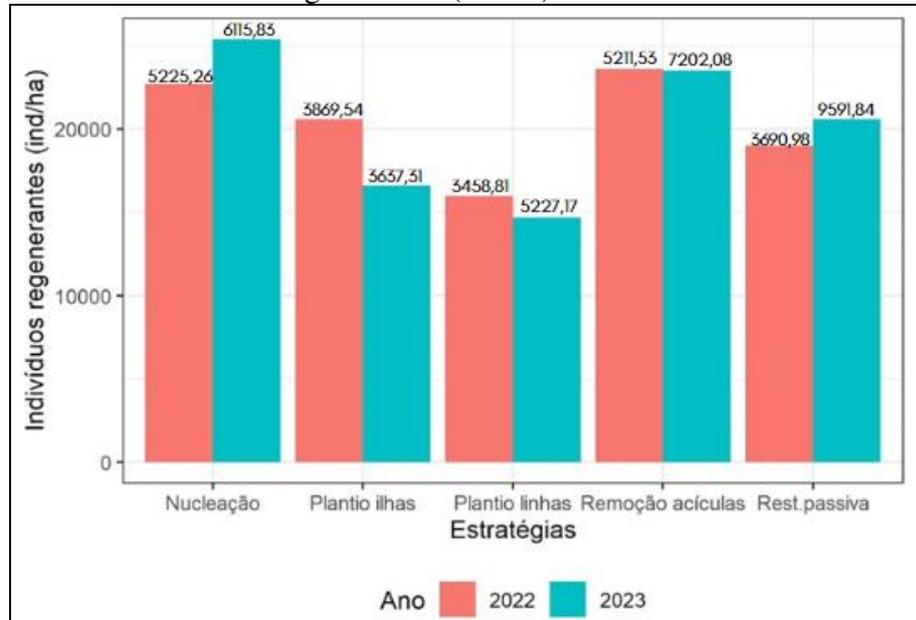
Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

As demais estratégias apresentaram uma variação expressiva, considerando a pequena variação de um ano para o outro. Diante disso, pode-se dizer que a intervenção no controle do *P. taeda* teve um impacto positivo no desenvolvimento da cobertura vegetal do solo.

Na Figura 12, são apresentadas as variações das estratégias de restauração considerando o número de indivíduos nativos em processo de regeneração. No período de avaliação, as únicas estratégias que obtiveram uma redução dos indivíduos regenerantes após o controle do *P. taeda* foram o plantio em linhas e o plantio em ilhas de biodiversidade. Isso pode ser justificado pelos processos de sucessão ecológica, uma vez que em 2022 a predominância era de herbáceas,

enquanto em 2023, apesar do menor número de indivíduos, houve a inserção de arvoretas, indicando uma evolução sucessional, como demonstrado no Apêndice C.

Figura 12. Análise das estratégias de restauração em relação aos indivíduos nativos regenerantes (ind/ha).

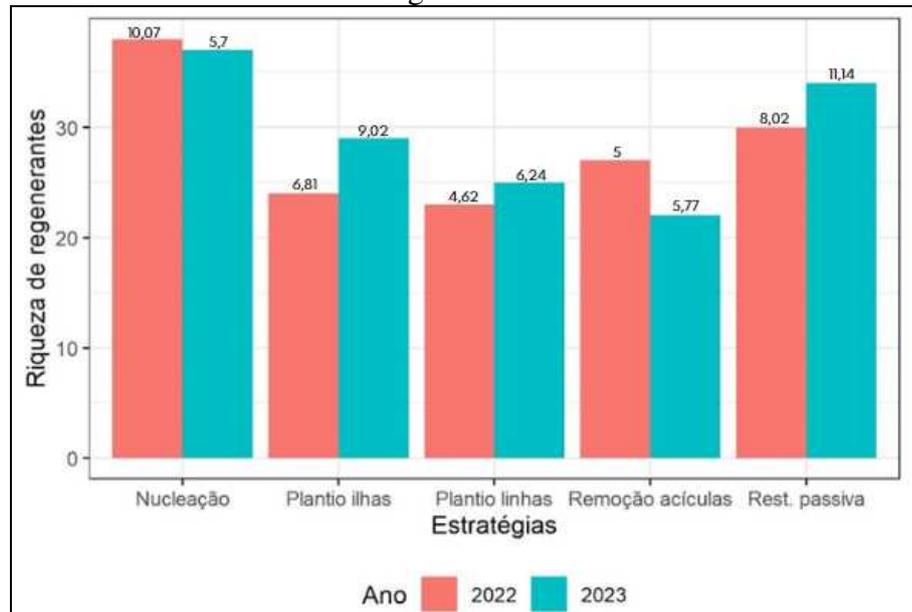


Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

A pequena redução no número de indivíduos no plantio em ilhas também pode estar associada aos processos de sucessão, uma vez que esta estratégia foi a única que não apresentou regenerantes de *P. taeda*. As demais estratégias responderam positivamente a prática de controle. Além disso, os altos valores de desvio padrão referem-se ao fato de a área pertencer a uma floresta nativa, onde a heterogeneidade tende a ser maior.

Na Figura 13, estão apresentados os efeitos das estratégias de restauração considerando as espécies nativas, ou seja, a variação na riqueza de espécies ao longo de um ano. Observa-se que a riqueza aumentou após o controle do *P. taeda*, baseado nos valores de desvio padrão, principalmente nas estratégias de plantio em ilhas de biodiversidade, plantio em linhas e restauração passiva. O plantio em ilhas foi o que apresentou maior estímulo após a intervenção, diferente da remoção de acículas que obteve uma baixa em sua riqueza.

Figura 13. Análise dos efeitos das estratégias de restauração em relação às espécies nativas regenerantes.



Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

Com os dados finais do ano de 2023, foi realizada uma comparação com os valores de referência estabelecidos para o monitoramento da restauração, conforme definido na Resolução SMA n° 32, de 03 de abril de 2014, considerando o nível de adequação para três anos, conforme apresentado na Tabela 3.

Tabela 4. Valores obtidos conforme a Resolução SMA n° 32, de 03 de abril de 2014.

Nível de adequação	Cobertura do solo com vegetação nativa (%)			Densidade de indivíduos nativos regenerantes (ind./ha)			Número de espécies nativas regenerantes			
	Crítico	Mínimo	Adequado	Crítico	Mínimo	Adequado	Crítico	Mínimo	Adequado	
Valores intermediários de referência	3 anos	0 a 15	15 a 80	acima de 80	-	0 a 200	acima de 200	-	0 a 3	acima de 3
Estratégias	Nucleação	65,73			3673			30		
	Plantio em ilhas	41,79			2660			20		
	Plantio em linhas	40,39			2307			20		
	Remoção de acículas	55,87			2107			19		
	Restauração passiva	36,43			3240			22		

Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

De acordo com as diretrizes estabelecidas pela Resolução, ao considerar os três primeiros anos, a cobertura do solo com vegetação encontra-se dentro dos valores mínimos necessários em todas as estratégias implementadas. Além disso, tanto a densidade de indivíduos nativos em processo de regeneração quanto a riqueza de espécies nativas em regeneração apresentam valores adequados para três anos em todas as estratégias.

5 DISCUSSÕES

De forma semelhante ao presente estudo, o trabalho conduzido por Falleiros *et al.* (2010) sobre os efeitos da presença e manejo de *P. taeda* na riqueza e abundância das espécies destacou a família Asteraceae como a mais proeminente em termos de riqueza, tendo *Baccharis trimera* como espécie dominante. Da mesma forma, Fockink *et al.* (2019) encontrou a família Asteraceae como a mais abundante em seu estudo, sendo o gênero *Baccharis* o representante do maior número de indivíduos.

A predominância da família Asteraceae está associada à sua característica ruderal, a qual permite adaptação a áreas com grande incidência de luminosidade, normalmente em locais degradados, sendo fundamentais para os processos de sucessão ecológica. Além disso, o gênero *Baccharis* possui espécies que preferem maior luminosidade para seu desenvolvimento, salientando que mesmo haja perturbações antrópicas existe condições de regeneração (Martins, 2017).

Neste estudo, foram identificadas 38 famílias, uma quantidade similar à encontrada em estudos conduzidos por Trentin *et al.* (2018), Liebsch *et al.* (2002) e Souza *et al.* (2015), que variaram entre 23 e 32 famílias distintas em períodos de regeneração compatíveis com o do presente estudo. A quantidade de famílias está associada à presença de espécies com ciclo curto, o que favorece a riqueza das famílias, especialmente a Asteraceae, que possui essa característica (Liebsch *et al.*, 2002).

Bourscheid *et al.* (2010) encontraram em seu estudo uma diminuição na densidade populacional durante os três primeiros anos de monitoramento. Casal (2022) também encontrou essa diminuição de um ano para o outro, coincidindo com o que foi observado no presente estudo. Essa diminuição, conforme descrito pelos autores, pode estar associada à baixa produção de sementes nativas e à alta taxa de mortalidade, refletindo o avanço nos processos de sucessão ecológica.

Trentin *et al.* (2018) identificaram em seu estudo que as estratégias de nucleação e plantio em linhas foram as que apresentaram a maior porcentagem de espécies nativas. Apesar de o plantio em linha ter demonstrado uma maior riqueza, a técnica se mostrou pouco eficiente devido às manutenções necessárias para garantir a sobrevivência das mudas, além do alto custo de implantação.

No presente estudo, as estratégias de nucleação e plantio em ilhas também obtiveram a maior riqueza de espécies, considerando o plantio de mudas realizado, já que não era mais possível diferenciar o que foi plantado do que regenerou. No entanto, Trentin *et al.* (2018)

salienta as vantagens da implantação da estratégia de restauração passiva, pois possui baixo custo de manutenção e, como observado no estudo, houve uma resposta positiva após os processos de controle dos indivíduos exóticos.

De acordo com Mantoani *et al.* (2012), o controle das espécies invasoras pode resultar no aumento da riqueza de espécies. Isso pode ser observado no presente estudo, pois em 2023, após o controle de *P. taeda*, a riqueza das espécies aumentou de 61 para 76. A restauração passiva foi a estratégia que apresentou maior estímulo após a intervenção, diferente da remoção de acículas, que teve uma baixa em sua riqueza. Essa diferença pode ser justificada pela mudança na dinâmica populacional, já que as espécies podem demorar para se adaptar ao novo ambiente.

Nas análises realizadas por Casal (2022), observou-se no segundo ano de avaliação o maior percentual de cobertura vegetal do solo, o que é consistente com o que foi observado no presente estudo. Isso indica que, com o passar do tempo, os processos de restauração estão ocorrendo e contribuindo para o aumento da cobertura vegetal do solo.

Utilizando os valores intermediários de referência baseados na Resolução SMA n° 32, de 03 de abril de 2014, para avaliação e monitoramento dos processos de regeneração, constatou-se que, nos três primeiros anos de implantação do projeto, a cobertura do solo com vegetação atingiu o nível mínimo de adequação para todas as estratégias implantadas. No entanto, sugere-se que o acompanhamento desse parâmetro seja mantido para analisar se a cobertura esteve no nível mínimo devido ao controle dos indivíduos invasores ou se será necessário implementar outro tipo de manejo para estimular o aumento da cobertura.

A densidade de indivíduos nativos regenerantes e a riqueza de espécies nativas regenerantes apresentaram um nível adequado para os três anos em todas as estratégias, uma vez que seus valores ultrapassaram os valores de referência esperados. Essa comparação demonstra a eficácia da metodologia implantada na restauração, fornecendo evidências sólidas do progresso positivo dos processos de regeneração na área de estudo.

6 CONCLUSÃO

As estratégias apresentadas demonstraram uma resposta positiva aos processos de regeneração, destacando a importância da diversidade de abordagens na restauração ecológica. O monitoramento contínuo da área se torna crucial para a identificação de práticas de manejo adequada, evidenciando a importância do controle contínuo dos indivíduos de *P. taeda*.

Os dados analisados indicam uma resposta positiva aos processos de regeneração, sugerindo que o controle efetivo de espécies invasoras e as estratégias de restauração utilizadas podem promover a restauração ecológica e aumentar a diversidade dos ecossistemas naturais.

Entre as estratégias avaliadas, a nucleação mostrou-se a mais eficaz para o controle da invasão biológica de *P. taeda*. No entanto, é fundamental destacar a importância de adotar estratégias viáveis economicamente, como a restauração passiva, que apresenta custos inferiores ou nulos quando comparada às demais estratégias implantadas.

Diante dessas conclusões, torna-se evidente a necessidade de realizar mais análises e estudos para determinar com precisão quais estratégias apresentam maior eficácia na restauração ecológica e no manejo de espécies invasoras.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, D. S. Recuperação ambiental da Mata Atlântica. Ilhéus: **Editus**, 3 ed., 182 p. 2016. Disponível em: <https://static.scielo.org/scielobooks/8xvf4/pdf/almeida-9788574554402.pdf>. Acesso em: 22 fev. 2024.
- BECHARA, F. C.; REIS, A.; TRENTIN, B. E. Invasão biológica de *Pinus elliottii* VAR. *elliottii* no Parque Estadual do Rio Vermelho, Florianópolis, SC. Curitiba: **Revista Floresta**, v.44, n.1, p. 63-72, 2014.
- BECHARA, F. C.; REIS, A.; BOURSCHEID, K.; VIEIRA, N. K.; TRENTIN, B. E. Reproductive biology and early establishment of *Pinus elliottii* var. *elliottii* in Brazilian sandy coastal plain vegetation: implications for biological invasion. Piracicaba: **Scientia Agricola**, v. 70, n. 2, p. 88 - 92, 2013. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/sa/a/W3tQWKzhyRQv6Ff3VHFysbr/>. Acesso em: 16 fev. 2024.
- BENINI, R. **Resultados restaura Brasil 2022**. 2022. Disponível em: <https://www.tnc.org.br/conecte-se/comunicacao/relatorios/relatorio-restaura-br/>. Acesso em 22 mar. 2024
- BOURSCHEID, K.; REIS, A. Dinâmica da invasão do *Pinus elliotti* Engelm. em restinga sob processo de restauração ambiental no Parque do Rio Vermelho, Florianópolis, SC. **Biotemas**. 2010. Disponível em: <https://periodicos.ufsc.br/index.php/biotemas/article/view/2175-7925.2010v23n2p23/15101>. Acesso em: 30 abr. 2024.
- BRANCALION, P. H. S.; VIANI, R. A. G.; RODRIGUES, R. R. et al. **Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração**. ESALQ. 2012. Disponível em: [https://esalqlastrop.com.br/img/aulas/Cumbuca%206\(2\).pdf](https://esalqlastrop.com.br/img/aulas/Cumbuca%206(2).pdf). Acesso em: 22 mar. 2024.
- CASAL, T. B.; **Processos ecológicos da regeneração natural e biota edáfica no Parque Estadual do Rio Canoas, Campos Novos/SC em área de remoção de *Pinus taeda* L.** Dissertação (Mestrado em Ciências) – Universidade Federal de Santa Catarina, Curitibanos. 2022. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/240986/PEAN0037-D.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em abr. 2024
- CECCAGNO, H. **Caracterização das acículas de *Pinus* como condicionador de substrato e seu potencial para produção de porta-enxertos cítricos**. Dissertação (Mestre em Fitotecnia com ênfase em horticultura) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 2016. Disponível em: <https://lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/159251/001022757.pdf?sequence=1>. Acesso em: 18 abr. 2024.
- CHAPIN, F.S.; ZAVALETA, E.S.; EVINER V.T., et al. Consequences of changing biodiversity. **Nature**, p. 234-242, 2000.
- COALIZÃO BRASIL CLIMA, FLORESTAS E AGRICULTURA. **Observatório da restauração e reflorestamento**. 2021. Disponível em: <https://observatoriodarestauracao.org.br/home>. Acesso em: 14 fev. 2024.

CRUZ, R. J. L. **Regeneração inicial da vegetação secundária após a retirada da silvicultura do *Pinus spp.* no Parque Estadual do Rio Canoas – SC.** Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Santa Catarina, Curitiba. 2014. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/133680/Regenera%C3%A7%C3%A3o%20inicial%20da%20vegeta%C3%A7%C3%A3o%20secund%C3%A1ria%20ap%C3%B3s%20a%20retirada%20da%20silvicultura%20de%20Pinus%20spp.%20%20No%20Parque%20Estadual%20do%20Rio%20Canoas%20%20E2%80%93%20SC.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em 14 fev. 2024.

D'ANTONIO, C.; MEYERSON, L.A. Exotic plants as problems and solutions in ecological restoration: a synthesis. **Restoration Ecology**, p. 703-713, 2003.

EMBRAPA. **Estratégias de recuperação.** 2012. Disponível em: <https://www.embrapa.br/en/codigo-florestal/estrategias-e-tecnicas-de-recuperacao>. Acesso em: 22 mar. 2024.

FALLEIROS, R. M.; ZENNI, R. D.; ZILLER, S. R. Invasão e manejo de *Pinus taeda* em campos de altitude do Parque Estadual do Pico Paraná, Paraná, Brasil. **Floresta**, Curitiba, PR, v.41, n.1, p. 123-134. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/Rafael-Zenni/publication/287691405_Invasion_and_managment_of_Pinus_taeda_in_mountain_top_grasslands_of_Pico_Parana_State_Park_Parana_Brazil/links/56d8974808aeb4638b93453/Invasion-and-managment-of-Pinus-taeda-in-mountain-top-grasslands-of-Pico-Parana-State-Park-Parana-Brazil.pdf. Acesso em: 18 abr. 2024.

FATMA. **Plano de Manejo do Parque Estadual Rio Canoas** – Encarte 2. Florianópolis: Fundação do Meio Ambiente, Socioambiental Consultores Associados Ltda, 2007. Disponível em: <https://docplayer.com.br/10090086-Parque-estadual-rio-canoas.html>. Acesso em: 14 fev. 2024.

FOCKINK, G. D.; PECH, T. M.; SILVA, M. et al. Influence aciculas deposition on natural regeneration in sub-woods of *Pinus taeda* forest stand. **Floresta**, Curitiba, PR, v. 50, n 1, p. 1071-1080. 2020. Disponível em: <https://revistas.ufpr.br/floresta/article/view/61136/40082>. Acesso em: 23 abr. 2024.

GRILLI, M. **Plataforma reúne dados de restauração, reflorestamento e regeneração natural no Brasil.** Globo Rural. 2021. Disponível em: <https://globo.com/Um-So-Planeta/noticia/2021/03/plataforma-reune-dados-de-restauracao-reflorestamento-e-regeneracao-natural-no-brasil.html#:~:text=60%25%20em%202020-,Arrecada%C3%A7%C3%A3o%20com%20concess%C3%A3o%20florestal%20cresce%2060%25%20em%202020,milh%C3%B5es%20de%20hectares%20de%20reflorestamento>. Acesso em: 14 fev. 2024.

INSTITUTO BRASILEIRO DE FLORESTAS - IBF. **Bioma Mata Atlântica.** 2019. Disponível em: https://www.ibflorestas.org.br/bioma-mata-atlantica?utm_source=google-ads&utm_medium=cpc&utm_campaign=biomas&keyword=mata%20atlantica&creative=519. Acesso em: 22 fev. 2024.

LIEBSC, D.; ACRA, L. A. Riqueza de espécies de sub-bosque de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista em Tijucas do Sul, PR. **Ciência Florestal**, Santa Maria, RS, v. 14, n. 1, p. 67-76. 2002. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/cflo/a/zD4VTJzKxzSZ7MK63gJwZ7g/?format=pdf&lang=pt>. Acesso em: 23 abr. 2024.

MACEDO, M. C. M. Integração lavoura e pecuária: o estado da arte e inovações tecnológicas. Viçosa: **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 38, p. 133-146, 2009. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbz/a/HYZzbRJWpgMbZBhDQ7LqcTj/>. Acesso em: 14 fev. 2024.

MANTOANI, M. C.; ANDRADE, G. R.; CAVALHEIRO, A. L. et al. Efeitos da invasão por *Panicum maximum* Jacq. e do seu controle manual sobre a regeneração de plantas lenhosas no sub-bosque de um reflorestamento. **Ciências Biológicas e Saúde**, Londrina, v. 33, p. 97-110. 2012. Acesso em: 23 abr. 2024. Disponível em: <https://ojs.uel.br/revistas/uel/index.php/seminabio/article/view/9877/11074>.

MARTINS, D. A. P. **Restauração de áreas degradadas por exploração mineral no planalto catarinense**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Programa de Pós Graduação em Engenharia Florestal, Universidade do Estado de Santa Catarina. 2017. Disponível em: https://www.udesc.br/arquivos/cav/id_cpmenu/1484/Disserta__o__Daiany_A__P__Martins_15682104975344_1484.pdf. Acesso em: 19 jul. 2024.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. **Biodiversity hotspots for conservation priorities**. Nature Portfolio. 2000. Disponível: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/10706275/>. Acesso em: 22 fev. 2024.

PLANAVEG. **Plano Nacional de Recuperação de Vegetação Nativa**. Brasília. 2017. Disponível em: https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/biodiversidade-e-ecossistemas/ecossistemas/conservacao-1/politica-nacional-de-recuperacao-da-vegetacao-nativa/planaveg_plano_nacional_recuperacao_vegetacao_nativa.pdf. Acesso em 29 mai. 2024.

PORTARIA CBRN 01/2015. Secretária do Meio Ambiente. 2015. Disponível em: http://arquivos.ambiente.sp.gov.br/legislacao/2016/12/2015_1_15_Procotoo_monitoramento_restauracao_vfinal.pdf. Acesso em: 05 abr. 2024.

REIS, A. **Apostila de restauração ambiental sistêmica do laboratório de ecologia florestal**: conceitos de recuperação e restauração. UFSC. 2008. Disponível em: https://sigam.ambiente.sp.gov.br/sigam3/Repositorio/222/Documentos/oficina%20recuperacao%20amb/20086_AP_Restaura_LEF.pdf. Acesso em: 14 fev. 2024.

RICARDO, B. H. **Ecologia da invasão biológica de Pinus spp. no Parque Estadual do Rio Canoas -SC**. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Programa de Pós Graduação em Ecossistemas Agrícolas e Naturais, Universidade Federal de Santa Catarina, Curitibanos, 2019. Disponível em: <https://tede.ufsc.br/teses/PEAN0007-D.pdf>. Acesso em: 14 fev. 2024.

RICKLEFS, R. E. **A economia da natureza**. Guanabara Koogan. 1993. Disponível em: http://professor.ufop.br/sites/default/files/roberthfagundes/files/a_economia_da_natureza_3ed_-_ricklefs.pdf. Acesso em: 18 abr. 2024.

RODRIGUES, W. N.; MARTINS, L. M.; PEREIRA, D. P.; TOMAZ, M. A. **Recuperação de Áreas Degradadas**. Portal Lidea. 1998. Disponível em: <https://portalidea.com.br/cursos/introducao--recuperao-de-rea-degradada-apostila03.pdf>. Acesso em: 14 fev. 2024.

SAMPAIO, A. B.; SCHMIDT, I. B. Espécies exóticas em Unidades de Conservação Federais do Brasil. Brasília: **Biodiversidade Brasileira**, p. 32-49, 2013. Disponível em: <http://quintalflorestal.com.br/wp-content/uploads/2017/05/Especies-Exoticas-e-Invasoras-emUnidades-de-Conservacao-Federais-no-Brasilpdf.pdf>. Acesso em: 14 fev. 2024.

SIGEEI. **Sobre**. 2024. UFLA. Disponível em: <http://sigeei.ufla.br/projetosigeei/web/site/about>. Acesso em: 25 mar. 2024.

SILVA, F. A. M.; LEITE, G. S.; BIM, O. J. B. Florística e fitossociologia de áreas de restauração com diferentes históricos de uso. **Pesquisa Florestal Brasileira**. 2021. Disponível em: <https://pfb.cnpf.embrapa.br/pfb/index.php/pfb/article/view/1935/1633>. Acesso em 30 abr. 2024.

SOUZA, R. P. M.; SOUZA, V. C.; POLISEL, R. T. et al. **Estrutura e aspectos de regeneração de Floresta Ombrófila Mista no Parque Estadual de Campos de Jordão, SP, Brasil**. Hoehenea. 2012. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/hoehnea/a/LtRVLcbHKRDhR9QkfFrJ4Xb/?format=pdf&lang=pt>. Acesso em: 23 abr. 2024.

SPEAR, D.; FOXCROFT, L.C.; BEZEUIDENHOUT, H., et al. 2013. Human population density explains alien species richness in protected areas. **Biological Conservation**, p. 137-147.

TABARELLI, M.; PINTO, L. P.; SILVA, J. M. C. et al. Desafios e oportunidades para a **conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira**. ResearchGate. 2005. Disponível em: https://d1wqtxts1xzle7.cloudfront.net/50817839/Desafios_e_oportunidades_para_a_conserva_20161210-5795-62kqri-libre.pdf?1481384538=&response-content-disposition=inline%3B+filename%3DDesafios_e_oportunidades_para_a_conserva.pdf&Expires=1708625431&Signature=N3xOvoV-nRIy27o6bRpMKYsEndNVOGuiIVYglDMxes4WQJjbY0zYQ7xD162wMNTsJfAEiTJwFT3W5D3zpp5JxjzYM1Gczud0ebL2WM2gG79ojl3gxiTMKDehNiN7Ba0bOZESOTrFsPEVGYpuRkya15h9Ey3uadBJeGBL2MXFG0Is9oWu~dADvehsfn2LvGjBMdp8s6r5wsx5uAOFIDdcM6-1ECSBbSAZcfCJe62bXrsp2cLWpurO4hOEmJIiDFcA4B173G1JuED-Z~XofhFrjzpRZBMKGO27JmPXRd~d5kUs0EeJuy39~lFcJnscNJlxnZoY82UeSXnoaLF6QfmUQ__&Key-Pair-Id=APKAJLOHF5GGSLRBV4ZA. Acesso em: 22 fev. 2024.

The Nature Conservancy. **Restaura Brasil**. 2018. Disponível em: <https://www.tnc.org.br/o-que-fazemos/nossas-iniciativas/restaura-brasil/#:~:text=Relat%C3%B3rio%20Restaura%20Brasil%202022&text=Para%20alcan%C3>

%A7ar%20sua%20contribui%C3%A7%C3%A3o%20nacionalmente,e%20regenera%C3%A7%C3%A3o%20natural%20at%C3%A9%202030. Acesso em: 22 mar. 2024.

TRENTIN, B. E.; ESTEVAN, D. A.; ROSSETTO, E. F. S. Restauração florestal na Mata Atlântica: passiva, nucleação e plantio de alta diversidade. **Ciência Florestal**, Santa Maria, RS, v. 28, n. 1, p. 160-174. 2018. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/cflo/a/QwGJwwbHkqhzYNLxyWgJNfj/?format=pdf&lang=pt>. Acesso em: 23 abr. 2024.

UNEP. **A década da restauração de ecossistemas no Brasil**. 2022. Disponível em: <https://www.unep.org/pt-br/noticias-e-reportagens/reportagem/decada-da-restauracao-de-ecossistemas-no-brasil>. Acesso em: 23 mar. 2024.

ZILLER, S. R.; GALVÃO, F. A degradação da estepe Gramíneo-lenhosa no Paraná por contaminação biológica de *Pinus elliottii* e *P. taeda*. Curitiba: **Floresta**, p. 41-47, 2001. Disponível em: <https://revistas.ufpr.br/floresta/article/view/2348/1962>. Acesso em: 14 fev. 2024.

APÊNDICE A – FITOSSOCIOLOGIA 2022

2022							
Espécie	N	DA	DR	FA	FR	IVI	H'
<i>Herissantia</i> sp. 1	489	652,00	18,77	6,67	0,34	9,55	2,780045
<i>Eugenia</i> sp. 1	459	612,00	17,62	40,00	2,02	9,82	
<i>Pinus taeda</i> .	223	297,33	8,56	13,33	0,67	4,62	
<i>Scoparia dulcis</i> L.	204	272,00	7,83	13,33	0,67	4,25	
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	188	250,67	7,22	6,67	0,34	3,78	
<i>Baccharis trimeria</i> (Less.) DC.	161	214,67	6,18	93,33	4,71	5,45	
<i>Baccharis</i> sp. 1	143	190,67	5,49	6,67	0,34	2,91	
<i>Eugenia schuechiana</i> Berg.	141	188,00	5,41	13,33	0,67	3,04	
<i>Dodonaea viscosa</i> (Jacq.)	111	148,00	4,26	6,67	0,34	2,30	
<i>Myrsine ferruginea</i> Sprengel; Syst. I.	54	72,00	2,07	6,67	0,34	1,20	
<i>Senecio brasiliensis</i> (Spreng.) Less.	47	62,67	1,80	60,00	3,03	2,42	
<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	37	49,33	1,42	53,33	2,69	2,06	
<i>Senna bicapsularis</i> (L.) Roxb.	32	42,67	1,23	6,67	0,34	0,78	
<i>Allophylus</i> sp. 1	29	38,67	1,11	13,33	0,67	0,89	
<i>Baccharis erioclada</i> DC.	24	32,00	0,92	6,67	0,34	0,63	
<i>Lithraea molleoides</i>	23	30,67	0,88	46,67	2,36	1,62	
<i>Baccharis spicata</i> (Lam.) Baill.	22	29,33	0,84	66,67	3,37	2,11	
<i>Matayba elaeagnoides</i>	17	22,67	0,65	60,00	3,03	1,84	
<i>Alternanthera</i> <i>ficoidea</i> (L.) P. Beauv.	17	22,67	0,65	6,67	0,34	0,49	
<i>Brosimum gaudichaudii</i>	14	18,67	0,54	6,67	0,34	0,44	
<i>Baccharis</i> sp. 2	14	18,67	0,54	93,33	4,71	2,63	
<i>Ilex theezans</i>	13	17,33	0,50	26,67	1,35	0,92	
<i>Solanum granuloso-</i> <i>leprosum</i>	11	14,67	0,42	53,33	2,69	1,56	
<i>Clidemia hirta</i>	10	13,33	0,38	6,67	0,34	0,36	
<i>Plinia</i> <i>pseudodichasiantha</i>	9	12,00	0,35	13,33	0,67	0,51	
<i>Symplocos uniflora</i>	8	10,67	0,31	6,67	0,34	0,32	
Não identificada 2	8	10,67	0,31	20,00	1,01	0,66	
<i>Baccharis crispa</i> Spreng.	7	9,33	0,27	6,67	0,34	0,30	
<i>Cyperus</i> sp. 1	7	9,33	0,27	26,67	1,35	0,81	
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	7	9,33	0,27	20,00	1,01	0,64	

<i>Olyra latifolia</i> L.	6	8,00	0,23	100,00	5,05	2,64
<i>Annona glabra</i> L.	5	6,67	0,19	86,67	4,38	2,28
<i>Myrtus communis</i> L.	5	6,67	0,19	26,67	1,35	0,77
<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	4	5,33	0,15	13,33	0,67	0,41
<i>Feijoa sellowiana</i> (O.Berg) Burret	4	5,33	0,15	6,67	0,34	0,25
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	4	5,33	0,15	100,00	5,05	2,60
NI sp. 3	4	5,33	0,15	40,00	2,02	1,09
<i>Dalbergia ecastaphyllum</i> (L.) Taub.	4	5,33	0,15	73,33	3,70	1,93
NI sp. 5	3	4,00	0,12	26,67	1,35	0,73
<i>Baccharis</i> sp. 5	3	4,00	0,12	6,67	0,34	0,23
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	3	4,00	0,12	20,00	1,01	0,56
<i>Polygonum hydropiper</i> L.	3	4,00	0,12	6,67	0,34	0,23
<i>Seguiera</i> <i>langsдорffii</i> Moq.	2	2,67	0,08	20,00	1,01	0,54
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	2	2,67	0,08	13,33	0,67	0,38
<i>Baccharis</i> sp. 4	2	2,67	0,08	6,67	0,34	0,21
<i>Baccharis</i> sp. 6	2	2,67	0,08	6,67	0,34	0,21
<i>Cinnamomum verum</i> J.Presl	2	2,67	0,08	40,00	2,02	1,05
<i>Erythroxylum argentinum</i> O.E.Schulz	2	2,67	0,08	100,00	5,05	2,56
NI sp. 4	2	2,67	0,08	20,00	1,01	0,54
<i>Melastomataceae</i> sp. 1	2	2,67	0,08	13,33	0,67	0,38
<i>Eugenia uniflora</i> L.	2	2,67	0,08	33,33	1,68	0,88
<i>Myrcia</i> sp. 2	1	1,33	0,04	6,67	0,34	0,19
<i>Mysine umbelata</i> Mart.	1	1,33	0,04	20,00	1,01	0,52
<i>Clethra scabra</i> Pers.	1	1,33	0,04	6,67	0,34	0,19
<i>Cyperus</i> sp. 2	1	1,33	0,04	73,33	3,70	1,87
<i>Tabernaemontana hystrix</i> Steud.	1	1,33	0,04	26,67	1,35	0,69
<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze	1	1,33	0,04	40,00	2,02	1,03
NI sp. 1	1	1,33	0,04	86,67	4,38	2,21
NI sp. 4	1	1,33	0,04	6,67	0,34	0,19
<i>Baccharis</i> sp. 3	1	1,33	0,04	93,33	4,71	2,38
<i>Vernonanthura</i> <i>divaricata</i> (Spreng.) H.Rob.	1	1,33	0,04	53,33	2,69	1,37
TOTAL	2605	3473,33	100,00	1980,00	100,00	100,00

Fonte: Elaborado pelo autor (2024)

APÊNDICE B – FITOSSOCIOLOGIA 2023

2023							
Espécie	N	DA	DR	FA	FR	VI	H'
<i>Baccharis</i> sp. 1	299	398,67	13,44	20,00	0,90	7,17	3,241023
<i>Myrcia oblongata</i> DC.	256	341,33	11,51	40,00	1,81	6,66	
<i>Baccharis trimera</i> (Less.) DC.	198	264,00	8,90	6,67	0,30	4,60	
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	149	198,67	6,70	46,67	2,11	4,40	
<i>Dodonaea viscosa</i> Jacq.	129	172,00	5,80	40,00	1,81	3,80	
<i>Asteraceae</i> sp. 3	110	146,67	4,94	6,67	0,30	2,62	
<i>Myrsine ferruginea</i> Sprengel; Syst. I.	104	138,67	4,67	33,33	1,51	3,09	
<i>Myrcia flagellaris</i> (D.Legrand) Sobral	95	126,67	4,27	86,67	3,92	4,09	
<i>Malvaceae</i> sp. 1	80	106,67	3,60	6,67	0,30	1,95	
<i>Myrcia</i> sp. 1	77	102,67	3,46	73,33	3,31	3,39	
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil., Cambess. & A. Juss.) Radlk.	73	97,33	3,28	6,67	0,30	1,79	
<i>Vernonia polysphaera</i> (Spreng.) Less.	66	88,00	2,97	73,33	3,31	3,14	
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	50	66,67	2,25	33,33	1,51	1,88	
<i>Lythraceae</i> sp. 1	49	65,33	2,20	93,33	4,22	3,21	
<i>Allophylus</i> sp. 1	39	52,00	1,75	40,00	1,81	1,78	
<i>Baccharis erioclada</i> DC.	31	41,33	1,39	6,67	0,30	0,85	
<i>Eugenia uniflora</i> L.	29	38,67	1,30	13,33	0,60	0,95	
<i>Acanthospermum</i> sp. 1	24	32,00	1,08	20,00	0,90	0,99	
<i>Senecio brasiliensis</i> (Spreng.) Less.	24	32,00	1,08	13,33	0,60	0,84	
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees) Mez	24	32,00	1,08	66,67	3,01	2,05	
<i>Lithraea molleoides</i> (Vell.) Engl.	23	30,67	1,03	6,67	0,30	0,67	
<i>Clidemia hirta</i> (L.) D.Don	22	29,33	0,99	26,67	1,20	1,10	
<i>Brosimum gaudichaudii</i> Trécul	21	28,00	0,94	60,00	2,71	1,83	

<i>Solanum granuloso-leprosum</i> Dunal	20	26,67	0,90	86,67	3,92	2,41
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	15	20,00	0,67	6,67	0,30	0,49
<i>Symplocos uniflora</i> (Pohl) Benth	15	20,00	0,67	40,00	1,81	1,24
<i>Boerhavia diffusa</i> L.	14	18,67	0,63	6,67	0,30	0,47
<i>Senna bicapsularis</i> (L.) Roxb.	14	18,67	0,63	46,67	2,11	1,37
NI sp. 6	13	17,33	0,58	6,67	0,30	0,44
<i>Xylosma ciliatifolia</i> (Clos) Eichler	12	16,00	0,54	6,67	0,30	0,42
<i>Malvaceae</i> sp. 3	11	14,67	0,49	26,67	1,20	0,85
<i>Vernonia scorpioides</i> (Lam.) Pers.	11	14,67	0,49	6,67	0,30	0,40
<i>Asteraceae</i> sp. 2	10	13,33	0,45	46,67	2,11	1,28
<i>Ilex theezans</i> Mart. ex Reissek	10	13,33	0,45	20,00	0,90	0,68
<i>Erythroxylum argentinum</i> O.E.Schulz	10	13,33	0,45	6,67	0,30	0,38
<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze	10	13,33	0,45	100,00	4,52	2,48
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	9	12,00	0,40	6,67	0,30	0,35
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	9	12,00	0,40	6,67	0,30	0,35
<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B. Sm. & Downs	8	10,67	0,36	6,67	0,30	0,33
<i>Acanthospermum</i> sp. 2	5	6,67	0,22	6,67	0,30	0,26
<i>Vassobia breviflora</i> (Sendtn.) Hunz.	4	5,33	0,18	46,67	2,11	1,14
<i>Feijoa sellowiana</i> (O.Berg) Burret	4	5,33	0,18	13,33	0,60	0,39
<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	3	4,00	0,13	86,67	3,92	2,03
NI sp. 7	3	4,00	0,13	6,67	0,30	0,22
<i>Cinnamodendron dinisii</i> Schwanke	3	4,00	0,13	26,67	1,20	0,67

<i>Asteraceae</i> sp. 3	2	2,67	0,09	53,33	2,41	1,25
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	2	2,67	0,09	60,00	2,71	1,40
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	2	2,67	0,09	26,67	1,20	0,65
<i>Lonchocarpus</i> <i>campestris</i> Mart. ex Benth.	2	2,67	0,09	46,67	2,11	1,10
<i>Blepharocalyx</i> <i>salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	2	2,67	0,09	13,33	0,60	0,35
<i>Rosaceae</i> sp. 1	2	2,67	0,09	33,33	1,51	0,80
<i>Vitex montevidensis</i> Cham.	2	2,67	0,09	66,67	3,01	1,55
<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	2	2,67	0,09	13,33	0,60	0,35
<i>Piptocarpha</i> <i>angustifolia</i> Dusén ex Malme	2	2,67	0,09	6,67	0,30	0,20
<i>Luehea</i> <i>divaricata</i> Mart. & Zucc.	1	1,33	0,04	13,33	0,60	0,32
<i>Schinus molle</i> L.	1	1,33	0,04	26,67	1,20	0,62
<i>Banara parviflora</i> (A. Gray) Benth	1	1,33	0,04	6,67	0,30	0,17
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	1	1,33	0,04	6,67	0,30	0,17
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	1	1,33	0,04	26,67	1,20	0,62
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	1	1,33	0,04	20,00	0,90	0,47
<i>Erythroxylum coca</i> Lam.	1	1,33	0,04	60,00	2,71	1,38
NI sp. 8	1	1,33	0,04	26,67	1,20	0,62
<i>Eugenia schuechiana</i> Berg	1	1,33	0,04	20,00	0,90	0,47
<i>Ilex</i> sp. 1	1	1,33	0,04	6,67	0,30	0,17
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	1	1,33	0,04	40,00	1,81	0,93
<i>Tabernaemontana</i> <i>hystrix</i> Steud.	1	1,33	0,04	6,67	0,30	0,17
<i>Malvaceae</i> sp. 1	1	1,33	0,04	6,67	0,30	0,17
<i>Lauraceae</i> sp. 1	1	1,33	0,04	6,67	0,30	0,17
<i>Urtica</i> sp. 1	1	1,33	0,04	6,67	0,30	0,17
<i>Solanaceae</i> sp. 1	1	1,33	0,04	6,67	0,30	0,17

<i>Symplocos</i> sp. 1	1	1,33	0,04	13,33	0,60	0,32
<i>Symplocos</i> sp 2	1	1,33	0,04	6,67	0,30	0,17
<i>Symplocos</i> sp 3	1	1,33	0,04	86,67	3,92	1,98
<i>Ateleia glazioviana</i> Baillon; Bull. Soc.	1	1,33	0,04	6,67	0,30	0,17
<i>Ateleia glazioviana</i> Baillon; Bull. Soc.	1	1,33	0,04	13,33	0,60	0,32
<i>Vernonanthura</i> <i>divaricata</i> (Spreng.) H.Rob.	1	1,33	0,04	46,67	2,11	1,08
TOTAL	2225	2966,67	100,00	2213,33	100,00	100,00

APÊNDICE C – FLORÍSTICA 2022/2023

Familia	Espécie	Estratégias	Nº regenerantes 2022	Nº regenerantes 2023	
Amaranthaceae	<i>Alternanthera ficoidea</i> (L.) P. Beauv.	N	1	0	
		PI	1	0	
		RA	15	0	
Anacardiaceae	<i>Lithraea molleoides</i> (Vell.) Engl.	N	8	6	
		PI	2	5	
		PL	6	4	
		RA	4	5	
	<i>Schinus molle</i> L.	RP	3	3	
		PL	0	1	
		N	63	69	
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	PI	18	4		
	PL	10	12		
	RA	60	33		
	RP	37	31		
Anonnaceae	<i>Annona glabra</i> L.	N	3	0	
		PI	2	0	
Apocynaceae	<i>Tabernaemontana hystrix</i> Steud.	N	0	1	
		RP	1	0	
Aquifoliaceae	<i>Ilex sp. 1</i>	RP	0	1	
		N	1	3	
		PI	1	3	
		<i>Ilex theezans</i> Mart. ex Reissek	PL	2	1
			RA	2	0
			RP	7	3
Araucariaceae	<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	PI	0	2	
		PL	1	2	
		RA	1	2	
		RP	0	3	
Arecaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	N	4	1	
Asteraceae	<i>Acanthospermum</i> sp. 1	N	0	1	
		PI	0	1	
		PL	0	3	
		RA	0	13	
	<i>Acanthospermum</i> sp. 2	RP	0	6	
		PL	0	3	
		RP	0	2	
		<i>Asteraceae</i> sp. 1	N	0	15
PI	0		15		

	PL	0	5
	RA	0	50
	RP	0	25
	N	0	6
<i>Asteraceae</i> sp. 2	PI	0	1
	RA	0	1
	RP	0	2
<i>Asteraceae</i> sp. 3	PL	0	2
	N	2	0
<i>Baccharis crispera</i> Spreng.	PL	2	0
	RA	3	0
	N	3	3
	PI	2	2
<i>Baccharis erioclada</i> DC.	PL	15	22
	RA	1	2
	RP	3	2
	N	18	54
	PI	16	54
<i>Baccharis</i> sp. 1	PL	10	59
	RA	62	79
	RP	37	53
	N	5	0
	PI	1	0
<i>Baccharis</i> sp. 2	PL	2	0
	RA	6	0
<i>Baccharis</i> sp. 3	PI	1	0
<i>Baccharis</i> sp. 4	PL	1	0
	RA	1	0
<i>Baccharis</i> sp. 5	RP	3	0
<i>Baccharis</i> sp. 6	RP	2	0
	N	6	0
	PI	9	0
<i>Baccharis spicata</i> (Lam.) Baill.	PL	5	0
	RP	2	0
	N	28	15
	PI	51	82
<i>Baccharis trimera</i> (Less.) DC.	PL	41	21
	RA	19	51
	RP	22	29
<i>Piptocarpha angustifolia</i> Dusén ex Malme	N	0	1
	PI	0	1
	N	4	4
<i>Senecio brasiliensis</i> (Spreng.) Less.	PI	14	8
	PL	7	4

		RA	19	4	
		RP	3	4	
	<i>Vernonia</i> sp. 1	PL	0	1	
		N	0	11	
	<i>Vernonia polysphaera</i> (Spreng.) Less.	PI	0	7	
		PL	0	5	
		RA	0	15	
		RP	0	27	
		N	0	9	
	<i>Vernonia scorpioides</i> (Lam.) Pers.	PL	0	1	
		RA	0	1	
	<i>Vernonanthura</i> <i>divaricata</i> (Spreng.) H.Rob.	PI	0	1	
		RP	1	0	
Canellaceae	<i>Cinnamodendron dinisii</i> Schwanke	PI	0	1	
		PL	0	1	
		RP	0	1	
Clethraceae	<i>Clethra scabra</i> Pers.	RP	1	0	
Cyperaceae	<i>Cyperus</i> sp. 1	PI	4	0	
		RP	3	0	
		<i>Cyperus</i> sp. 2	PI	1	0
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum argentinum</i> O.E.Schulz	N	2	3	
		PI	0	1	
		PL	0	1	
		RA	0	5	
Euphorbiaceae	<i>Erythroxylum coca</i> Lam.	N	0	1	
		<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B. Sm. & Downs	N	0	1
			PL	0	7
Fabaceae	<i>Dalbergia ecastaphyllum</i> (L.) Taub.	PL	1	0	
		N	4	1	
	<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	PI	0	1	
		PL	0	1	
		N	10	4	
	<i>Senna bicapsularis</i> (L.) Roxb.	PI	3	8	
		RA	9	0	
RP		10	2		
<i>Lonchocarpus campestris</i> Mart. ex Benth.	PL	0	2		
Lauraceae	<i>Cinnamomum verum</i> J.Presl	PL	1	0	
		RA	1	0	
	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	N	3	8	
		RP	0	1	
	<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	N	7	0	
	PI	19	0		

		PL	3	0
		RA	2	0
		RP	6	0
	<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	N	0	2
		N	0	15
	<i>Ocotea pulchella</i> (Nees) Mez	PI	0	3
		RP	0	6
	<i>Lauraceae</i> sp. 1	PL	0	1
		PI	0	6
Lythraceae	<i>Lythraceae</i> sp. 1	PL	0	18
		RA	0	17
		RP	0	8
		N	80	0
		PI	122	0
	<i>Herissantia</i> sp. 1	PL	103	0
		RA	122	0
		RP	62	0
		N	0	18
Malvaceae		PI	0	16
	<i>Malvaceae</i> sp. 1	PL	0	7
		RA	0	27
		RP	0	12
	<i>Malvaceae</i> sp. 2	PI	0	1
	<i>Malvaceae</i> sp. 3	PL	0	4
		RA	0	8
		N	8	14
Melastomataceae	<i>Clidemia hirta</i> (L.) D.Don	RA	1	0
		RP	1	8
	<i>Melastomataceae</i> sp. 1	RA	1	0
Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	PL	0	1
		N	1	7
Mimosoideae	<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze	RA	0	2
		RP	0	1
		N	4	8
		PI	4	2
Moraceae	<i>Brosimum gaudichaudii</i> Trécul	PL	3	0
		RA	2	5
		RP	1	6
	<i>Mysine umbellata</i> Mart.	N	1	0
		N	7	19
		PI	4	1
Myrsinaceae	<i>Myrsine ferruginea</i> Sprengel; Syst. I.	PL	2	37
		RA	8	1
		RP	33	36

	<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	N	0	1
		RA	4	0
		RP	1	1
		N	49	0
	<i>Eugenia</i> sp. 1	PI	128	0
		PL	53	0
		RA	117	0
		RP	112	0
		N	1	5
	<i>Eugenia uniflora</i> L.	PI	1	7
		PL	0	2
		RA	0	10
		RP	0	5
	<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	N	0	1
		RP	0	1
		N	37	0
		PI	22	0
	<i>Eugenia schuechiana</i> Berg	PL	24	1
		RA	28	0
		RP	30	0
Myrtaceae	<i>Feijoa sellowiana</i> (O.Berg) Burret	N	2	2
		RP	2	2
		N	0	9
	<i>Myrcia</i> sp. 1	PI	0	14
		PL	0	5
		RA	0	49
	<i>Myrcia</i> sp. 2	RA	1	0
		N	0	21
		PI	0	24
	<i>Myrcia flagellaris</i> (D.Legrand) Sobral	PL	0	19
		RA	0	11
		RP	0	20
		N	0	53
		PI	0	74
	<i>Myrcia oblongata</i> DC.	PL	0	36
		RA	0	2
		RP	0	91
	<i>Myrtus communis</i> L.	RA	5	0
	NI sp. 1	PL	1	0
	NI sp. 2	PI	6	0
NI		RA	2	0
	NI sp. 3	RA	3	0
		RP	1	0

		NI sp. 4	N	1	0
		NI sp. 5	RA	3	0
		NI sp. 6	RA	0	13
		NI sp. 7	RA	0	2
			RP	0	1
		NI sp. 8	RP	0	1
Nyctaginaceae	<i>Boerhavia diffusa</i> L.		N	0	14
	<i>Ateleia glazioviana</i> Baillon; Bull. Soc. Linn.		PL	0	1
Papilionoideae			PL	0	1
Phytolaccaceae	<i>Seguiera langsdorffii</i> Moq.		PL	2	0
			N	23	0
			PI	33	0
Pinaceae	<i>Pinus taeda</i>		PL	29	0
			RA	27	0
			RP	111	0
			N	67	0
			PI	36	0
Plantaginaceae	<i>Scoparia dulcis</i> L.		PL	29	0
			RA	26	0
			RP	46	0
			N	3	0
Poaceae	<i>Olyra latifolia</i> L.		PI	2	0
			RP	1	0
			N	1	0
Polygonaceae	<i>Polygonum hydropiper</i> L.		PI	1	0
			RA	1	0
			N	3	14
			PI	1	0
Rosaceae	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.		RA	2	1
			RP	1	0
	<i>Rosaceae</i> sp. 1		RP	0	2
	<i>Banara parviflora</i> (A. Gray) Benth		PI	0	1
Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.		N	0	1
			PL	0	2
	<i>Xylosma ciliatifolia</i> (Clos.) Eichler		RA	0	4
			RP	0	1
			N	17	17
			PL	5	2
Sapindaceae	<i>Allophylus</i> sp. 1		RA	1	2
			RP	6	18
	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil., Cambess. & A. Juss.) Radlk.		N	0	34
			PI	0	24

		PL	0	9
		RA	0	6
	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	N	0	1
		N	30	14
		PI	8	14
	<i>Dodonaea viscosa</i> Jacq.	PL	22	25
		RA	27	60
		RP	24	16
		N	9	23
		PI	1	6
	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	PL	4	8
		RA	1	0
		RP	2	13
<hr/>				
	<i>Solanaceae</i> sp. 1	N	0	1
		N	4	6
	<i>Solanum granuloso-leprosum</i> Dunal	PI	3	4
		PL	4	1
		RP	0	4
Solanaceae	<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	N	0	1
		N	0	1
	<i>Vassobia breviflora</i> (Sendtn.) Hunz.	PI	0	1
		RA	0	1
		RP	0	1
<hr/>				
	<i>Symplocos</i> sp. 1	RA	0	1
	<i>Symplocos</i> sp. 2	RP	0	1
	<i>Symplocos</i> sp. 3	RP	0	1
		N	1	6
Symplocaceae	<i>Symplocos uniflora</i> (Pohl) Benth.	PI	2	3
		PL	4	3
		RA	0	3
		RP	1	0
<hr/>				
Tiliaceae	<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	RA	0	1
<hr/>				
Urticaceae	<i>Urtica</i> sp. 1	N	0	1
<hr/>				
Verbanaceae	<i>Vitex montevidensis</i> Cham.	PI	0	1

Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

Legenda: N – nucleação; PI – plantio em ilha; PL – plantio em linha; RA – remoção de acículas; RP – restauração passiva.