



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

Thays Bragagnolo Casal

**Processos ecológicos da regeneração natural e biota edáfica no Parque Estadual Rio
Canoas, Campos Novos/SC em área após remoção de *Pinus taeda* L.**

Curitibanos
2022

Thays Bragagnolo Casal

**Processos ecológicos da regeneração natural e biota edáfica no Parque Estadual Rio
Canoas, Campos Novos/SC em área após remoção de *Pinus taeda* L.**

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

Orientador: Prof. Dr. Tancredo Augusto Feitosa de Souza
Coorientador: Prof. Dr. Alexandre Siminski

Curitiba

2022

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Casal, Thays Bragagnolo

Processos ecológicos da regeneração natural e biota edáfica no Parque Estadual Rio Canoas, Campos Novos/SC em área após remoção de *Pinus taeda* L. / Thays Bragagnolo Casal ; orientador, Tancredo Augusto Feitosa de Souza, coorientador, Alexandre Siminski, 2022.

102 p.

Dissertação (mestrado profissional) - Universidade Federal de Santa Catarina, Campus Curitibanos, Programa de Pós-Graduação em Ecossistemas Agrícolas e Naturais, Curitibanos, 2022.

Inclui referências.

1. Ecossistemas Agrícolas e Naturais. 2. Unidade de Conservação. 3. Invasão biológica de *Pinus taeda* L.. 4. Comunidade de macroartrópodes do solo. 5. Restauração ecológica. I. de Souza, Tancredo Augusto Feitosa . II. Siminski, Alexandre. III. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Ecossistemas Agrícolas e Naturais. IV. Título.

Thays Bragagnolo Casal

Processos ecológicos da regeneração natural e biota edáfica no Parque Estadual Rio Canoas, Campos Novos/SC em área após remoção de *Pinus taeda* L.

O presente trabalho em nível de mestrado foi avaliado e aprovado por banca examinadora composta pelos seguintes membros:

Prof. Djalma Eugenio Schmitt, Dr.
Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC/SC)

Prof.(a) Analu Mantovani, Dr.(a)
Universidade do Oeste de Santa Catarina (UNOESC/SC)

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

Prof. Leosane Cristina Bosco, Dra.
Subcoordenadora do Programa de Pós-Graduação

Prof. Tancredo Augusto Feitosa de Souza, Dr.
Orientador

Curitibanos, 2022.

Ao meu esposo, Michel e ao meu filho Mathias, que está em meu ventre, dedico toda minha trajetória.

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer primeiramente a Deus pela vida, por ter me dado força, persistência e me permitido vivenciar essa experiência. Ao meu esposo e à linda família que estamos formando, por total apoio e incentivo em toda minha vida acadêmica e profissional. Agradeço pelo incentivo e por sempre enfrentar todas as fases desta missão ao meu lado. Aos meus pais e ao meu irmão, por sempre me apoiarem e serem compreensivos com minha ausência física.

Agradeço ao Programa de Pós-Graduação em Ecossistemas Agrícolas e Naturais (PPGEAN/UFSC), em especial aos meus orientadores, e aos seus respectivos grupos de estudo, pelo suporte às atividades acadêmicas. Aos meus colegas, em especial a Carolina Novicki, a qual foi um verdadeiro presente que Deus me deu. Sou eternamente grata pela parceria e amizade que, com certeza, será para a vida toda, minha eterna gratidão.

Ao Parque Estadual Rio Canoas (PAERC), ao Instituto do Meio Ambiente de Santa Catarina (IMA) e à Coordenadora de Unidade de Conservação, Leila Denise Alberti, pela autorização de Pesquisa (Nº 004/2020 DBIO) e pelo incentivo e interesse pela temática da pesquisa, problemática enfrentada pela maioria das UC's do Estado de Santa Catarina.

Ao Grupo de Apoio à Gestão das Unidades de Conservação (GRIMPEIRO) pelo incentivo e suporte em todas as atividades de campo, desde a implantação da área experimental até na coleta e organização dos dados da pesquisa, em especial a Michel Platini Casal, Giovana Tiepo, Nathana Bressan e Jean Carlos de Carvalho Pires, minha eterna gratidão.

Aos moradores do entorno que se envolveram na implantação da pesquisa, em especial a Jair José Basílio, Anderson Fernando Fagundes Antunes, Dirceu Lopes, Antonio Remi da Silva Lessi, Alfredo Antunes, Juliano Basílio e Celso Reimundo Mecabô.

Ao laboratório de solos da Universidade do Oeste de Santa Catarina (UNOESC/Campos Novos), em especial a Prof^a Dra. Analu Mantovani e equipe do laboratório, por terem me acolhido para realizar todas as análises químicas de solo e serapilheira, todo suporte e equipamentos disponibilizados para avaliar o crescimento vegetal, banco e a chuva de sementes, meu eterno agradecimento.

Ao Viveiro Florestal da BAESA (UHE Barra Grande) pela doação das mudas nativas as quais foram plantadas na área experimental e, ao BNDES (Projeto Reforma) pelo auxílio financeiro. Que todo esse sentimento de gratidão alcance todas as pessoas que, de uma forma ou de outra, se envolveram em minha pesquisa, tornando possível o alcance deste sonho.

A vida me ensinou a nunca desistir. Nem ganhar, nem perder, mas procurar evoluir (Charlie Brown Jr, 2005).

RESUMO

O gênero *Pinus* é responsável por movimentar a bioeconomia do país, principalmente no setor silvicultural madeireiro nacional e internacional. Em áreas naturais protegidas, sua presença se torna um verdadeiro problema, sendo responsável pelas alterações da comunidade vegetal nativa e até na regeneração natural, devido seu alto potencial de invasão biológica. Por isso, entender os processos ecológicos e a interação entre os fatores biótico e abióticos é de grande importância para garantir a regeneração de áreas exploradas anteriormente e que possuem algum nível de invasão biológica. Visando compreender um pouco mais a respeito da temática, foi realizado um estudo no Parque Estadual Rio Canoas (PAERC), Unidade de Conservação situada no município de Campos Novos, Santa Catarina, e avaliado cinco diferentes estratégias de restauração, sendo elas: (i) Restauração Passiva (PR); (ii) Restauração com controle de acículas de *P. taeda* L. (NC); (iii) Nucleação (N); (iv) Plantio de mudas nativas em linha (PL); (v) Plantio de mudas nativas em ilhas de biodiversidade (IB). Para determinar a influência da invasão na regeneração da área foram avaliados parâmetros relacionados ao banco de sementes, a chuva de sementes, crescimento vegetal, regeneração natural e a porcentagem de cobertura do solo, assim como uma caracterização das propriedades químicas do solo e da serapilheira, determinação do Índice de Qualidade do Solo (IQS) e quantificação e identificação de macroartrópodes do solo. Os resultados encontrados apontam que não houve influência da estratégia de restauração utilizada na regeneração natural da área avaliada. A Nucleação foi a estratégia que resultou na maior diversidade da comunidade de macroartrópodes e, quanto às características químicas e o IQS, o PL foi a estratégia que apresentou maior provisão de serviços ecossistêmicos, evidenciando que para se alcançar resultados satisfatórios no processo de restauração deve se atentar para cada estratégia utilizada.

Palavras-chave: Unidade de Conservação. Invasão biológica. Fauna edáfica. Restauração ecossistêmica.

ABSTRACT

The *Pinus* genus is responsible for moving the country's bioeconomy, especially in the national and international timber silvicultural sector. In protected natural areas, its presence becomes a real problem, being responsible for changes in the native plant community and even in natural regeneration, due to its high potential for biological invasion. To understand a little more about the theme, a study was carried out in the Parque Estadual do Rio Canoas (PAERC), a Conservation Unit located in the municipality of Campos Novos, Santa Catarina, and evaluated five different restoration strategies, namely: (i) Passive Restoration (PR); (ii) Restoration with needle control of *P. taeda* L. (NC); (iii) Nucleation (N); (iv) Planting of native seedlings in line (PL); (v) Planting native seedlings on islands of biodiversity (IB). To determine the influence of invasion on area regeneration, parameters related to the seed bank, seed rain, plant growth, natural regeneration, and the percentage of soil cover were evaluated, as well as a characterization of the chemical properties of the soil and litter. determination of the Soil Quality Index (SQI) and quantification and identification of soil macroarthropods. The results found indicate that there was no influence of the restoration strategy used in the natural regeneration of the evaluated area. The Nucleation was the strategy that resulted in the greatest diversity of the soil macroarthropod community and, regarding the chemical characteristics and the IQS, the PL was the strategy that presented greater provision of ecosystem services, showing that in order to achieve satisfactory results in the restoration process, attention must be paid to each strategy used.

Keywords: Conservation Unit. Biological invasion. Edaphic fauna. Ecosystem restoration.

LISTA DE FIGURAS

Capítulo I

Figura 1. Técnicas de nucleação para restauração florestal. A: transposição de solo; B: poleiros artificiais; C: aglomeração de galharias; e D: coletores de sementes..... 21

Figura 2. Valores intermediários de referência para monitoramento dos projetos de restauração ecológica, para cada tipo de vegetação..... 23

Capítulo II

Fig. 1 Delineamento experimental da área de estudo e métodos de amostragem de serapilheira, solo e macroartrópodes do solo nos tratamentos: i) Restauração passiva (RP); ii) Plantio de mudas nativas em linha (PL); iii) Plantio de mudas nativas em ilhas de biodiversidade (IB); iv) Nucleação (N); e v) Remoção de acículas de *Pinus taeda* L. (RA), no Parque Estadual Rio Canoas (PAERC), Campos Novos, SC, Sul do Brasil. Desenho realizado por Giovana Tiepo (2022)..... 58

Fig. 2 Propriedades químicas (pH; fósforo disponível – P; nitrogênio total – N; e carbono orgânico total – COT) do solo e da serapilheira (litter) em relação aos tratamentos estudados, representados através da análise de componentes principais (APC)..... 63

Fig. 3 Estrutura da comunidade de macroartrópodes do solo representados através do escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) do conjunto de dados amostrados nos tratamentos estudados (IB: Plantio de mudas nativas em ilhas de biodiversidade; PL: Plantio de mudas nativas em linha; N: Nucleação; RA: Remoção de acículas de *Pinus taeda* L.; e RP: Restauração Passiva) 64

Fig. 4 Gráfico do Índice de Qualidade Biológica do Solo (IQS). IB: Plantio de mudas nativas em ilhas de biodiversidade; N: Nucleação; RA: Remoção de acículas de *P. taeda* L.; PL: Plantio de mudas nativas em linha; e RP: Restauração Passiva. 65

Capítulo III

Fig. 1 Localização do Parque Estadual Rio Canoas (PAERC) e da área de estudo, com estratégias de restauração (PR: Restauração passiva; PL: Plantio de mudas nativas em linha;

IB: Plantio de mudas nativas em ilhas de biodiversidade; N: Nucleação; e NC: Restauração com controle de acículas de <i>Pinus taeda</i> L.). Desenho realizado por Giovana Tiepo (2022)	79
Fig. 2 Chuva de sementes e de serapilheira nos tratamentos IB (Plantio de mudas nativas em ilhas de biodiversidade), N (Nucleação), NC (Restauração com controle de acículas de <i>Pinus taeda</i> L.), PL (Plantio de mudas nativas em linha) e PR (Restauração passiva), onde: a) Native richness in seed rain: Riqueza nativa na chuva de sementes; b) Native abundance in seed rain: Abundância nativa na chuva de sementes; c) Pinus abundance in seed rain: Abundância de <i>Pinus</i> na chuva de sementes; e d) Litter rain biomass: Biomassa da chuva de serapilheira.....	84
Fig. 3 Banco de sementes e avaliação do crescimento vegetal nos tratamentos IB (Plantio de mudas nativas em ilhas de biodiversidade), N (Nucleação), NC (Restauração com controle de acículas de <i>Pinus taeda</i> L.), PL (Plantio de mudas nativas em linha) e PR (Restauração passiva), onde: a) Biomassa seca do banco de sementes nativo (kg.ha ⁻¹); b) Biomassa seca nativa (kg.ha ⁻¹); c) Biomassa seca da serapilheira (kg.ha ⁻¹); d) Biomassa seca de <i>Pinus</i> (kg.ha ⁻¹)	86
Fig. 4 Avaliação da regeneração natural nos tratamentos IB (Plantio de mudas nativas em ilhas de biodiversidade), N (Nucleação), e NC (Restauração com controle de acículas de <i>Pinus taeda</i> L.), PL (Plantio de mudas nativas em linha) e PR (Restauração passiva), onde: a) Cobertura vegetal do solo (%.ha ⁻¹); b) Riqueza nativa; c) Abundância nativa (ind.ha ⁻¹); e d) Abundância de <i>Pinus</i> (ind.ha ⁻¹).	87

LISTA DE TABELAS

Capítulo I

Tabela 1. Grupos funcionais-chave da biota do solo.....	34
--	----

Capítulo II

Tabela 1 Espécies nativas plantadas na área de estudo, nos tratamentos PL e IB.....	59
Tabela 2 Caracterização química da serapilheira e do solo nos tratamentos estudados.....	62
Tabela 3 Macroartrópodes do solo que não tiveram diferenças significativas (valor de p superior a 0,35) entre os tratamentos estudados.....	70

Capítulo III

Tabela 1 Espécies nativas plantadas na área de estudo, nos tratamentos PL e IB.....	81
--	----

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANOVA Análise de Variância

APC Análise de componentes principais

IB Plantio de mudas nativas em ilhas de biodiversidade

IN Instrução Normativa

IQS Índice de qualidade biológica do solo

N Nucleação

NC Restauração com controle de acículas de *Pinus taeda* L.

NMDS Escalonamento multidimensional não-métrico

PAERC Parque Estadual Rio Canoas

PL Plantio de mudas nativas em linha

PR Restauração passiva

RA Remoção de acículas de *Pinus taeda* L.

RP Restauração passiva

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
1.1	OBJETIVOS	17
1.1.1	Objetivo Geral	17
1.1.2	Objetivos Específicos	17
CAPÍTULO I		19
2	REFERENCIAL TEÓRICO	19
2.1	REGENERAÇÃO NATURAL DE ÁREAS DEGRADADAS.....	19
2.1.1	Processo de sucessão ecológica	19
2.1.2	Intervenções antrópicas nos ecossistemas florestais.....	20
2.1.3	Metodologias de recuperação de áreas degradadas	21
2.1.4	Regeneração de áreas em processo de invasão biológica	24
2.1.5	Recuperação de áreas em processo de invasão biológica	26
2.2	INVASÃO BIOLÓGICA.....	27
2.2.1	Características de espécies exóticas invasoras	27
2.2.1.1	<i>Gênero Pinus</i>	27
2.2.2	Métodos de controle de espécies exóticas invasoras	28
2.2.3	Efeito da invasão biológica sobre a regeneração natural	29
2.3	MONITORAMENTO APÓS INTERVENÇÕES ANTRÓPICAS	32
2.3.1	Banco de sementes.....	32
2.3.2	Chuva de sementes	32
2.3.3	Cobertura do solo	34
2.4	FAUNA EDÁFICA, FUNÇÕES ECOLÓGICAS E SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS	34
2.4.1	Indivíduos da fauna edáfica	34
2.4.2	Transporte e exumação de sementes	39
2.5	PROPRIEDADES QUÍMICAS DO SOLO	40
2.5.1	Ilhas de fertilidade x Deposição de acículas de <i>Pinus</i>	40

2.5.2 Qualidade do solo	41
2.5.2.1 Propriedades químicas do solo x Nucleação	42
REFERÊNCIAS.....	43
CAPÍTULO II.....	57
Índice de Qualidade Biológica do Solo (IQS) e comunidade de macroartrópodes do solo em uma Unidade de Conservação invadida por <i>Pinus taeda</i> L.....	57
Resumo	57
Introdução.....	58
Material e métodos	59
Área de estudo	59
Delineamento experimental.....	60
Propriedades químicas do solo e da serapilheira	62
Amostragem de macroartrópodes do solo	62
Análise estatística	63
Resultados.....	64
Influência dos tratamentos às propriedades químicas da serapilheira e do solo	64
Estrutura da comunidade de macroartrópodes do solo e Índice de qualidade biológica do solo (IQS)65	
Discussão	67
Conclusões.....	71
Agradecimentos.....	71
Anexo.....	72
Referências	72
CAPÍTULO III	79
Regeneração natural após controle da invasão biológica de <i>Pinus taeda</i> L. no Parque Estadual Rio Canoas (PAERC) em Campos Novos/SC*	79
Resumo	79
Introdução.....	79

Material e métodos	81
Área de estudo	81
Área experimental.....	82
Descrição dos tratamentos	83
Chuva de sementes e de serapilheira	84
Banco de sementes.....	85
Avaliação do crescimento vegetal	85
Avaliação da regeneração natural.....	85
Análise estatística	86
Resultados.....	86
Chuva de sementes	86
Banco de sementes.....	87
Crescimento vegetal	88
Regeneração natural	89
Discussão	90
Conclusão	93
Agradecimentos.....	94
Referências	94
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	100

1 INTRODUÇÃO

Ecossistemas naturais estão expostos a atividades antrópicas em diferentes níveis de intensidade, as quais podem resultar em perturbações ambientais. A velocidade da regeneração após distúrbio, varia de acordo com a atividade e intensidade de uso do solo, que quando utilizado por longos períodos pode dificultar a regeneração natural ou até mesmo comprometer a capacidade de resiliência dos ecossistemas, necessitando de intervenção. Conversões de ecossistemas florestais em agricultura e silvicultura, por exemplo, reduzem a diversidade microbiana e homogeneização biótica, promovendo a perda de biodiversidade do solo. Todavia, em áreas antropizadas submetidas a estratégias de manejo e conservação, a colonização vegetal pode ocorrer de forma rápida devido às interações ambientais entre o meio biótico e abiótico, resultando num ecossistema diverso (CHAZDON, 2016; GOSS-SOUZA et al., 2020).

Outro fator que influencia negativamente a diversidade florística de um ecossistema é a invasão biológica (RICHARDSON et al., 2000). Nesse contexto destaca-se no Sul do Brasil a invasão biológica por espécies do gênero *Pinus*, como consequência de seu amplo uso na região como espécie silvicultural com diversas aplicações no setor madeireiro, responsável por movimentar a economia do país, o qual é o segundo maior produtor de celulose do mundo, ficando atrás apenas dos EUA (FOCKINK et al., 2020; NASCIMENTO et al., 2020). Estudos demonstram que esta espécie, por não estar em seu ambiente natural, acaba invadindo áreas naturais protegidas, promovendo alterações na composição da comunidade de plantas nativas e na regeneração natural do Bioma Mata Atlântica, especialmente em áreas anteriormente utilizadas com silvicultura de *Pinus* (BOURSCHEID; REIS, 2010; RAMOS et al., 2019).

Em ecossistemas naturais a interação entre vegetação, solo, serapilheira e fauna pode influenciar a regeneração natural de espécies nativas através do controle da erosão (e.g., evitando perda de solo e eventualmente do banco de sementes associado), ciclagem de nutrientes (e.g., através da deposição de serapilheira, decomposição da matéria orgânica e fornecimento de nutrientes para os regenerantes das nativas) e produção primária líquida (e.g., produção de biomassa e sequestro de carbono) (MOURA, 2008; BARBOSA et al., 2017; SOUZA; SANTOS, 2018).

Em áreas plantadas com *Pinus*, também há interações entre vegetação, serapilheira, solo e biota edáfica, mas por se tratar de uma espécie exótica, o ecossistema não possui na sua teia alimentar predadores que respondam de forma natural a estes processos. O manejo do ecossistema após a silvicultura deste gênero, com o uso de estratégias de restauração, torna-se

uma ação chave visando potencializar a regeneração natural e reduzir perturbações no solo, o que pode ser considerado fundamental para que sementes possam chegar a superfície do solo e emergir (FOCKINK et al., 2020; ORTIZ, 2015). O controle biológico do *Pinus* pode se tornar um grande desafio devido ao seu potencial invasor e, esse processo se agrava quando este gênero começa a se fazer presente em áreas naturais protegidas, como é o caso de algumas Unidades de Conservação do Estado de Santa Catarina (BECHARA; REIS; TRENTIN, 2014).

Incluso no Bioma Mata Atlântica, o Parque Estadual Rio Canoas (PAERC), criado em 2004, com 1.133,25 ha de Floresta Ombrófila Mista, possui registrado 91,3 ha de invasão de *Pinus taeda* L., os quais são indivíduos regenerantes após a finalização da atividade de Silvicultura da espécie que havia na área anteriormente a Unidade de Conservação (UC), que era propriedade particular da Brochmann Pollis Industrial e Florestal, no início dos anos 2000. Atualmente, um dos principais desafios enfrentado no plano de manejo do PAERC, é o controle de *Pinus* (FATMA, 2007), considerando que levantamentos preliminares demonstram que ao longo dos anos após o controle inicial está ocorrendo ampliação da área de ocorrência da referida invasora.

Prováveis causas são a chuva de sementes e a silvicultura com *P. taeda* na Zona de Amortecimento (e.g., zona localizada nos limites externos do parque e que é destinada a reduzir impactos na unidade de conservação) (RICARDO; SIMINSKI; REIS, 2021). Neste contexto, é imperativo o entendimento dos processos ecológicos envolvidos em ambientes onde foi realizado corte/controle do *Pinus taeda* e sobretudo estudos relacionando a interação entre vegetação, solo, serapilheira e fauna edáfica que ainda não é bem explorado em áreas que passaram ou estão em algum nível de invasão biológica (HEIJDEN; BARDGETT; STRAALLEN, 2008; SOUZA et al., 2016; ZHANG et al., 2010).

O objetivo deste trabalho foi buscar entender os fatores que promovem ou inibem a regeneração de *Pinus taeda* L. em área após controle da espécie. Este estudo foi embasado nas seguintes hipóteses: a) as estratégias de restauração utilizadas interferem na regeneração de *Pinus taeda* L. em ambiente após controle de invasão biológica; e b) as diferentes práticas de restauração terão influência no favorecimento de habitat e energia para a fauna edáfica e para as plantas, promovendo um ciclo de retroalimentação (e.g., feedback) planta-solo positivo.

Visando atender esse objetivo, o estudo avaliou dados obtidos na pesquisa à campo, em uma área do Parque Estadual Rio Canoas, em Campos Novos/SC nos anos de 2020 e 2021. Para elucidar as informações e trazer luz as respostas esperadas, o documento está estruturado em três seções distintas, sendo que a primeira (Capítulo I) tem por objetivo trazer uma

contextualização a respeito do estudo, apresentar os principais objetivos e oferecer uma base teórica sobre os temas abordados. A segunda seção (Capítulo II) determinou como as estratégias de restauração utilizadas interferem na comunidade de macroartrópodes do solo, assim como nas propriedades químicas do solo e da serapilheira. A última seção (Capítulo III), traz as informações sobre como as estratégias de restauração aplicadas influenciaram a regeneração natural da área.

Esse trabalho também está inserido no contexto do Projeto RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DA FLORESTA OMBRÓFILA MISTA – REFORMA, com financiamento do Fundo Social do BNDES, que objetiva a Restauração florestal de 302 hectares de Mata Atlântica em dois diferentes perfis de áreas: a) Unidade de Conservação (Parque Estadual Rio Canoas - PAERC); e b) Assentamento da Reforma Agrária (Índio Galdino). Como uma proposta inovadora, o REFORMA busca aumentar a eficiência da recuperação da vegetação nativa, considerando os fatores ambientais, sociais e econômicos.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

Avaliar os processos ecológicos da regeneração natural e o papel da biota edáfica durante a restauração ecossistêmica em uma área na qual regenerantes de *Pinus taeda* L. foram removidos no Parque Estadual Rio Canoas, em Campos Novos/SC.

1.1.2 Objetivos Específicos

Capítulo I

- Contextualizar, através de uma base teórica, sobre as temáticas: (i) regeneração natural de áreas degradadas; (ii) invasão biológica; (iii) monitoramento após intervenções antrópicas; (iv) fauna edáfica, funções ecológicas e serviços ecossistêmicos; e (v) propriedades químicas do solo;

Capítulo II

- Avaliar como as estratégias de manejo voltadas a restauração da biodiversidade em uma área previamente invadida por *P. taeda* L., alteram as propriedades químicas do solo e da serapilheira, e como as interrelações entre os macroartrópodes do solo e ambiente edáfico poderiam criar um feedback positivo entre plantas e o solo;

Capítulo III

- Avaliar se a regeneração natural em ambiente após controle da invasão biológica de *Pinus taeda* L. é influenciada pelas estratégias e práticas de restauração adotadas no Parque Estadual Rio Canoas, em Campos Novos/SC.

CAPÍTULO I

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 REGENERAÇÃO NATURAL DE ÁREAS DEGRADADAS

2.1.1 Processo de sucessão ecológica

Podendo ser definido como uma sequência de mudanças pelas quais uma comunidade passa ao longo do tempo, a sucessão ecológica representa os processos por quais comunidades mais simples vão sendo gradualmente substituídas por comunidades mais complexas até que se estabeleça um equilíbrio entre comunidade e ambiente. Processos ecológicos da regeneração natural ocorre através do surgimento de espécies vegetais primárias e secundárias, oriundas do banco e da chuva de sementes e da fauna dispersora de sementes. Desde espécies pioneiras, secundárias iniciais ou tardias à espécies climáticas, ou seja, o processo de sucessão ecológica tende a resultar numa comunidade madura, ou seja, um ecossistema equilibrado (CHAZDON, 2016; NEVES et al., 2021).

Comumente dividida em dois tipos, primária e secundária, na sucessão primária ocorre o desenvolvimento da vegetação em substrato recém-formado ou exposto, ou seja, não há legado biológico de vegetação prévia (banco de sementes/matéria orgânica), geralmente ocorre após a formação de terra nova por processos de transformações de rochas em solo, ou após formação de novas terras após erupções vulcânicas. Esse processo depende de espécies conhecidas como pioneiras, que são responsáveis por tornar o meio mais receptivo as outras espécies. Já a sucessão secundária se inicia em área habitada após ocorrência de perturbação, ou seja, é influenciada pelo tipo de comunidade pré-existente, como por exemplo em florestas após incêndios ou perturbações antrópicas. Neste caso, a área perturbada apresenta solo e condições adequadas para o desenvolvimento vegetal, e o estabelecimento do ecossistema é relativamente mais rápido (LIU et al., 2020; BEAR, 2022).

Sucessão é um processo ligado à comunidade de espécies que compõe um determinado ecossistema. A regeneração natural de populações, espécies e comunidades ocorre em todos os estágios da sucessão: árvores que regeneram nas fases iniciais da sucessão pertencem a um grupo diferente daquelas regenerantes em fases posteriores. Durante a extração de árvores, além do volume de madeira, deve-se levar em consideração a porcentagem da cobertura de dossel

que é retirada, ou seja, 40 a 50% do dossel é removido durante a extração seletiva de madeira, alterando drasticamente o microclima ecossistema. Desta forma, os processos sucessionais desencadeiam diferentes funções na estrutura e na composição da floresta, diferente do que ocorre em áreas agrícolas abandonadas (CHAZDON, 2016).

Logo, uma floresta primária é considerada estável em sua estrutura e composição, ao contrário da floresta secundária, a qual se regenera de forma espontânea após o desmatamento da floresta original, e/ou de florestas originais que houve a extração seletiva de madeira (CHAZDON, 2016; BEAR, 2022).

2.1.2 Intervenções antrópicas nos ecossistemas florestais

O estudo da ecologia inclui todos os “organismos que habitam o espaço territorial e todos os processos funcionais que nele existem, inclusive o homem e sua influência direta nos ecossistemas. A atividade antrópica exercida em uma área florestal tende a afetar o desenvolvimento da vegetação e os serviços ecossistêmicos presentes naquele local. O homem vem realizando esse processo de modificação do ambiente de forma drástica devido ao acelerado crescimento dos meios urbanos, a ocupação desordenada e mau uso dos recursos naturais, processos esses que alteram drasticamente o equilíbrio dos sistemas ecológicos (LIMA, 2021; MENDES, 2021).

As florestas tropicais estão naturalmente submetidas a distúrbios de intensidade, duração e frequência variáveis, fazendo com que esses ecossistemas estejam sempre em fluxo. Forças da natureza (como furacões, enchentes ou erupções vulcânicas) causam grandes distúrbios (DOURADO et al., 2021). Da mesma forma, atividades antrópicas, como agricultura itinerante, agricultura fixa, pastoreio e retirada de madeira também influenciam na degradação do solo e, conseqüentemente, na fragmentação de florestas. A degradação florestal é causada por humanos e geralmente pode ser atribuída às práticas de manejo mau conduzidas ou inadequadas. Uma floresta degradada oferece menos bens e serviços ecossistêmicos e abriga menos biodiversidade (ITTO, 2002; CHAZDON, 2016).

Segundo a Convenção sobre Diversidade Biológica (CBD, 2002) “uma floresta degradada é uma floresta secundária que perdeu, por meio da ação humana, a estrutura, função composição de espécies ou produtividade normalmente associadas à formação florestal natural esperada naquele local”.

Toda floresta em processo de regeneração em pastagens ou áreas agrícolas abandonadas é considerada uma floresta degradada. Nos últimos 100 anos, florestas tropicais maduras foram derrubadas e antropizadas visando abertura de áreas para agricultura, pastagens, plantações e florestas em regeneração (CHAZDON, 2016; LIU et al., 2020; MENDES, 2021).

Segundo Siminski et al. (2021) a região da Mata Atlântica brasileira é considerada um dos maiores polos de biodiversidade do planeta, contendo mais de 20.000 espécies vegetais, com altos níveis de endemismo. O resultado das ações humanas vem causando uma perda histórica de biodiversidade do mundo, com mais de 80% da cobertura florestal perdida. Com isso em mente o governo brasileiro lançou em 2009 o Pacto pela Restauração da Mata Atlântica (RODRIGUES; BRANCALION; ISERNHAGEN, 2009), um plano para restaurar as áreas degradadas e desmatadas até 2050 na região da Mata Atlântica.

2.1.3 Metodologias de recuperação de áreas degradadas

Atualmente, várias metodologias podem ser empregadas para a recuperação de áreas que sofreram ações antrópicas, seja pela agricultura, silvicultura, pecuária ou qualquer outra atividade que venha a causar danos ambientais. Segundo Rodrigues, Guiliatti e Pereira Júnior (2022) no Brasil existem doze métodos para recuperação de áreas degradadas, cada qual com suas características, vantagens e desvantagens. Segundo os autores, o importante é a utilização de técnicas que se adaptem às condições locais (físico-químicas, biológicas, econômicas e sociais).

A literatura traz algumas metodologias que podem ser aplicadas individualmente ou em forma conjunta, buscando acelerar o processo de recuperação florestal, além de contribuir na formação de corredores ecológicos entre fragmentos florestais (REIS et al., 2003; BECHARA et al., 2007; RODRIGUES; BRANCALION; ISERNHAGEN, 2009). Atualmente, a principal estratégia utilizada baseia-se nos princípios da regeneração natural, método considerado por muitos o mais simples e barato, com resultados satisfatórios (LÔBO et al., 2021; PIFFER et al., 2022)

Genericamente, as estratégias de restauração podem ser divididas em 2 grupos: a) restauração passiva, com nenhuma ou reduzida intervenção humana no processo (e.g: condução da regeneração natural e nucleação); b) restauração ativa, com emprego de técnicas para subsidiar o processo de regeneração da área (e.g: plantio de mudas). Dentro desses métodos, a nucleação é utilizada para reestabelecer comunidades ecológicas, a qual se resume num

conjunto de técnicas (Figura 1) que visa induzir a sucessão ecológica dos ecossistemas, levando em consideração a legislação ambiental vigente na região.

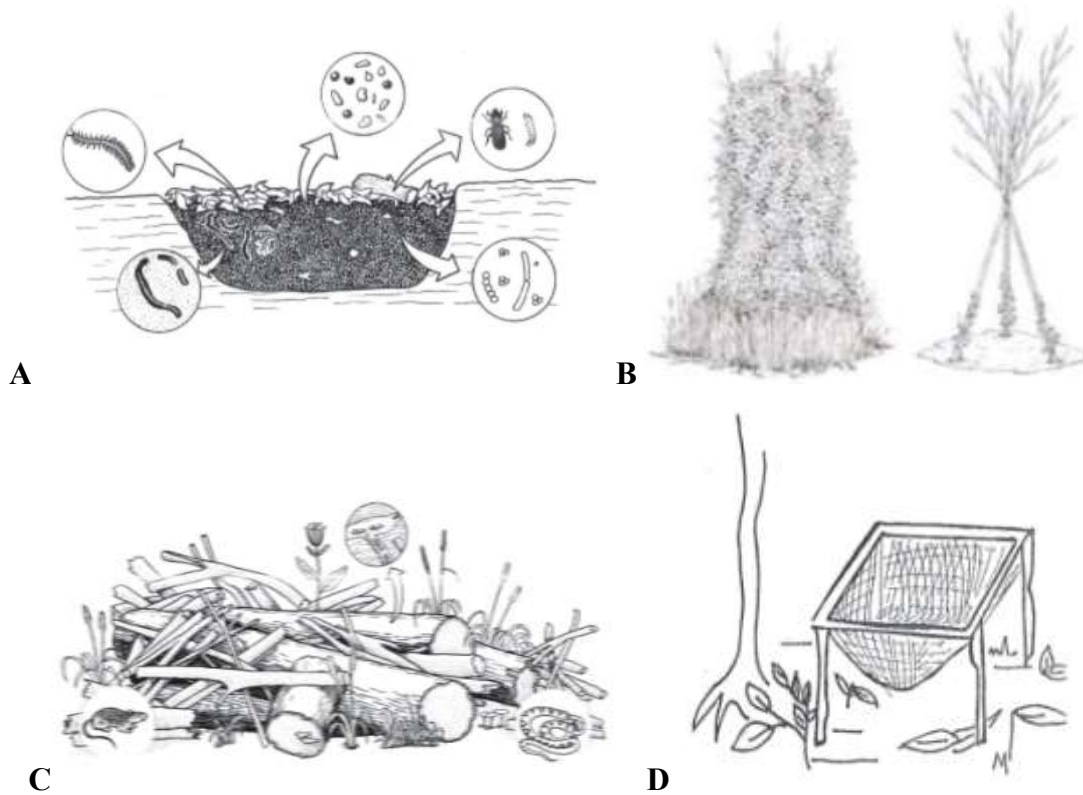


Figura 1. Técnicas de nucleação para restauração florestal. **A:** transposição de solo; **B:** poleiros artificiais; **C:** aglomeração de galharias; e **D:** coletores de sementes.

Fonte: Reis et al., 2003; Bechara et al., 2007; Rodrigues, Brancalion e Isernhagen, 2009.

Dentre as técnicas utilizadas na nucleação, aplicadas no Pacto da Restauração da Mata Atlântica podemos citar: transposição de solo, poleiros artificiais, transposição de galharias, plantio de mudas em ilhas de diversidade e, em alguns casos, também é realizada a coleta de sementes para garantir a variabilidade genética do ambiente as quais são semeadas na área em processo de regeneração natural (REIS et al., 2003; BECHARA et al., 2007; RODRIGUES; BRANCALION; ISERNHAGEN, 2009).

Desta forma, a transposição de solo (Figura 1, A) é uma das técnicas nucleadoras que auxiliam na restauração do ecossistema. A capacidade produtiva do solo depende de diversos fatores químicos e físicos, os quais dependem da biota edáfica para a ciclagem de nutrientes, estruturação e fertilização do solo. Sendo assim, a transposição de solo, que consiste na camada de serapilheira e os primeiros 5 cm de solo de uma área com estágio sucessional avançado, para áreas degradadas, reintroduz diversas espécies da fauna edáfica, banco de sementes e

propágulos, que tendem a induzir a regeneração da área degradada. Ilustrado no item B da Figura 1, poleiro artificial é o método nucleador que visa criar ambientes atrativos para que a fauna dispersora, como aves e morcegos, possa pousar, se abrigar e, conseqüentemente, depositar sementes para a área degradada, acelerando o processo de sucessão inicial (REIS et al., 2003).

Já a transposição de galharias (Figura 1, C), consiste no resíduo da exploração florestal, que pode prover de áreas destinadas à hidrelétricas ou silviculturas. Desta forma, para evitar a queima destes resíduos, o enleiramento de galharias irá formar núcleos de biodiversidade, fornecimento de matéria orgânica para o solo, possibilidade de rebrotamento de galharias, servindo de abrigo, ninhos e alimentação para a fauna, como roedores, aves e répteis, os quais são fontes dispersoras de sementes. Além disso, o próprio processo de decomposição da galharia é desenvolvido por insetos. Todo esse conjunto de fatores contribuirá na restauração da área, resgatando de forma indireta a fauna e flora local. Coletores de sementes (Figura 1, D), auxiliam no processo de coleta de sementes para garantir a variabilidade genética do ecossistema, sendo essenciais para produção de mudas e/ou no processo de semeadura nestas áreas degradadas. Além disso os coletores de sementes são fundamentais em áreas que estão sofrendo o processo de regeneração natural, visando identificar quais espécies de sementes nativas e exóticas são dispersas neste ambiente (BECHARA; REIS; TRENTIN, 2014; REIS et al., 2003).

As primeiras técnicas utilizadas para a restauração florestal, e nos Projetos de Recuperação de Áreas Degradadas – PRAD (BRASIL, 2011), seguiam o plantio aleatório de espécies, não levando em consideração grupos sucessionais, porte, tempo de crescimento e, principalmente, eram utilizadas espécies nativas e exóticas, com prioridade em características madeireiras. Desta forma, não havia critérios ecológicos e entendimento necessário para efetuar o planejamento da restauração ambiental, plantando mudas nativas ou exóticas, de forma aleatória, sem critério de disposição destas mudas e análise do processo de recuperação de áreas degradadas (RODRIGUES; GANDOLFI, 1996).

Todavia, com o acompanhamento desta técnica foram aprimoradas as atividades de restauração ativa, com o plantio de mudas nativas em linha ou de forma alternada, ou seja, diversificando o plantio entre espécies pioneiras e secundárias, formando núcleos de diversidade. Esse método leva em consideração as características sucessionais das espécies nativas, visando reduzir o custo da restauração, garantindo o recobrimento da área de forma rápida e eficaz utilizando espécies secundárias, com ciclo de vida longo. A utilização de

espécies exóticas foi descartada, pois acarretou em desequilíbrios ecológicos, sendo que muitas desenvolveram potencial invasor em ecossistemas naturais da Mata Atlântica (RODRIGUES; BRANCALION; ISERNHAGEN, 2009).

Para acompanhar o monitoramento da regeneração natural, pode ser utilizada a Instrução Normativa do Estado de São Paulo, IN nº 32 de 03 de abril de 2014, que estabelece diretrizes e orientações para a elaboração, execução e monitoramento de Projetos de Restauração Ecológica no Estado de São Paulo, além de critérios e parâmetros para avaliar seus resultados e atestar sua conclusão (SMA, 2014; PASSOS, 2020).

Para tal, em Florestas Ombrófilas e Estacionais foi elaborada uma tabela com valores de referência para acompanhar a cobertura do solo com vegetação nativa, densidade de indivíduos nativos regenerantes e o número de espécies nativas regenerantes, proporcionais a 3, 5, 10, 15 e 20 anos (Figura 2).

Florestas Ombrófilas e Estacionais ** / Restinga Florestal ** / Mata Ciliar em região de Cerrado **										
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

Figura 2. Valores intermediários de referência para monitoramento dos projetos de restauração ecológica, para cada tipo de vegetação.
Fonte: IN nº 32 (SMA, 2014).

2.1.4 Regeneração de áreas em processo de invasão biológica

Considerada causa de perda de biodiversidade, a invasão biológica é responsável pela extinção de plantas, sendo associada a quase 30% do total de espécies extintas. Um dos impactos resultantes dessa invasão é a homogeneização da biota, causando a extinção de espécies nativas endêmicas (DECHOUM et al., 2018; SANTOS, 2020).

O manejo dessas espécies exóticas invasoras é essencial em qualquer projeto de restauração e regeneração ambiental, e para isso são necessários uma conduta multidisciplinar e integrada. Dentre os pontos importantes que devem ser considerados estão a regeneração natural dessas espécies, assim como a capacidade de disseminação, visto que essas

características irão determinar a forma com que elas devem ser tratadas durante o processo de restauração (PARIZZOTO et al., 2019; MESACASA, 2020).

O banco de sementes do solo, assim como a chuva de sementes e o banco de plântulas estabelecidas no solo da floresta, promovem a regeneração de espécies, principalmente tropicais. Desta forma, os bancos de sementes armazenam e permitem a coexistência de espécies fundamentais para iniciar a sucessão ecológica em áreas onde há mudanças nas condições ambientais. Sendo assim, além de armazenar sementes nativas, o solo também armazena espécies exóticas, as quais podem potencializar o processo de invasão biológica ao responder às novas condições encontradas (BOURSCHEID; REIS, 2010; BARGOENA; CAVALHEIRO; BIANCHINI, 2020).

A chuva de sementes também interfere no processo de regeneração de áreas degradadas, pois estas ficaram depositadas na superfície do solo, por um determinado período. Além de sementes da floresta nativa, sementes de espécies exóticas também podem ser dispersas pelo vento ou pela fauna. Para se ter maior conhecimento diante da dispersão dessas sementes, são utilizados coletores de sementes, avaliando o potencial de invasão de espécies exóticas, métodos que podem ser aplicados para seu controle efetivo e ferramentas para estruturação de florestas tropicais (BOURSCHEID; REIS, 2010; BARGOENA; CAVALHEIRO; BIANCHINI, 2020).

Sendo assim, o processo de regeneração natural é afetado pela chuva de sementes, assim como seu período de dispersão, variando de acordo com a fenologia de cada espécie, e a distância que estas sementes se dispersam da planta mãe, variando conforme a oscilação dos ventos e do comportamento da fauna dispersora. No caso do gênero *Pinus*, a dispersão de sementes já foi registrada à 8 km da planta mãe (e.g. matriz), podendo chegar a 25 km de distância. A invasão biológica de *Pinus* ocorre por vários fatores, tais como: sementes aladas; dispersão pelo vento a vários quilômetros; baixo nível de dormência nas sementes; alto potencial de germinação e emergência; maturação de cones de *Pinus* mesmo após sua derrubada, aumentando o potencial de invasão biológica (RICARDO, 2019). Desta forma, locais expostos a ventos, são beneficiados com esta dispersão. Com este índice de dispersão, esta espécie acaba invadindo áreas naturais, dificultado o controle biológico por não haver um predador natural no ecossistema (HIGGINS; RICHARDSON, 1998; BECHARA, 2003).

2.1.5 Recuperação de áreas em processo de invasão biológica

Invasões biológicas são uma ameaça recorrente para o equilíbrio ecológico em qualquer ecossistema, sendo responsáveis por diversos impactos negativos (MESACASA, 2020; ELEUTÉRIO, 2021). Segundo Bechara (2003) e Santos (2020), as espécies exóticas invasoras são espécies que, pelo processo de contaminação biológica, se tornam dominantes, alterando a fisionomia e a função dos ecossistemas naturais, levando as populações nativas à perda de espaço e ao declínio genético, ameaçando a diversidade biológica.

As espécies exóticas são aquelas que se inserem fora do seu ambiente de ocorrência natural, ou seja, uma espécie de um determinado local ao ser inserida em um outro ecossistema do mesmo país, seja por sementes ou propágulos, também é considerada exótica naquele novo ambiente. Da mesma forma se dá para um ecossistema de outro país, o qual pode apresentar alto potencial de invasão biológica em florestas nativas, dependendo do ambiente (BECHARA, 2003; SANTOS, 2020).

A invasão biológica de espécies exóticas em áreas naturais vem sendo um problema em todos os biomas, pois acaba interferindo no equilíbrio do ecossistema, na composição e interação entre fauna e flora. No cerrado, Fidelis e Pivello (2011) apontam que as espécies invasoras com maior aparição são as pastagens, principalmente relacionadas ao uso antrópico. Na Mata Atlântica, Fabricante et al. (2012) cita os problemas relacionados a espécies frutíferas exóticas utilizadas na alimentação que acabam se tornando invasoras. Principalmente em áreas naturais protegidas, como as Unidades de Conservação federais e estaduais, há discussões sobre a retirada de espécies exóticas invasoras, buscando estratégias e métodos que auxiliem no processo de recuperação destes ambientes, mesmo após o controle da espécie (ALMEIDA, 2016; BORGERT, 2021).

São necessárias ações de recuperação ambiental destas áreas invadidas para evitar o total extermínio das espécies nativas daqueles ambientes. Desta forma, em áreas com invasão de espécies exóticas, que causam a descaracterização do ecossistema original, é necessário realizar o planejamento da substituição destas espécies exóticas por espécies nativas daquele determinado local que está em processo de recuperação (BECHARA, 2003; BECHARA; REIS; TRENTIN, 2014).

2.2 INVASÃO BIOLÓGICA

2.2.1 Características de espécies exóticas invasoras

Uma espécie é considerada exótica quando situada ou introduzida em um local diferente do de sua distribuição natural por causa de introdução mediada por ações humanas, de forma voluntária ou involuntária. Se a espécie introduzida consegue se reproduzir e gerar descendentes férteis, com alta probabilidade de sobreviver no novo hábitat, ela é considerada estabelecida. Caso a espécie estabelecida expanda sua distribuição no novo hábitat, ameaçando a biodiversidade nativa, ela passa a ser considerada uma espécie exótica invasora (LEÃO et al., 2011; AERTS et al., 2017; SANTOS, 2020; BORGERT, 2021).

De acordo com o Ministério do Meio Ambiente (2006) “as Espécies Exóticas Invasoras são organismos que, introduzidos fora da sua área de distribuição natural, ameaçam ecossistemas, habitats ou outras espécies”. As exóticas invasoras afetam diretamente a biodiversidade, sendo responsável pela segunda maior extinção de espécies no mundo, alterando propriedades ecológicas do solo, na ciclagem de nutrientes, nas cadeias tróficas, no ecossistema como um todo. Plantas exóticas invasoras tendem a homogeneizar o ecossistema, ameaçando a biodiversidade devido seu alto potencial de dispersão e de degradação de ecossistemas naturais. Segundo o autor, a segunda maior causa de extinção de espécies no mundo se dá pela ação das exóticas invasoras (BECHARA, 2003, 2006; BRASIL, 2006; SANTOS, 2020).

2.2.1.1 *Gênero Pinus*

Tendo origem na Era Paleozoica, pertencente ao grupo das Gimnospermas, à ordem Coniferae e à família Pinaceae, o gênero *Pinus* ocorre de forma natural da região polar aos trópicos, na Europa, Ásia, América do Norte e Central. Não sendo natural da América do Sul, o gênero *Pinus* foi introduzido/cultivado para fins comerciais (madeira serrada, celulose de fibra longa, painéis reconstituídos, resinas, entre outros). Na década de 50, o gênero *Pinus* foi introduzido no Brasil para experimentação florestal, apresentando ótimo desenvolvimento nos plantios experimentais. Com aproximadamente 105 espécies identificadas, o gênero *Pinus* é fisiologicamente resistente à seca, são extremamente exigentes de luz, suportando temperaturas

extremas (regiões áridas ao frio extremo), e se adapta em diferentes condições ambientais (topos de montanhas, solos ácidos e de baixa fertilidade) (BECHARA, 2003, 2006; RICARDO, 2019).

O gênero *Pinus* se destaca em termos de área cultivada, por ser fonte de matéria-prima de grande importância para o setor florestal. Muitas das áreas implantadas nas últimas décadas englobavam áreas de preservação permanente, que incluíam margens de rios, córregos, nascentes e topos de morros, entre outros (OLIVEIRA et al., 2021). Verificando os aspectos botânicos deste gênero, são consideradas árvores cilíndricas e altas, com folhas escamiformes e aciculiformes. Sua reprodução é bissexual monóica, apresentando estróbilos femininos e masculinos no mesmo indivíduo, distribuídos na parte superior da copada e inferior, para evitar a autofecundação. O estróbilo feminino é cilíndrico e maior, já o masculino é pequeno e alongado, podendo gerar sementes a partir de 4 ou 5 anos de idade, facilitando a invasão biológica, também pelo fato de possuir sementes aladas, com pouca massa e alta produção e dispersão (ACR, 2016; RICARDO; SIMINSKI; REIS, 2021).

O Brasil, segundo dados da Indústria Brasileira de Árvores (IBÁ, 2019), é o segundo maior produtor de celulose do mundo, perdendo somente para os Estados Unidos da América (EUA). Em todo território brasileiro, 1,6 milhão de hectares são destinados à floresta plantada de *Pinus* e, sua produtividade no ano de 2018 foi de 30,1 m³/ha.ano. No Sul do Brasil, os plantios concentram-se em 42% no Paraná (663,982 ha), 34% em Santa Catarina (540,641 ha) e 12% no Rio Grande do Sul (184,595 ha). A área plantada de *Pinus* manteve-se estável nos últimos sete anos.

Através do investimento em pesquisa e inovação, as florestas plantadas movimentam indústrias e, conseqüentemente, a economia mundial. A diversidade do uso da madeira como celulose e papel, são fundamentais para criar embalagens, materiais gráficos e produtos de higiene pessoal e cosméticos. Além do mais, é da produção madeireira que se movimenta a indústria de móveis, construção civil, têxtil, equipamentos, servindo de matéria prima para muitas finalidades. Desta forma, é notória a importância econômica nacional da produção do gênero *Pinus*, no qual há um constante investindo em tecnologias para o manejo e produtividade das florestas plantadas (IBÁ, 2019; NASCIMENTO et al., 2020).

2.2.2 Métodos de controle de espécies exóticas invasoras

Desde os primórdios da civilização existe o transporte acidental e intencional de espécies exóticas para longe de seus locais de origem, muitas vezes motivados por razões

econômicas. Com a globalização o aumento do processo de dispersão de exóticas invasoras aumentou consideravelmente, seja por meio terrestre, aéreo ou marítimo (FRANÇA, 2020).

Em uma pesquisa realizada no estado de Santa Catarina pelo Instituto do Meio Ambiente, foram registradas invasões biológicas por 105 espécies exóticas invasoras em dez Unidades de Conservação, sendo que destas, 89 são espécies vegetais, das quais se destaca o gênero *Pinus*. Quando as espécies exóticas são encontradas em populações de grande escala, surge a necessidade da aplicação de métodos de controle, com a finalidade de erradicar as mesmas. Estes métodos podem ser químicos, mecânicos ou biológicos (DECHOUM; ZILLER, 2012).

Para determinar o melhor método de controle é necessário levar em conta alguns parâmetros relacionados com as características do ambiente, como estágio sucessional da espécie, estrutura, histórico de degradações, contexto atual e destinação da área. Além disso é importante considerar fatores como recursos humanos e financeiros e a limitação do tempo para a realização do manejo. Estas informações irão permitir um diagnóstico prévio, visando otimizar as relações espaço \times tempo e garantindo melhores resultados na perpetuidade do controle (ZENNI, 2010; SALES, 2021).

Como métodos de controle mecânico, podemos citar a remoção das plantas, através de roçadas ou supressão, os quais são indicados para populações de pequena escala ou invasões iniciais. Vale ressaltar que este método necessita de mais recursos humanos e não é efetivo no controle, podendo haver rebrota ou dispersão de sementes. No caso de grandes populações (e.g. adensamento de *Pinus*) pode ser aplicado como método o controle biológico (e.g. remoção de *Pinus*) e, caso tenha viabilidade econômica, há possibilidade de retorno comercial. É importante destacar, que este método não irá erradicar completamente as espécies exóticas, apenas as manterá à níveis aceitáveis. Já o controle químico é caracterizado pelo uso de herbicidas, muito eficazes no controle, sendo capazes de controlar o crescimento, a produção das sementes e o potencial invasor das espécies. Entretanto, é necessário considerar os possíveis efeitos negativos dos herbicidas na vegetação nativa, especialmente em Unidades de Conservação (DECHOUM; ZILLER, 2012).

2.2.3 Efeito da invasão biológica sobre a regeneração natural

No momento em que são inseridas em um novo ambiente, as espécies invasoras podem se reproduzir em alta velocidade, gerando descendentes viáveis que irão competir com espécies

nativas, e rapidamente se disseminar na região afetada. A alta produtividade de biomassa vegetal, a qual se deposita na superfície do solo, acaba interferindo nas propriedades químicas do solo, conseqüentemente, na biota edáfica e na ciclagem de nutrientes, influenciando na resiliência desses ambientes (ARAUJO-JUNIOR et al., 2011; KLUG et al., 2020; SALES, 2021). A presença dessas espécies em Unidades de Conservação são uma preocupação crescente visto que essas áreas tem como função proteger e conservar os ecossistemas naturais e nativos (VIEIRA, 2020).

Segundo Lima et al. (2021) plantas exóticas invasoras podem causar modificações nas propriedades ecológicas básicas como a ciclagem de nutrientes, cadeias tróficas, estrutura do solo, distribuição e funções de espécies nativas no ecossistema, acúmulo de serapilheira e biomassa, entre outros. Ainda segundo os autores, atualmente é praticamente impossível encontrar ambientes sem a ocorrência de espécies exóticas em suas comunidades devido as características das mesmas em ambientes exóticos.

A regeneração natural e sucessão ecológica possui várias barreiras como problemas no solo, predação e principalmente a competição com gramíneas ou com espécies exóticas invasoras. As espécies exóticas, quando removidas, permitem uma melhora na abundância de espécies nativas, aumentando as taxas de germinação e sobrevivência das plântulas. Porém, em alguns casos, a remoção drástica das plantas exóticas pode diminuir o estabelecimento de indivíduos regenerantes no curto prazo, especialmente quando o método de controle utilizado é o mecânico (MANTOANI et al., 2012).

Espécies alóctones possuem características biológicas de alta adaptabilidade (e.g., fisiologia, taxa de crescimento e alocação de área foliar) o que proporciona maior produção primária líquida, deposição de serapilheira na superfície do solo e a liberação de exsudatos que garantem vantagens na competitividade por recursos (e.g., nutrientes, luminosidade e água), influenciando processos ecológicos (e.g., decomposição de serapilheira e ciclagem de nutrientes), a diversidade da biota edáfica e conseqüentemente os atributos químicos do solo (SOUZA et al., 2018; TIÉBRÉ e GNANAZAN, 2018).

Alterações nas propriedades químicas do solo, como teores de carbono e nitrogênio no solo, o pH, mineralização e teores de nutrientes importantes (e.g., cálcio, magnésio e potássio), podem ser provocadas por espécies exóticas invasoras, além da liberação de substâncias alelopáticas (e.g. gênero *Pinus*) (PECH et al., 2021). A qualidade da serapilheira produzida por essas espécies é consideravelmente inferior em comparação com espécies nativas,

principalmente em atributos como, razão C:N, razão lignina: N e concentrações secundárias de metabólitos (LONE et al., 2019).

A deposição de serapilheira de *Pinus* torna-se uma barreira física, dificultando a germinação de outras espécies, e a produção de serapilheira e sua decomposição desempenham um papel importante no ciclo do carbono terrestre e na qualidade do solo, sendo um processo crucial envolvido na produtividade e funcionamento do ecossistema, por isso compreender esse processo é crucial para projetar o manejo florestal ou a restauração de ecossistemas (MOURA, 2008; FOCKINK et al., 2020; LIMA et al., 2021).

Ao avaliar o efeito de uma espécie invasora (*Leucanthemum vulgare* Lam) na cidade de Kashmir Himalaya/Índia, sobre as propriedades físico-químicas do solo, observa-se que, nas parcelas invadidas, atributos como condutividade elétrica, fósforo e micronutrientes foram menores (e.g., ferro, cobre, manganês e zinco), ainda de acordo com os autores as informações corroboram com a teoria que a espécie invasora facilita o feedback solo-planta positivo em seu próprio benefício (AHMAD et al., 2019). Quando na avaliação dos efeitos da invasão biológica de *Prunus serotina* em uma floresta temperada decídua, essa espécie apresentou teores de N e P, 24% e 50,7% respectivamente, maiores que as espécies nativas, além de baixas relações C:N e C:P (-22,4 e -10,1% respectivamente), o que pode resultar em problemas na disponibilidade de nutrientes para as plantas, principalmente o nitrogênio (AERTES et al., 2017).

As espécies nativas sofreram diminuição na absorção de nutrientes, e a espécie invasora limita os recursos das espécies nativas e modificam os ciclos biogeoquímicos. Ao avaliar o efeito de uma espécie invasora sobre a comunidade de fungos micorrízicos arbusculares (FMA), há diferenças nos atributos químicos do solo (e.g., pH, COT, N total e P disponível), menor diversidade de fungos micorrízicos arbusculares (FMA) em solos com espécies invasoras. Tal fato indica que espécies invasoras modificam a microbiota do solo e as propriedades químicas do solo, além da liberação de metabólitos secundários que modificam a relação mutualística de outras espécies com as comunidades de FMA (MOURA, 2008; SOUZA; FREITAS, 2017; RICHARDSON et al., 2000).

2.3 MONITORAMENTO APÓS INTERVENÇÕES ANTRÓPICAS

2.3.1 Banco de sementes

Entender a composição do banco de sementes pode gerar informações sobre a densidade, composição florística, viabilidade de sementes, entre outros fatores que irão permitir a realização de previsões a respeito do potencial do processo de regeneração e sucessão de uma determinada área (SOUZA et al., 2020; MARQUES, 2022).

O banco de sementes atua como reservatório de propágulos e diversidade genética da comunidade vegetal e é composto pela variedade de sementes viáveis encontradas na superfície, na serapilheira ou enterradas. Pode ser classificado como temporária ou persistente, dependendo da duração que as sementes permanecem no solo (BARGOENA; CAVALHEIRO; BIANCHINI, 2020; SANTOS et al., 2020).

Este componente é indicador do potencial de resiliência de uma comunidade e expressa a dinâmica natural da vegetação (TRES et al., 2007), já que as sementes auxiliarão na restauração do ecossistema após a ocorrência de distúrbios. Vários estudos mostram o papel dos bancos de sementes no estabelecimento de espécies exóticas, mesmo em condições desfavoráveis de crescimento (PYŠEK et al., 2015; GIORIA; PYŠEK, 2016, 2017).

Em monoculturas de espécies arbóreas exóticas, como é o caso do gênero *Pinus*, o banco de sementes no solo é dominado por espécies herbáceas e outras espécies pioneiras características de formações iniciais de sucessão ecológica (GONÇALVES et al. 2008; NÓBREGA et al. 2009). Para avaliar invasão biológica a longo prazo, a análise do banco de sementes é a técnica mais utilizada para analisar a presença de sementes abaixo do solo, sendo possível prever a velocidade e magnitude de sua germinação e, conseqüentemente, invasão em áreas naturais protegidas (GIORIA et al., 2020).

2.3.2 Chuva de sementes

Meio mais comum de colonização de plantas, a dispersão de sementes é uma forma adotada para que as sementes encontrem novas áreas afim de evitar competição local, herbivoria ou patógenos, aumentando assim a porcentagem de germinação e sobrevivência da espécie. Pesquisas sobre chuva de sementes auxiliam na compreensão do efeito da estacionalidade na

deposição de sementes, sobre síndrome de dispersão, e também fornece informações a respeito da dinâmica das comunidades (MORAIS et al., 2022).

A chuva de sementes refere-se à quantidade de sementes que são dispersas pelo vento ou pela fauna dispersora em um determinado período de tempo. Coletores de sementes são utilizados por pesquisadores para avaliar quais espécies estão sendo dispersas num determinado ambiente. Quando se trata de espécies exóticas invasoras, como *Pinus*, os coletores de sementes fornecem dados quantitativos ao pesquisador, sendo possível avaliar o potencial de invasão biológica da espécie (CALDATO et al., 1996; MORAES, 2012; RICARDO; SIMINSKI; REIS, 2021).

A dispersão das sementes pode ser classificada de acordo com o meio que a semente é transportada da planta-mãe em direção ao solo, podendo ser zoocórica (por animais), anemocoria (pelo vento), autocórica (por mecanismos de autodispersão ou gravidade). A forma que a planta utiliza geralmente depende do ambiente que a mesma está inserida e também com fatores como velocidade do vento, temperatura, luminosidade, localização e o tamanho de clareiras (LIMA et al., 2021)

Em ecossistemas naturais, a chuva de sementes pode determinar a população, levando em consideração propágulos provenientes de vegetação externa ou aérea, avaliando o potencial de dispersão das espécies do ambiente e sua relação com a planta mãe. Desta forma, a chuva de sementes é um dos métodos de avaliação da estrutura e organização das comunidades vegetais, podendo prever técnicas de manejo e conservação do ecossistema natural, assim como de técnicas que dificultem a regeneração de espécies exóticas (BECHARA; REIS; TRENTIN, 2014; GONÇALVES et al., 2021; RICARDO; SIMINSKI; REIS, 2021).

Técnicas nucleadoras são utilizadas para avaliar o banco e a chuva de sementes, com o objetivo de analisar o processo de regeneração natural de áreas que passaram por degradação ambiental por ações ambientais e/ou antrópicas (RODRIGUES; BRANCALION; ISERNHAGEN, 2009). A regeneração natural depende de vários fatores, sendo que a dispersão de sementes é um dos que mais impactam o processo pois, deve-se levar em consideração a fenologia da semente, a distância da planta mãe e a fonte dispersora (vento/fauna). No caso das pináceas, como o gênero *Pinus*, as sementes podem ser dispersas pelo vento entre 25 a 100 km da planta mãe. No caso das pináceas, como o gênero *Pinus*, as sementes podem ser dispersas pelo vento entre 25 a 100 km da planta mãe (CALLEGARO et al., 2015; FOCKINK et al., 2020; RICARDO; SIMINSKI; REIS, 2021).

2.3.3 Cobertura do solo

A cobertura do solo é um componente importante para o sombreamento do solo, ciclagem de nutrientes, reduz e evita variações extremas na temperatura do solo e também contribui no processo de infiltração, retenção e evaporação de água no solo, proporcionando sombreamento, ciclagem de nutrientes, equilíbrio no microclima, reduz a erosão causada pela chuva, entre outras funções (PÉRTILE et al., 2020; SOUZA e SANTOS, 2017; MORICONI et al., 2021). Segundo Silva (2020), a cobertura do solo tem função importante no ecossistema visto que está diretamente relacionada com a disponibilidade de recursos alimentares e nichos ecológicos.

A cobertura adiciona ao solo carbono e nitrogênio, como plantas gramíneas nativas são utilizadas para ação agregadora prolongada, entretanto, plantas invasoras tem efeito negativo em uma área degradada. Com isso, práticas de manejo em plantio de *Pinus* são fundamentais, devido ao fato de promover a qualidade estrutural e suscetibilidade a erosão do solo (MOURA, 2008; SANQUETTA et al., 2013; WENDLING et al., 2012).

Em ecossistemas naturais, quando há alterações na cobertura vegetal, devido às ações antrópicas e/ou ambientais, há interferência na comunidade da biota edáfica por haver espécies de alta sensibilidade, muito utilizadas em pesquisas como bioindicadores de qualidade do solo (PARRON et al., 2015). Desta forma, qualquer ação realizada na cobertura vegetal/ambiente, nas condições físicas, químicas e biológicas do solo, dependendo da intensidade do impacto pode reduzir a diversidade da fauna edáfica e, conseqüentemente, na ciclagem de nutrientes e disponibilidade de recursos às plantas (SOUZA e SANTOS, 2017).

2.4 FAUNA EDÁFICA, FUNÇÕES ECOLÓGICAS E SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS

2.4.1 Indivíduos da fauna edáfica

A fauna edáfica é constituída por organismos invertebrados associados à vários processos ecológicos importantes que auxiliam na regulação e equilíbrio do solo (e.g., processo de decomposição da matéria orgânica). A classificação mais utilizada para esses organismos é de acordo com seus hábitos alimentares e principalmente pelo tamanho corporal (Tabela 1) (MOREIRA; HUISING; BIGNELL, 2010).

Esses organismos são classificados em microfauna (e.g., tamanho corporal entre 4 e 100 μm), a mesofauna (e.g., tamanho corporal entre 100 μm e 2 mm) e a macrofauna (e.g., tamanho corporal entre 2 e 20 mm). A mesofauna do solo inclui vários grupos tróficos importantes que são cada vez mais reconhecidos por afetar a competição de plantas, alguns deles podem melhorar a mineralização de nutrientes, aumentando assim a absorção de nutrientes pelas plantas (DIONÍSIO et al., 2016; SOUZA; SANTOS, 2018; CASARIL et al., 2019; JIN et al., 2022).

Podem ser classificados de acordo com o critério trófico, através das funções específicas desempenhadas por eles (e. g., herbivoria, predação e decomposição da matéria orgânica), ou seja, os organismos são divididos em grupos funcionais no ecossistema, tais como engenheiros de ecossistemas, transformadores de serapilheira, predadores, saprófagos e parasitas (Tabela 1) (AQUINO, 2006). Para a amostragem de indivíduos de fauna edáfica, pode ser utilizado o método de Anderson e Ingram (1989).

Desta forma, a fauna edáfica é considerada bioindicadora de qualidade do solo devido a direta relação com a composição química do solo (GÓES et al., 2021; SILVA et al., 2021). Testes realizados com minhocas, engenheiras de ecossistemas, em plantios de *Pinus elliottii* Engelm., apresentaram comportamento de fuga devido a alteração de pH e liberação componentes químicos, como tanino e lignina das acículas, no solo. Todavia, a decomposição da matéria restringe basicamente a fungos e bactérias, resultando no acúmulo de serapilheira no solo e inibição da fauna edáfica, esta que não consegue triturar as acículas por não ser palatável aos organismos transformadores de serapilheira.

Tabela 1. Grupos funcionais-chave da biota do solo

Item	Descrição	Atividade desenvolvida
1.	Produtores primários (vegetais superiores e inferiores)	Organismos fotossintéticos que assimilam o dióxido de carbono do ar, penetram no solo com o sistema radicular e translocam compostos orgânicos sintetizados acima do solo.
2.	Herbívoros	Animais que consomem e digerem parcialmente os tecidos vivos de plantas, incluindo as brocas de tronco e os sugadores de seiva.
3.	Engenheiros do ecossistema (macrofauna, tais como cupins e minhocas)	Organismos que têm um forte impacto sobre o solo através do transporte de solo, construções de estrutura de agregados e formação de poros – assim como também influenciam a ciclagem de nutrientes. Pode incluir predadores (muitas formigas).

4.	Transformadores de serapilheira (muitos organismos da macrofauna e mesofauna, mas alguns da microfauna)	Invertebrados que se alimentam dos detritos de matéria orgânica condicionada microbialmente e que trituram esse material (fragmentação), fazendo-o mais acessível aos decompositores, ou promovendo o crescimento microbiano nas fezes pelletizadas. Essa atividade pode ser desempenhada em muitas escalas espaciais.
5.	Decompositores (por exemplo, fungos e bactérias degradadores de celulose)	Microorganismos que possuem as enzimas degradadoras de polímeros que são responsáveis pela maior parte do fluxo de energia na teia alimentar de decomposição.
6.	Predadores (muitos organismos da macrofauna e mesofauna)	Animais que regulam os herbívoros, os engenheiros do ecossistema, os transformadores de serapilheira, os decompositores e os microrreguladores através da predação.
7.	Microrreguladores (por exemplo, muitos organismos da microfauna, como nematoides)	Animais que regulam os ciclos de nutrientes através de herbivoria e outras interações com os microorganismos decompositores.
8.	Microsymbiontes (por exemplos, fungos micorrízicos e bactérias nodulíferas em leguminosas)	Microorganismos associados com as raízes de plantas que melhoram a assimilação de nutrientes.
9.	Pragas e doenças de solo (por exemplo, fungos patogênicos, invertebrados pragas)	Espécies de controle biológico (predadores, parasitoides e hiperparasitas de pragas e doenças) podem ser incluídas.
10.	Transformadores procarióticos	Archaea e bactéria executando transformações específicas de carbono (metanotrofia, por exemplo) ou de nutrientes tais como N, S ou P (nitrificação, fixação de nitrogênio).

Fonte: Moreira, Huising e Bignell (2010).

Conhecer as características dos macroartrópodes do solo é essencial para compreender como eles estão relacionadas a sua amostragem e com os tratamentos aplicados nas áreas. Os artrópodes da Ordem Protura são pequenos, delicados, pálidos, quase não pigmentados, podendo chegar apenas a 2.5 mm. São encontrados no solo, musgos e folhiços e se alimentem de matéria vegetal em decomposição e fungos, sendo que algumas espécies se alimentam de micorrizas de fungos. Fazem parte da mesofauna do solo, e são encontrados em áreas úmidas que apresentam crescimento de vegetação ou na presença de matéria orgânica apodrecida (OVERAL; PAPAVERO, 2002) mas, por mais que estão classificados como mesofauna, foi possível visualizar estes indivíduos a olho nu neste estudo.

Os Opiliones vivem comumente debaixo de troncos, pedras, serapilheira, folhas e em raízes (KURY; PINTO-DA-ROCHA, 2002) e possuem baixa capacidade de dispersão, alto grau de endemismo e sensibilidade às mudanças ambientais, também participam da ciclagem da matéria orgânica do solo, visto que muitas espécies possuem o hábito alimentar detritívoro. Os

opiliões são importantes nos ecossistemas pela sua capacidade de modificarem o ambiente-solo, contribuindo para acelerar o processo de decomposição da matéria orgânica e, conseqüentemente, na ciclagem de nutrientes (SANTOS, 2016).

Os Coleopteras são os insetos popularmente conhecidos como besouros e podem ser encontrados em quase todos os ambientes. A maioria das espécies são fitófagas (e.g., se alimentam de praticamente todas as partes da planta – raiz, folhas, flores frutos e pólen), entretanto podem ser necrófagas (carriça), coprófagas (excrementos), predadoras, parasitas ou podem ainda infestar produtos de origem animal ou vegetal armazenados (LAWRENCE; BRITTON, 1991; COSTA; IDE, 2006; CASARI; IDE, 2012).

Os membros da Ordem Haplotaenida possuem uma grande importância ecológica. É uma ordem de anelídeos que são encontrados em habitats variados, podendo ser avistadas em diversos ambientes terrestres e regiões de água doce ou salgada, e até mesmo em neves de geleiras. Atuam como engenheiros ecossistêmicos, a partir da escavação de galerias embaixo da terra, que permite o transporte mais fácil de água e gases, ao diminuir a agregação e aumentar a porosidade pedológica do solo, levando a uma disponibilidade maior de matéria orgânica no mesmo (Jones et al., 1997; Jouquet et al., 2006).

Na Ordem Diptera estão incluídas as moscas, mosquitos, varejeiras, pernilongos, borrachudos e mutucas. São conhecidas aproximadamente 153 mil espécies distribuídas em 160 famílias em todo o mundo. São holometábolos, ocupam diversos nichos alimentares, podendo ser parasitas, hematófagos, predadores, além de se alimentarem de folhas, frutos, flores, néctar e outras substâncias açucaradas. Muitos dípteros desempenham importante papel ecológico, especialmente como inimigos naturais de vários organismos (CARVALHO et al., 2012).

A ordem Araneae é o segundo maior grupo dentre os aracnídeos e o sétimo dentre os artrópodes, com 38.663 espécies incluídas em 110 famílias e tem distribuição natural em todos os continentes e ocorrência em praticamente todos os tipos de habitats terrestres. Elas são predadoras e, por esse motivo, são muito importantes no controle de diversas populações (INDICATTI et al., 2005).

Os insetos da Ordem Hemiptera são conhecidos como percevejos, barbeiros, baratas d'água, cigarras, cigarrinhas, pulgões, cochonilhas e mosca-branca. São insetos hemimetábolos, podendo ser terrestres, aquáticos ou semiaquáticos. A maioria dos hemípteras são fitófagos, utilizando suas peças bucais para sugar principalmente seiva do floema, porém alguns alimentam-se de outros insetos ou mesmo de pequenos vertebrados (GRAZIA et al., 2012).

Os membros da Ordem Diplopoda são animais terrestres, sendo encontrados vivendo em locais como rochas, cascas de árvore, troncos e embaixo de folhas, geralmente evitando a luz direta. Algumas espécies são encontradas em cavernas. Destaca-se sua atividade fragmentadora da serrapilheira, a qual promove a estimulação da atividade microbiana e exerce influência indireta no fluxo de nutrientes. A maioria das espécies é herbívora, alimentando-se preferencialmente de vegetais em decomposição (CÂMARA, 2020; INIESTA et al., 2021).

Conhecendo um pouco sobre os indivíduos da fauna edáfica, também responsáveis pelo processo de bioturbação, que envolve a movimentação de partículas e agregados do solo através da atuação da fauna edáfica, mais especificamente a meso e macrofauna. Ao se deslocar, os organismos (e. g., engenheiros do ecossistema, transformadores de serapilheira) acabam dispersando a matéria orgânica presente no solo e criando galerias que facilitam a infiltração e retenção de água, estruturação e porosidade do solo. Sendo assim, esse processo é essencial para a manutenção e estabilidade do ecossistema solo (PARRON et al., 2015).

Este processo também ocorre através das raízes das plantas. Para crescer, as raízes exercem uma pressão no solo, “empurrando” o solo e fazendo a movimentação das partículas e agregados ali presentes. Entretanto, as raízes possuem menos influência na construção de poros no solo em relação aos organismos da fauna edáfica (e. g., minhocas). Os organismos da fauna edáfica podem deslocar cerca de 100kg m² por ano de solo, auxiliando na porosidade, contudo, as raízes das plantas podem deslocar apenas cerca de 1kg m² por ano em regiões temperadas. Deste modo, não podemos negar que o processo de bioturbação é muito importante para o solo, principalmente quando realizado pela fauna edáfica, revelando sua extrema importância para a manutenção do ecossistema solo (RUIZ; SCHYMANSKI, 2015).

A transformação da serapilheira é feita por organismos invertebrados chamados de transformadores de serapilheira (e. g. Coleópteros, Isopódos Thysanura), pertencentes à macrofauna. Esse processo é a consequência da ação biológica natural desses indivíduos ao se alimentarem da cobertura vegetal morta do solo, e acontece através da mastigação e movimentação do material triturado. Este processo é essencial para o processo de ciclagem de nutrientes, uma vez que auxilia na fragmentação da serapilheira tornando-a mais acessível aos microrganismos decompositores, facilitando e agilizando a decomposição da matéria orgânica que irá retornar ao solo, iniciando um novo ciclo de deposição e absorção de matéria orgânica (MOREIRA; HUISING; BIGNELL, 2010; BEZERRA e ANDRADE, 2022).

2.4.2 Transporte e exumação de sementes

A fauna edáfica desempenha vários processos ecológicos essenciais para a manutenção de um ecossistema, um desses processos é o transporte de sementes no solo (SOUZA; SANTOS, 2018), papel desempenhado principalmente por engenheiros do ecossistema (*Hymenoptera formicidae*). Esse processo ocorre geralmente com as sementes de plantas que produzem um corpo gorduroso ao redor de suas sementes, chamado de elaiossomo. As formigas são atraídas pelo elaiossomo, que carregam a semente até o ninho, mas durante esse processo algumas sementes podem ser perdidas pelas formigas. Através desse processo, as formigas acabam influenciando na dispersão de sementes e no processo reprodutivo das plantas (LEAL, 2003; MARTINS, 2020).

Além disso, a fauna edáfica tem influência nas propriedades físicas do solo através do processo de bioturbação (e.g. formação de caminhos), contribuindo com a infiltração da água no solo. Ao se deslocarem, esses organismos acabam movimentando partículas e agregados presentes no solo, favorecendo o transporte (e.g. exumação) de sementes no solo. Este processo influencia na germinação de sementes, uma vez que a camada de serapilheira é uma barreira física para que banco de sementes germinem. Desta forma, a fauna edáfica proporciona às sementes contato com a luz, auxiliando na quebra de dormência e germinação (CÓRDOVA; CHAVES; MANFREDI-COIMBRA, 2009).

A herbivoria é uma relação ecológica desarmônica que ocorre quando um animal (neste caso, um invertebrado) se alimenta dos tecidos vivos de um vegetal causando danos em seus tecidos, em alguns casos pode até levar a morte da planta. Os herbívoros não fitófagos (e.g. Orthoptera, Thysanoptera, Coleoptera, Hymenoptera e larvas em geral) possuem um aparelho bucal mastigador, o que auxilia na trituração e ingestão dos tecidos vegetais. Em plantações agrícolas ou em áreas degradadas, a abundância desses indivíduos pode causar sérios danos à produtividade vegetal, pois muitos se alimentam exclusivamente das folhas, sendo este um órgão essencial para a sobrevivência da planta, pois é nela que ocorre a fotossíntese, principal processo de obtenção de energia dos vegetais. Em contrapartida, em florestas fechadas dificilmente haverá morte de plantas causadas pela herbivoria, uma vez que os herbívoros estariam inseridos dentro de um ecossistema equilibrado onde haveria predadores fazendo o controle biológico de populações (PARRON et al., 2015; SOUZA e SANTOS, 2018; SILVA, MELO JÚNIOR e SILVA, 2022).

2.5 PROPRIEDADES QUÍMICAS DO SOLO

2.5.1 Ilhas de fertilidade x Deposição de acículas de *Pinus*

A formação de ilhas de fertilidade (IFs) tem como objetivo regular o funcionamento dos ecossistemas, evitando estresse hídrico, transformando a matéria orgânica em disponibilidade de nutrientes, como nitrogênio, carbono e fósforo, por exemplo, favorecendo a produtividade no ambiente. Emeterio et al. (2021) define IF como pontos com alto teor de matéria orgânica e nutrientes devido a um aumento na entrada de recursos em uma determinada área. Nyenda et al. (2022) afirmam que o conceito de ilha de fertilidade está geralmente associado a manchas de vegetação conhecidas por promover a melhoria do substrato local, criando melhores pools de recursos e propriedades físico-químicas na rizosfera ou nas suas proximidades quando comparadas com as áreas nuas adjacentes a elas.

Em ecossistemas naturais, o fechamento do dossel também contribui com a diminuição da temperatura atmosférica e do solo, reduzindo a perda de água por evaporação (podendo aumentar por transpiração) e aumentando a deposição de serapilheira, e um aumento considerável da qualidade do solo para a cobertura vegetal e fauna edáfica. Todavia, a interação entre solo-planta é um fator determinante na qualidade das ilhas e dos seres vivos que fazem parte deste ambiente. Fora das ilhas de fertilidade, o solo apresenta menor qualidade e maior condição de estresse, ou seja, solos pobres em nutrientes em áreas abertas, não sendo um atrativo para a fauna edáfica e não contribuindo com a produtividade da cobertura vegetal (INIESTRA et al., 2017).

A serapilheira de florestas nativas pode promover ilhas de fertilidade de nitrogênio no solo. Esse processo resulta da disponibilidade e concentração de nitrogênio foliar, o qual produz serapilheira de fácil decomposição, resultando numa maior disponibilidade de nutrientes no solo. Em outro cenário, em silvicultura de *Pinus*, devido à alta relação entre carbono e nitrogênio, acaba formando espessas camadas de serapilheira, inibindo o desenvolvimento de plantas, e acaba afastando a fauna edáfica devido a liberação de compostos das acículas (FOCKINK et al., 2020; OSBORNE et al., 2020).

O acúmulo de acículas de *Pinus* no solo impede a regeneração e desenvolvimento da cobertura vegetal, pois além da barreira física, esgota o estoque de nitrogênio no solo e aumenta os níveis de carbono no solo, não atraindo a biota edáfica e, conseqüentemente, causando

desequilíbrio no ecossistema (GIWETA, 2020; MACKENZIE; DIETRICH, 2020; ORTIZ, 2015; STIRLING, 2020; VÁZQUEZ-OCHOA et al., 2020).

2.5.2 Qualidade do solo

Existem diversos indicadores para monitoramento do sucesso de um processo de restauração ambiental, dentre os quais podemos citar os relacionados a vegetação como estrutura, riqueza e diversidade de plantas. Um indicador pouco utilizado são os relacionados a qualidade do solo (NOLAN et al., 2021; FOCKINK et al., 2022). Apesar disso, Cabreira et al. (2021) sugerem que para avaliar a eficácia de estratégias em programas de restauração florestal, é fundamental monitorar a qualidade ambiental, principalmente fatores relacionados à qualidade do solo.

O solo possui diversas funções essenciais em um ecossistema, pois atua como o principal meio de sobrevivência e crescimento das plantas, regula o fluxo de água nas paisagens terrestres, modifica a atmosfera, é a base para ciclagem de nutrientes e energia e, serve de habitat para diversas espécies. Além disto, os atributos químicos do solo influenciam fortemente as probabilidades de estabelecimento e o crescimento das plantas e, conseqüentemente, a estrutura das florestas (NAKASATO, 2022).

A qualidade do solo é influenciada pela composição da fauna edáfica, onde sua função baseia-se em disponibilizar alimento e sustentação para o desenvolvimento da cobertura vegetal. Nesse processo, a mesofauna influencia na composição física, química e biológica do solo. Quanto às propriedades físicas, esses indivíduos são responsáveis pela aeração do solo, contribuindo com a porosidade e umidade. A composição química e pH do solo depende da macrofauna para a transformação da matéria orgânica, promovendo a ciclagem de nutrientes, liberando nitrogênio, fósforo, potássio e demais elementos no solo. Além disso, a fauna edáfica é responsável pelas propriedades biológicas, através de interações mutualísticas e controle de atividades microbianas, lembrando que as plantas precisam de solos bem estruturados para garantir a composição florística e produtividade no ecossistema (WENDLING et al., 2012; SOUZA; SANTOS, 2017).

Em ecossistemas que mantêm em seu estado natural, a composição química, física e biológica do solo permanece em equilíbrio, mantendo a porosidade, densidade, permeabilidade e agregação adequada, entretanto segundo Paula et al. (2021) os modelos de restauração florestal apresentaram maior armazenamento de carbono orgânico no solo quando comparados

a áreas de cultivo e terra nua. Em outro cenário, de caráter antrópico, tais como plantio direto ou florestal, como a silvicultura de *Pinus taeda*, o solo é submetido a fatores de produção, os quais levam à perda da qualidade do solo, reduzindo a atividade biótica e, conseqüentemente, o aumento da densidade, compactação, impermeabilidade e ciclagem de nutrientes (WENDLING et al., 2012).

Em áreas de *Pinus taeda*, por ser um ambiente homogêneo, acaba selecionando baixa diversidade de fauna edáfica, sendo que determinadas espécies de insetos, como besouros do gênero *Dendroctonus*, acabam sendo uma ameaça aos plantios, devido sua alta relação aos processos biológicos, não tendo relações diretas com as propriedades químicas do solo (VÁZDEZ-OCHOA et al., 2020).

Através da disponibilidade de matéria orgânica, a qual pode ser realizada com a transposição de solo fértil em áreas degradadas, promove-se a fertilização do solo, desenvolvendo as raízes das plantas e a ciclagem de nutrientes, crescimento da biota e estruturação do solo. Esse processo favorece o plantio de espécies arbóreas nativas em áreas que estão em processo de restauração florestal, pois traz condições físicas, químicas e biológicas adequadas para seu desenvolvimento (PÉRTILE et al., 2020).

2.5.2.1 Propriedades químicas do solo x Nucleação

A nucleação, a qual consiste num conjunto de técnicas nucleadoras, melhora a qualidade química do solo, pois, com a transposição de solo oriundo de floresta em estágio sucessional avançado, com alto teor de matéria orgânica, se incorpora ao solo da área degradada, a qual é pobre em nutrientes e acaba recebendo um impulso para a ciclagem de nutrientes. A composição da matéria orgânica interfere diretamente no ciclo de nutrientes, ou seja, alterações químicas estão correlacionadas às condições ambientais, ao ciclo biogeoquímico e à resposta da comunidade biótica no solo (RUE et al., 2020). Os princípios da nucleação auxiliam na retomada de funções e processos ecológicos das áreas em recuperação, facilitando e acelerando o processo de sucessão ecológica, refazendo os diversos nichos ecológicos, tanto da fauna quanto da flora, aos quais os organismos se associam (SILVA; POLIS, 2022).

Outros métodos utilizados na nucleação, como a aglomeração de galharias, também interfere nas propriedades químicas do solo por disponibilizar fonte de matéria orgânica, estimulando o surgimento e abundância da comunidade detritívora, aumentando o potencial de

ciclagem de nutrientes no solo. Desta forma, o conjunto de métodos nucleadores, visam estimular a biota do solo, a qual é responsável por realizar a ciclagem biogeoquímica, disponibilizando nutrientes no solo, contribuindo diretamente no processo de regeneração natural de áreas degradadas (EMBRAPA, 2020; MARAN; WEINTRAUB; PELINI, 2020; DUARTE, 2021).

A aglomeração de galharias e implantação de poleiros artificiais, também tem um importante papel na nucleação por atrair fauna dispersora, principalmente aves, morcegos, répteis e anfíbios. Conseqüentemente, as fontes dispersoras de sementes interferem na composição do solo, pois ao identificar o banco de sementes do solo é possível classificar a forma de dispersão, através de critérios morfológicos da semente, ela pode ser dispersa por animais (zoocórica), pelo vento (anemocóricas), ou se auto dispersar (autocóricas), além de identificar a origem da semente quanto sua forma de vida, através do fluxo gênico (COSTA et al., 2020; SAGARIO et al., 2020).

Todavia, a biota do solo (macrofauna) se envolve em todos os processos do ecossistema, sendo fundamentais na dispersão de sementes que estão presentes no solo, além de contribuir na disponibilidade hídrica, formação de galerias, redução da compactação do solo, decomposição da matéria orgânica e promovendo melhor estruturação do solo (SOUZA; SANTOS, 2018; SILVA, MELO JÚNIOR e SILVA, 2022).

REFERÊNCIAS

ACR, Associação Catarinense de Empresas Florestais. **Anuário Estatístico de base florestal para o Estado de Santa Catarina 2016** (Ano base 2015). Lages, 2016.

AERTS, R.; EWALD, M.; NICOLAS, M.; PIAT, J.; SKOWRONEK, S.; LENOIR, J.; HATTAB, T.; GARZÓN-LÓPEZ, C. X.; FEILHAUER, H.; SCHMIDTLEIN, S.; ROCCHINI, D.; DECOCQ, G.; SOMERS, B.; KERCHOVE, R. V.; DENEFF, K.; HONNAY, O. Invasion by the Alien Tree *Prunus serotina* Alters Ecosystem Functions in a Temperate Deciduous Forest. **Frontiers in Plant Science**. V.8 p.179. 2017.

AHMAD, R., KHUROO, A. A., HAMID, M., RASHID, I. Plant invasion alters the physico-chemical dynamics of soil system: insights from invasive *Leucanthemum vulgare* in the Indian Himalaya. **Environ Monit Assess**. 191 (Suppl 3): 792. 2019.

ALMEIDA, D. S. Recuperação ambiental da mata atlântica. 3. ed. Ilhéus: **Editus**, 2016. 200p.
ANDERSON, J. M.; INGRAM, J. S. I. Tropical Soil Biology and Fertility. **Soil Science**, p. 21, 1989.

AQUINO, A. M. **Fauna do Solo e sua Inserção na Regulação Funcional do Agroecossistema**. p. 47–76, 2006.

ARAUJO-JUNIOR, C. F.; GUIMARÃES, P. T. G.; DIAS, M. S.; ALCÂNTARA, E. N.; MENDES, A. D. R. Alterações nos atributos químicos de um Latossolo pelo manejo de plantas invasoras em cafeeiros. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 6, p. 2207–2217, 2011.

BARBOSA, V.; BARRETO-GARCIA, P.; GAMA-RODRIGUES, E.; DE PAULA, A. Biomassa, carbono e nitrogênio na serapilheira acumulada de florestas plantadas e nativa. **Floresta e Ambiente**, v. 24, p. 1–9, 2017.

BARGOENA, L. R.; CAVALHEIRO, A. L.; BIANCHINI, E. Banco de sementes em reflorestamento, borda e interior de remanescente de floresta estacional semidecidual no sul do Brasil. **Iheringia, Série Botânica**, v. 75, p. 11, 2020.

BEAR, R. **Principles of Biology**. 2022. Disponível em: <https://cnx.org/contents/24nI-KJ8@24.18:ySSSOHNm@5/Studio-Biology-What-is-it>. Acesso em: 06 jul. 2022.

BECHARA, F. C. **Restauração ecológica de restingas contaminadas por *Pinus* no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC**. Dissertação de Mestrado (Programa de Pós Graduação em Biologia Vegetal da Universidade Federal de Santa Catarina). Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2003.

BECHARA, F. C. Unidades Demonstrativas de Restauração Ecológica através de Técnicas Nucleadoras: Floresta Estacional Semidecidual, Cerrado e Restinga. **Flora**, p. 249, 2006.

BECHARA, F. C.; CAMPOS FILHO, E. M.; BARRETTO, K. D.; GABRIEL, V. A.;

ANTUNES, A. Z.; REIS, A. Unidades Demonstrativas de Restauração Ecológica através de Técnicas Nucleadoras de Biodiversidade. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 5, p. 9–11, 2007.

BECHARA, F. C.; REIS, A.; TRENTIN, B. E. Invasão biológica de *Pinus elliottii* Var. *elliottii* no Parque Estadual do Rio Vermelho, Florianópolis, SC. **Floresta**, v. 44, p. 63–72, 2014.

BEZERRA, C. W. F.; ANDRADE, L. de M. Diversidade da artropodofauna de serapilheira de mata ciliar e caatinga em região semiárida de Pernambuco (Brasil). **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, [S.L.], v. 10, n. 2, p. 149-171, 14 jun. 2022.

BORGERT, M. A. **Efeito da invasão biológica e do manejo de *Pinus elliottii* no crescimento de raízes em comunidades vegetais de restinga no Sul do Brasil**. 2021. 41 f. TCC (Graduação) - Curso de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2021.

BOURSCHEID, K.; REIS, A. Dinâmica da invasão de *Pinus elliottii* Engelm. em restinga sob processo de restauração ambiental no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC. **Revista Biotemas**. v. 23, n. 2, p. 23–30, 2010.

BRASIL. Espécies Exóticas Invasoras: Situação Brasileira. **Secretaria de Biodiversidade e**

Florestas. Brasília: MMA, p. 24, 2006.

BRASIL. **Instrução Normativa IBAMA Nº 04, de 13 de abril de 2011**. Disponível em: <<http://www.ctpconsultoria.com.br/pdf/Instrucao-Normativa-IBAMA-04-de-13-04-2011.pdf>>. Acesso em: 24 fev. 2020.

CALDATO, S. L.; FLOSS, P. A.; CROCE, D. M.; LONGHI, S. J. Estudo da regeneração natural, banco de sementes e chuva de sementes na reserva genética florestal de Caçador, SC. **Ciência Florestal**, v. 6, n. 1, p. 27, 1996.

CALLEGARO, R. M.; LONGHI, S. J.; ANDRZEJEWSKI, C.; ARAUJO, M. M. Regeneração natural de espécies arbóreas em diferentes comunidades de um remanescente de floresta ombrófila mista. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.45, n.10, p.1795-1801. 2015.

CÂMARA, Y. B. **Aporte, acúmulo e decomposição de serapilheira em três fragmentos de mata atlântica com diferentes estágios de regeneração**. Dissertação de Mestrado (Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais) da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Unidade Acadêmica Especializada em Ciências Agrárias, Macaíba, RN. 2020.

CARVALHO, C. J. B. DE; RAFAEL, J. A.; COURI, M. S.; SILVA, V. C. Diptera Linnaeus, 1758. In: RAFAEL, J. A.; MELO, G. A. R.; CARVALHO, C. J. B. de; CASARI, S. A.;

CONSTANTINO, R. (Eds.). **Insetos do Brasil: diversidade e taxonomia**. Ribeirão Preto: Holos Editora, 2012. p. 701-743.

CASARI, A. S.; IDE, S. Coleoptera Linnaeus, 1758. In: RAFAEL, J. A.; MELO, G. A. R.; CARVALHO, C. J. B. de; CASARI, S. A.; CONSTANTINO, R. (Ed.). **Insetos do Brasil: diversidade e taxonomia**. Ribeirão Preto: Holos Editora, 2012. p. 453-536.

CASARIL, C. E.; FILHO, L. C. I. O.; SANTOS, J. C. P.; ROSA, M. G. Fauna edáfica em sistemas de produção de banana no Sul de Santa Catarina. **Rev. Bras. Cienc. Agrar.**, Recife, v.14, n.1, 2019.

CBD, Convention on Biological Diversity. **Secretariado da Convenção sobre Diversidade Biológica**. Brasília: MMA. 2002.

CHAZDON, R. L. **Renascimento de florestas: regeneração na era do desmatamento**. 430 p. São Paulo: Oficina de Textos, 2016.

CÓRDOVA, M.; CHAVES, C. L.; MANFREDI-COIMBRA, S. Fauna do solo x vegetação: estudo comparativo da diversidade edáfica em áreas de vegetação nativa e povoamentos de *Pinus sp.* **Geoambiente On-line**, v. 0, n. 12, p. 30–41, 2009.

COSTA, C.; IDE, S. Coleoptera. In: COSTA, C.; IDE, S.; SIMONKA, C. E. (Ed.). **Insetos imaturos: metamorfose e identificação**. Ribeirão Preto; Holos, 2006. p. 107-146.

COSTA, P. F.; PEREIRA, Z. V.; FERNANDES, S. S. L.; FRÓES, C. Q.; SANTOS, B. S.; BARBOSA, T. O. Banco de sementes do solo em áreas restauradas no sul do estado de Mato Grosso do Sul – MS. **Ciência Florestal**, v. 30, n. 1, p. 104–116, 2020.

DECHOUM, M. de S.; SAMPAIO, A. B.; ZILLER, S. R.; ZENI, R. D. Invasive species and the Global Strategy for Plant Conservation: How close has Brazil come to achieving Target 10? **Rodriguesia**, v. 69, n. 4, p. 1567-1576, 2018.

DECHOUM, M. S.; ZILLER S. R. Métodos para controle de plantas exóticas invasoras. **Biotemas**, 26 (1), 69-77, 2012.

DIONÍSIO, J. A.; PIMENTEL, I. C.; SIGNOR, D.; PAULA, A. M.; MACEDA, A.; MATTANA, A. L. **Guia prático de biologia do solo**. Curitiba: SBCS/NEPAR, 152 p. 2016.

DOURADO, Á. A.; DAMASCENO, C. S. C.; BARBOSA, I. G.; SILVA, G. C. da; MARINO, Márcia Thelma Rios Donato. Impactos antrópicos no ecossistema manguezal da praia de Requenguela, no município de Icapuí – CE. **Práticas Educativas, Memórias e Oralidades - Rev. Pemo**, [S.L.], v. 3, n. 3, p. 1-17, 11 out. 2021. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.47149/pemo.v3i3.7176>>. Acesso em: 05 jul. 2022.

DUARTE, D. J. **RECUPERAÇÃO DE ÁREA DEGRADA: EXPERIÊNCIA COM IMPLEMENTAÇÃO DO PROJETO DE NUCLEAÇÃO**. 2021. 49 f. TCC (Graduação) - Curso de Agronomia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2021.

ELEUTÉRIO, W. J. **ESTUDO PARA RECUPERAÇÃO DE ÁREA DEGRADADA POR MINERAÇÃO EM PROCESSO DE INVASÃO POR LEUCAENA LEUCOCEPHALA (LAM.) DE WIT E O SEU CONTROLE**. 2021. 117 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Sustentabilidade e Tecnologia Ambiental, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Minas Gerais, Bambuí, 2021.

EMBRAPA, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Estratégias de recuperação: nucleação**. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/codigo-florestal/nucleacao>>. Acesso em: 20 mar. 2020.

EMETERIO, L. S.; DURÁN, María; MÖGICA, Leire; JIMÉNEZ, Juan J.; CANALS, Rosa Maria. Relating the spatial distribution of a tall-grass to fertility islands in a temperate mountain grassland. **Soil Biology And Biochemistry**, [S.L.], v. 163, p. 108455, dez. 2021. Elsevier BV. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108455>>. Acesso em: 03 jul. 2022.

FABRICANTE, J. R.; ARAÚJO, K. C. T. de; ANDRADE, L. A. de; FERREIRA, J. V. A. Invasão biológica de *Artocarpus heterophyllus* Lam. (Moraceae) em um fragmento de Mata Atlântica no Nordeste do Brasil: impactos sobre a fitodiversidade e os solos dos sítios invadidos. **Acta Botanica Brasilica**, [S.L.], v. 26, n. 2, p. 399-407, jun. 2012. FapUNIFESP (SciELO). Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/s0102-33062012000200015>>. Acesso em 05 set. 2022.

FATMA, Fundação do Meio Ambiente de Santa Catarina. **Plano de Manejo do Parque Estadual Rio Canoas - Encarte 3: Análise da Unidade de Conservação**. p. 134, 2007.

FIDELIS, A.; PIVELLO, V. Deve-se Usar o Fogo como Instrumento de Manejo no Cerrado e Campos Sulinos? **Biodiversidade Brasileira** (2011) Ano I, Nº 2, 12-25.

FOCKINK, G. D.; PECH, T. M.; SILVA, M.; SIMINSKI, A.; NIEMEYER, J. C. Influence of aciculas deposition on natural regeneration in sub-woods of *Pinus taeda* L. forest stand. **Floresta**, v. 50, n. 1, p. 1071–1080, 2020.

FOCKINK, G. D.; ZANGALLI, C.; OLIVEIRA, E. de; LUZ, M. de S.; GOES, M. P. de; SILVA, A. C. da; FLORIANI, M. M. P.; NICOLETTI, M. F.; KANIESKI, M. R. Ecological indicators of passive restoration in South Brazil's Atlantic Forest areas with former *Pinus taeda* L. plantations. **Ecological Engineering**, [S.L.], v. 179, p. 106604, jun. 2022. Elsevier BV. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2022.106604>>. Acesso em: 05 jul. 2022.

FRANÇA, A. de C. Susceptibilidade à invasão das Unidades de Conservação federais por espécies exóticas invasoras da flora terrestre. **Agropecuária Científica no Semiárido**, [S.L.], v. 16, n. 3, p. 126, 28 dez. 2020. Agropecuaria Científica no Semiárido. <http://dx.doi.org/10.30969/acsa.v16i3.1268>.

GIORIA, M.; PYŠEK, P. Early bird catches the worm: germination as a critical step in plant invasion. **Biol Invasions**, v. 19, p. 1055–1080, 2017.

GIORIA, M.; PYŠEK, P. The legacy of plant invasions: changes in the soil seed bank of invaded plant communities. **Bioscience**, v. 66, p. 40–53, 2016.

GIORIA, M.; PYŠEK, P.; BASKIN, C. C.; CARTA, A. Phylogenetic relatedness mediates persistence and density of soil seed banks. **Journal of Ecology**, p. 1–11, 2020.

GIWETA, M. Role of litter production and its decomposition, and factors affecting the processes in a tropical forest ecosystem: a review. **Journal of Ecology**. p. 1–9, 2020.

GÓES, Q. R. de; FREITAS, L. da R.; LORENTZ, L. H.; VIEIRA, F. C. B.; WEBER, M. A. Análise da fauna edáfica em diferentes usos do solo no Bioma Pampa. **Ciência Florestal**, [S.L.], v. 31, n. 1, p. 123-144, 15 mar. 2021. Universidad Federal de Santa Maria. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.5902/1980509832130>>. Acesso em: 03 jul. 2022.

GONÇALVES, A. R.; MARTINS, R. C. C.; MARTINS, I. S.; FELFILI, J. M. Bancos de sementes do sub-bosque de *Pinus spp.* e *Eucalyptus spp.* na FLONA de Brasília. **Cerne**, v. 14, p. 23-32, 2008.

GONÇALVES, F. B.; FERREIRA, R. A.; GAMA, Dráuzio Correia; FREITAS, Bruno Antonio Lemos de. Chuva de sementes em remanescente de Caatinga, Porto da Folha, Sergipe, Brasil. **Advances In Forestry Science**, [S.L.], v. 8, n. 1, p. 1279-1290, 1 jul. 2021. Advances in Forestry Science. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.34062/afs.v8i1.10849>>. Acesso em: 02 jun. 2022.

GOSS-SOUZA, D.; MENDES, L. W.; RODRIGUES, J. L. M.; TSAI, S. M. Ecological Processes Shaping Bulk Soil and Rhizosphere Microbiome Assembly in a Long-Term Amazon Forest-to-Agriculture Conversion. **Microbial Ecology**, v. 79, n. 1, p. 110–122, 2020.

GRAZIA, J.; CAVICHIOLI, R. R.; WOLF, R. R. S.; FERNANDES, J. A. M.; TAKIYA, D. M. Hemiptera. Linnaeus, 1758. In: RAFAEL, J. A.; MELO, G. A. R.; CARVALHO, C. J. B.

de; CASARI, S. A.; CONSTANTINO, R. (Ed.). **Insetos do Brasil: diversidade e taxonomia**. Ribeirão Preto: Holos Editora, 2012. p. 347-405.

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

HIGGINS, S. I.; RICHARDSON, D. M. Pine invasions in the southern hemisphere: Modelling interactions between organism, environment and disturbance. **Plant Ecology**, v. 135, n. 1, p. 79–93, 1998.

IBÁ, Indústria Brasileira de Árvores. **Relatório 2019**. 2019. Disponível em: <<https://iba.org/datafiles/publicacoes/relatorios/iba-relatorioanual2019.pdf>>. Acesso em: 01 set. 2020.

INDICATTI, R. P.; CANDIANI, D. F.; BRESCOVIT, A. D.; JAPYASSO, H.F. Diversidade de aranhas (Arachnida, Araneae) de solo na bacia do reservatório do Guarapiranga, São Paulo, São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**, São Paulo, v. 5, n. 1, p. 1-12, 01 fev. 2005.

INIESTA, L. F. M.; BOUZAN, R. S.; RODRIGUES, P. E. S.; ALMEIDA, T. M. DE; OTT, R.; BRESCOVIT, A. D. A preliminary survey and range extension of millipedes species introduced in Brazil (Myriapoda, Diplopoda). **Papéis Avulsos de Zoologia**, [S.L.], 2021, v. 61, p. 1-18. Universidade de São Paulo, Agência USP de Gestão da Informação Acadêmica (AGUIA). Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.11606/1807-0205/2021.61.88>>. Acesso em: 06 jul. 2022.

INIESTRA, D. J. M.; MOSQUEDA, M. C.; ÁLVAREZ, H. O. G.; ARELLANO, N. A. C. Cambios edáficos en islas de fertilidad y su importancia en el funcionamiento de un ecosistema del valle de Tehuacán Puebla, México. **Revista Terra Latinoamericana**, v. 35, n. 2, p. 123, 2017.

ITTO, International Tropical Timber Organization. **ITTO guidelines for the restoration, management and rehabilitation of degraded and secondary tropical forests**. 2002. Disponível em: <<https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/2002-063.pdf>>. Acesso em: 10 mar. 2020.

JIN, H.; CHANG, L.; VAN KLEUNEN, M.; LIU, Y. Soil mesofauna may buffer the negative effects of drought on alien plant invasion. **Journal Of Ecology**, [S.L.], v. 20, n. 1, p. 1-11, 25 jun. 2022. Wiley. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1111/1365-2745.13950>>. Acesso em: 02 jul. 2022.

JONES, C. G.; LAWTON, J. H.; SHACHAK, M. Positive and Negative Effects of Organisms as Physical Ecosystem Engineers. **Ecology**. 78 (7): 1997, pp. 1946–1957. Disponível em: <[https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1997\)078\[1946:PANEOO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1997)078[1946:PANEOO]2.0.CO;2)>. Acesso em: 10 jun. 2022.

JOUQUET, P.; DAUBER, J.; LAGERLÖF, J.; LAVELLE, P.; LEPAGE, M. Soil invertebrates as ecosystem engineers: Intended and accidental effects on soil and feedback

loops. **Applied Soil Ecology**. 32 (2): 2006, pp. 153–164. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2005.07.004>>. Acesso em: 10 jun. 2022.

KLUG, I.; MAFRA, A. L.; FRIEDERICHS, A.; RECH, C.; FERT NETO, J. Atributos químicos do solo em plantios florestais em substituição à vegetação nativa em campos de altitude. **Ciência Florestal**, v. 30, n. 2, p. 279, 2020.

KURY, A. B.; PINTO-DA-ROCHA, R. Opiliones. In: ADIS, J. (Ed.): **Amazonian Arachnida and Myriapoda**. Sofia, Moscow: Pensoft Publishers, 2002. Cap. 4, p. 345 - 362.

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

LEAL, I. R. Dispersão de sementes por formigas na caatinga. **Ecologia e conservação da caatinga**. p. 593–624, 2003.

LEÃO, T. C. C.; ALMEIDA, W. R.; DECHOUM, M.; ZILLER, S. R. **Espécies Exóticas Invasoras no Nordeste do Brasil: Contextualização, Manejo e Políticas Públicas**. Centro de Pesquisas Ambientais do Nordeste e Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental. Recife, PE. 99 p. 2011.

LIMA, A. C. G. de. **DINÂMICA DO ESTOQUE DE CARBONO DE ESPÉCIES ARBÓREAS COM POTENCIAL PARA PRODUÇÃO ENERGÉTICA EM UM CERRADO SENSU STRICTO**. 2021. 45 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, Brasília, 2021.

LIMA, C. L.; OLIVEIRA, F. H. de; SOTHE, C.; ALVES, F. E.; SCHIMALSKI, M. B.; SILVA, G. O.; LIESENBERG, V. Detecção da espécie exótica invasora *Hovenia dulcis* por meio de classificação supervisionada. **Brazilian Journal Of Development**, Curitiba, v. 7, n. 5, p. 1-18, 03 maio 2021.

LIMA, G. L.; WOLFF, G.; LAFETÁ, B. O.; PEREIRA, G. C. Contribuição da chuva de sementes na restauração florestal: uma inferência sobre a capacidade de cicatrização de áreas abertas de mata atlântica / contribution of seed rain to forest restoration. **Brazilian Journal Of Development**, [S.L.], v. 7, n. 12, p. 120812-120827, 30 dez. 2021. South Florida Publishing LLC. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.34117/bjdv7n12-720>>. Acesso em: 05 jul. 2022.

LIU, Y.; ZHU, G.; HAI, X.; LI, J.; SHANGGUAN, Z.; PENG, C.; DENG, L. Long-term forest succession improves plant diversity and soil quality but not significantly increase soil microbial diversity: Evidence from the Loess Plateau. **Ecological Engineering**, v. 142, n. 26, p. 13. 2020.

LÔBO, R. L. de L.; SIQUEIRA, T. M. de V.; MARTINS, E. S.; LIMA, A. S. T. de; CUNHA, A. C. M. C. M. da. Sistemas agroflorestais na recuperação de áreas degradadas / Agroforestry systems in the recovery of degraded areas. **Brazilian Journal Of Development**, [S.L.], v. 7, n. 4, p. 38127-38142, 13 abr. 2021. South Florida Publishing LLC. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.34117/bjdv7n4-326>>. Acesso em: 07 jul. 2022.

LONE, P. A.; DAR, J. A.; SUBASHREE, K.; RAHA, D.; PANDEY, P. K.; RAY, T.; KHARE P. K.; KHAN, M. L. Impact of plant invasion on physical, chemical and biological aspects of ecosystems: A review. **Tropical Plant Research** 6(3): p. 528–544. 2019.

MACKENZIE, M. D.; DIETRICH, S. T. Science of the Total Environment Atmospheric sulfur and nitrogen deposition in the Athabasca oil sands region is correlated with foliar nutrient levels and soil chemical properties. **Science of the Total Environment**, v. 711, p. 12. 2020.

MANTOANI, M. C.; ANDRADE, G. R.; CAVALHEIRO, A. L.; TOREZAN, J. M. D. Efeitos da invasão por *Panicum maximum* Jacq. e do seu controle manual sobre a regeneração de plantas lenhosas no sub-bosque de um reflorestamento. **Semina: Ciências Biológicas e da Saúde**, Londrina, v. 33, n. 1, p. 97-110. 2012.

MARAN, A. M; WEINTRAUB, M. N; PELINI, S. L. Does stimulating ground arthropods enhance nutrient cycling in conventionally managed corn fields? **Agriculture, Ecosystems & Environment**. v. 297. 2020. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0167880920301195?via%3Dihub>>. Acesso em: 20 jun. 2020.

MARQUES, J. de A. **BANCO DE SEMENTES E ATRIBUTOS QUÍMICOS DO SOLO EM UMA CRONOSSEQUÊNCIA NO CAPARAÓ DO ESPÍRITO SANTO**. 2022. 48 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental, Instituto Federal do Espírito Santo, Ibatiba, 2022.

MARTINS, C. C. **FAUNA EDÁFICA ASSOCIADA A SOLOS COM DIFERENTES CULTIVOS E SISTEMAS DE MANEJO**. 2020. 63 f. Tese (Doutorado) - Curso de Agronomia, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Marechal Cândido Rondon, 2020.

MENDES, M. C. V. **URBANIZAÇÃO E FRAGMENTAÇÃO DE ECOSISTEMAS FLORESTAIS: O IMPACTO DA OCUPAÇÃO DO ESPAÇO NA VEGETAÇÃO PERIFÉRICA DA ESTRADA NOSSO SENHOR DO BONFIM, NO MUNICÍPIO DE SÃO PAULO DE OLIVENÇA (AM)**. 2021. 58 f. TCC (Graduação) - Curso de Ciências Biológicas, Universidade do Estado do Amazonas, Tabatinga, 2021.

MESACASA, L. **EFEITO DO TEMPO DE INVASÃO BIOLÓGICA E DO MANEJO DE POPULAÇÕES DE *Pinus elliottii* EM PARÂMETROS ESTRUTURAIS E FUNCIONAIS DE COMUNIDADES VEGETAIS DE RESTINGA NO SUL DO BRASIL**. 2020. 50 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Biologia de Fungos, Algas e Plantas, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2020.

MORAES, L. F. D. Chuva de sementes após a implantação de duas técnicas de restauração ecológica na Reserva Biológica de Poço das Antas, RJ. Seropédica: **Embrapa Agrobiologia**, p. 24, 2012.

MORAIS, R. F. de; MACEDO, M. T. de S. M.; IBIAPINA, R. de A.; SANTIAGO JUNIOR, L. C.; TEIXEIRA, J. da S.; MORAIS, F. F. de; SOUSA JÚNIOR, J. R. Chuva de sementes em uma região ecotonal entre Cerrado e Caatinga no Piauí, Brasil. **Ciência Florestal**, [S.L.],

v. 32, n. 2, p. 673-697, 24 jun. 2022. Universidad Federal de Santa Maria. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.5902/1980509846859>>. Acesso em: 06 jul. 2022.

MOREIRA, F. M. S.; HUISING, J. E.; BIGNELL, D. E. Manual de biologia dos solos tropicais: amostragem e caracterização da biodiversidade. **Lavras: UFLA**, 2010.

MORICONI, W.; QUEIROGA, J. L. de; RAMOS FILHO, L. O.; PASSOS, E. F. F.; OLIVEIRA, L. V. F. de; BUENO, E. A. EFEITO DA COBERTURA DO SOLO NA OCORRÊNCIA DE PLANTAS ESPONTÂNEAS EM CULTIVOS CONSORCIADOS DE HORTALIÇAS EM AGROFLORESTAS. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE SISTEMAS AGROFLORESTAIS, 7., 2021, Piracicaba. **Anais [...]**. Piracicaba: Cbsaf, 2021. p. 1-5.

MOURA, C. F. **Carbon and water relations in *Pinus taeda*: bridging the gap across plant physiology, genomics, and global climate change**. Dissertation submitted in partial fulfillment of the requirements for the degree of Doctor of Philosophy in the Department of Biology in the Graduate School of Duke University. 248p. 2008.

NAKASATO, M. V. **ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO E ATRIBUTOS QUÍMICOS DO SOLO 12 ANOS APÓS UMA RESTAURAÇÃO FLORESTAL**. 2022. 63 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciências Ambientais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2022.

NASCIMENTO, K. A. O.; ROBERT, R. C. G.; NAKAJIMA, N. Y.; BROWN, R. O. Diagnóstico do planejamento de pequenos e médios produtores de *Pinus taeda* dos Estados do Paraná e Santa Catarina. **BIOFIX Scientific Journal**. v. 5 n. 1 p. 2020. Disponível em: <dx.doi.org/10.5380/biofix.v5i1.66648>. Acesso em: 20 jun. 2020.

NEVES, C. M. DE L., ANDRADE, L. A. DE, OLIVEIRA, F. X. DE, FÉLIX, L. P., OLIVEIRA, M. A. DE; VILLAR, F. R. C. Sucessão ecológica em fragmentos florestais serranos, Paraíba, Brasil. **Diversitas Journal**, [S.L.], v. 6, n. 2, p. 2128-2146, 30 maio 2021. Universidade Estadual de Alagoas. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.17648/diversitas-journal-v6i2-1445>>. Acesso em: 03 jul. 2022.

NÓBREGA, A. M. F.; VALERI, S. V.; DE PAULA, R. C.; SILVA, S. A. Banco de sementes de remanescentes naturais e de áreas reflorestadas em uma várzea do rio Mogi-Guaçu, SP. **Revista Árvore**, v. 33, p.403-411, 2009.

NOLAN, M.; STANTON, K. J.; EVANS, K.; PYM, L.; KAUFMAN, B.; DULEY, E. From the ground up: prioritizing soil at the forefront of ecological restoration. **Restoration Ecology**, Washington, e 13453, p. 1-5, jun. 2021.

NYENDA, T.; GWENZI, W.; GWATA, C.; JACOBS, S.M. Leguminous tree species create islands of fertility and influence the understory vegetation on nickel-mine tailings of different ages. **Ecological Engineering**, [S.L.], v. 155, p. 105902, ago. 2020. Elsevier BV. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105902>>. Acesso em: 07 jul. 2022.

ORTIZ, D. C. **Efeito do plantio de *Pinus elliottii* para a fauna edáfica e para a germinação de sementes: estudos na floresta nacional de Três Barras**. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Florestal), Universidade Federal de Santa Catarina, Campus Curitibanos. 78p. 2015.

OSBORNE, B. B.; NASTO, M. K.; SOPER, F. M.; ASNER, G.P.; BALZOTTI, C. S.; CLEVELAND, C. C. Leaf litter inputs reinforce islands of nitrogen fertility in a lowland tropical forest. **Biogeochemistry**, v. 147, n. 3, p. 293–306, 2020.

OVERAL, W. L.; PARAVERO, N. **Insecta - Protura**. Fauna da Amazônia Brasileira, v. 21, p. 1-5, Fev. 2002.

PARIZZOTO, A.; MUSSIO, C. F.; RUIZ, E. C. Z.; FILHO, A. F.; DIAS, A. N. Florística e diversidade da regeneração natural em clareiras em Floresta Ombrófila Mista. **Pesq. flor. bras.**, Colombo, v. 39, p. 1-9. 2019.

PARRON, L. M.; GARCIA, J. R.; OLIVEIRA, E. B.; BROWN, G. G.; PRADO, R. B. Biodiversidade da fauna do solo e sua contribuição para os serviços ambientais. **Serviços Ambientais em Sistemas Agrícolas e Florestais do Bioma Mata Atlântica**, p. 122–154, 2015.

PASSOS, S. A. A. dos. **RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS EM ÁREAS DE NASCENTES: ESTUDO DE CASO DA ECOVILA VARGEM GRANDE EM SÃO JOSE DOS CAMPOS - SP**. 2020. 44 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, Universidade de Taubaté, Taubaté, 2020.

PAULA, R. R.; CALMON, M.; LOPES-ASSAD, M. L.; MENDONÇA, E. de S. Soil organic carbon storage in forest restoration models and environmental conditions. **Journal Of Forestry Research**, [S.L.], v. 33, n. 1, p. 1123-1134, 2 dez. 2021. Springer Science and Business Media LLC. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/s11676-021-01426-5>>. Acesso em: 7 jul. 2022.

PECH, T.; FOCKINK, G. D.; SIMINSKI, A.; NIEMEYER, J. C. Role of soil fauna to litter decomposition in pine stands under Atlantic Forest biome. **Ciência Florestal**, [S.L.], v. 31, n. 4, p. 1849-1866, 17 nov. 2021. Universidad Federal de Santa Maria. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.5902/1980509852839>>. Acesso em: 05 jul. 2022.

PÉRTILE, P.; ALBUQUERQUE, J. A.; GATIBONI, L. C.; LUCIANO, R.V.; BATISTELLA, B.. Soil rehabilitation and growth of *Pinus taeda* and *Eucalyptus saligna* in a degraded area by coal mining. **Acta Ambiental Catarinense**. v. 17, 45-63p. 2020.

PIFFER, P. R.; ROSA, M. R.; TAMBOSI, L. R.; METZGER, J. P.; URIARTE, M. Turnover rates of regenerated forests challenge restoration efforts in the Brazilian Atlantic forest. **Environmental Research Letters**, [S.L.], v. 17, n. 4, p. 045009, 25 mar. 2022. IOP Publishing. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/ac5ae1>>. Acesso em: 06 jul. 2022.

PYŠEK, P.; MANCEUR, A. M.; ALBA, C.; MCGREGOR, K.F.; PERGL, J.; STAJEROVÁ, K.; CHYTRÝ, M.; DANIHELKA, J.; KARTESZ, J.; KLIMESOVA, J.; LUCANOVA, M.; MORAVCOVA, L.; NISHINO, M.; SADLO, J.; SUDA, J.; TICHY, L.; KÜHN, I. Naturalization of central European plant species in North America: species traits habitats propagule pressure residence time. **Ecology**, v. 96, p.145–157, 2015.

RAMOS, M.; MAGRO, T. C.; COUTO, H. T. Z.; CASTRO, T. N. Dispersão e impacto de *Pinus elliottii* Engelm. Var. *elliottii* em área ripária na Floresta Nacional de Capão Bonito -

SP. **Ciência Florestal**, v. 29, p. 75–85, 2019.

REIS, A.; BECHARA, F. C.; ESPÍNDOLA, M. B.; VIEIRA, N. K.; SOUZA, L. L. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. **Natureza e Conservação**, v. 1, n. 1, p. 28–36, 2003.

REIS, D. O.; ARAÚJO, K. C. T. de.; SILVA, F. O. da.; SANTOS, M. Ítala de A. G.; FABRICANTE, J. R. Distribuição de espécies exóticas invasoras em diferentes cenários no território brasileiro. **Research, Society And Development**, [S.L.], v. 11, n. 3, p. 1-12, 7 mar. 2022. Research, Society and Development. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v11i3.27072>>. Acesso em: 07 jul. 2022.

RICARDO, B. H. **Ecologia da Invasão Biológica de *Pinus* sp. no Parque Estadual Rio Canoas**. Dissertação de Mestrado (Programa de Pós-Graduação em Ecossistemas Agrícolas e Naturais) Universidade Federal de Santa Catarina, Campus Curitibanos, SC. 88p. 2019.

RICARDO, B. H.; SIMINSKI, A.; DOS REIS, M. S. Invasive alien species in protected areas: the dynamics of *Pinus taeda* at Rio Canoas State Park – Brazil. **Can. J. For. Res.** 52: 1–7 (2021). Disponível em: <<https://dx.doi.org/10.1139/cjfr-2021-0148>>. Acesso em: 21 mai. 2022.

RICHARDSON, D. M. & HIGGINS, S. I. Pines as invaders in the Southern hemisphere. *In*: RICHARDSON, D. M. (ed.), **Ecology and biogeography of *Pinus***. Cambridge University Press. Cambridge, pp. 450-473. 1998.

RICHARDSON, D. M.; PYŠEK, P.; REJMÁNEK, M.; BARBOUR, M. G.; PANETTA, F. D.; WEST, C.J. Naturalization and invasion of alien plants: Concepts and definitions. **Diversity and Distributions**, v. 6, n. 2, p. 93–107, 2000.

RODRIGUES, A. B. M.; GIULIATTI, N. M.; PEREIRA JÚNIOR, A. Aplicação de metodologias de recuperação de áreas degradadas nos biomas brasileiros. **Brazilian Applied Science Review**, [S.L.], v. 4, n. 1, p. 333-369, 2020. Brazilian Applied Science Review. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.34115/basrv4n1-021>>. Acesso em: 07 jul. 2022.

RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. São Paulo: **LERF/ESALQ**: Instituto BioAtlântica. 256p. 2009.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Recomposição de florestas nativas: princípios gerais e subsídios para uma definição metodológica. **Revista Brasileira de Horticultura Ornamental**, v.2, n.1, p.4-15, 1996.

RUE, G. P.; DARLING, J. P.; GRAHAM, E.; TFAILY, M. M.; MCKNIGHT, D. M. Dynamic changes in dissolved organic matter composition in a Mountain Lake under ice cover and relationships to changes in nutrient cycling and phytoplankton community composition. **Aquatic Sciences**, v. 82, n. 1, p. 1–16, 2020.

RUIZ, S.; OR, D.; SCHYMANSKI, S. J. Soil Penetration by Earthworms and Plant Roots—Mechanical Energetics of Bioturbation of Compacted Soils. **PLOS ONE**. 2015.

SAGARIO, M. C.; CUETO, V. R.; ZARCO, A.; POL, R.; MARONE, L. Predicting how seed-eating passerines respond to cattle grazing in a semi-arid grassland using seed preferences and diet. **Agriculture, Ecosystems & Environment**. Vol. 289. 2020.

SALES, G. S. de. **ESPÉCIES EXÓTICAS INVASORAS EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO BRASILEIRAS: ESTUDO DE CASO DA *Terminalia catappa* L.** 2021. 32 f. Monografia (Especialização) - Curso de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2021.

SANQUETTA, C. R.; FERNANDES, L.A. V.; MOGNON, F.; DALLA CORTE, A. P. Net anthropic removal of atmospheric carbon in *Pinus taeda* L. plantations. **Científica (Jaboticabal)**, v. 41, n. 2, p. 138–149, 2013.

SANTOS, A. M. S.; ALCÂNTARA BRUNO, R. L.; CRUZ, J. O.; SILVA, I. F. S.; ANDRADE, A. P. Variabilidade espacial do banco de sementes em área de Caatinga no Nordeste do Brasil. **Ciência Florestal**, v. 30, n. 2, p. 542–555, 2020.

SANTOS, A. M. da S.; BRUNO, R. de L. A.; CRUZ, J. de O.; SILVA, I. de F. da; ANDRADE, A. P. de. Variabilidade espacial do banco de sementes em área de Caatinga no Nordeste do Brasil. **Ciência Florestal**, [S.L.], v. 30, n. 2, p. 542, 4 jun. 2020. Universidad Federal de Santa Maria. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.5902/1980509840039>>. Acesso em: 06 jul. 2022.

SANTOS, M. P. dos. **Regeneração natural de *Pinus spp.* ao redor de populações experimentais e fatores envolvidos no processo de invasão.** 2020. 47 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Recursos Florestais, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2020.

SANTOS, R. S. Opiliões (Arachnida: opiliones) em remanescente florestal no município de plácido de castro, ac. **Revista Agro@ambiente On-Line**, [S.L.], v. 10, n. 3, p. 282. 2016. Universidade Federal de Roraima. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.18227/1982-8470ragro.v10i3.3347>>. Acesso em: 20 jun. 2022.

SILVA, C. L. F. da. **BIOINDICADORES AMBIENTAIS: ANÁLISES ECOLÓGICAS DE COMUNIDADES DE INSETOS E ARACNÍDEOS EM ECOSISTEMAS NATURAIS E AGROECOSSISTEMAS.** 2020. 54 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental e Energias Renováveis, Universidade Federal Rural da Amazônia, Capanema, 2020.

SILVA, F. V. da; MELO JÚNIOR, J. C. F. de; MATILDE-SILVA, M. Padrões de herbivoria e estratégias de defesa de comunidades de restinga em gradiente edáfico. **Hoehnea**, [S.L.], v. 49, n. 1, p. 1-10, jan. 2022. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/2236-8906-21/2021>>. Acesso em: 07 jul. 2022.

SILVA, L. C. **Efeitos da invasão de *Pinus caribaea* Morelet sobre a regeneração de espécies lenhosas em uma vereda do Triângulo Mineiro.** Trabalho de Conclusão de Curso (Ciências Biológicas) da Universidade Federal de Uberlândia, MG. 51p. 2016.

SILVA, L. S. S.; POLIS, N. T. F. **ADEQUAÇÃO E IMPLANTAÇÃO DE PROJETO DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA UTILIZANDO NUCLEAÇÃO NA ÁREA DE**

PRESERVAÇÃO AMBIENTAL DO TIMBURI, PRESIDENTE PRUDENTE – SP. 2022. 97 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental, Unesp, Presidente Prudente, 2022.

SILVA, R. M. da.; SILVA, R. M. da.; LIMA, S. S. de.; SOUZA, J. R. M. de.; SOUZA, J. K. M. de.; RIBEIRO, G.T.; CHAER, G. M. Soil macrofauna as a bioindicator of soil quality in successional agroforestry systems. **Research, Society And Development**, [S.L.], v. 10, n. 10, p. 1-10, 20 ago. 2021. Research, Society and Development. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v10i10.19144>>. Acesso em: 06 jul. 2022.

SIMINSKI, A.; ZAMBIAZI, D. C.; SANTOS, K. L. dos; FANTINI, A. C. Dynamics of Natural Regeneration: implications for landscape restoration in the atlantic forest, brazil. **Frontiers In Forests And Global Change**, [S.L.], v. 4, p. 1-16, 11 mar. 2021. Frontiers Media SA. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.3389/ffgc.2021.576908>>. Acesso em: 02 jul. 2022.

SMA, Secretaria de Estado do Meio Ambiente. **Resolução SMA N° 32, de 03 de abril de 2014.** São Paulo: Diário Oficial do Estado. 2014.

SOUZA, M. P.; ALVES, A. R.; BAKKE, I. A., LOPES, J. A.; SANTOS, W. S.; FERNANDO, E. M. P. Banco de sementes do solo de caatinga submetida a plano de manejo florestal sustentável em cuité-pb. **Scientia Forestalis**, 49 (130), e3494. 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.18671/scifor.v49n130.09>>. Acesso em: 05 jul. 2022.

SOUZA, T. A. F; SANTOS, D. **Biologia dos Solos da Caatinga.** 1. ed. Areia, 2018.

SOUZA, T. A. F.; FREITAS, H. Arbuscular mycorrhizal fungal community assembly in the Brazilian tropical seasonal dry forest. **Ecological Processes**, v. 6, n. 1, 2017.

SOUZA, T. A. F.; RODRIGUEZ-ECHEVERRÍA, S.; ANDRADE, L. A.; FREITAS, H. Arbuscular mycorrhizal fungi in *Mimosa tenuiflora* (Willd.) Poir from Brazilian semi-arid. **Brazilian Journal of Microbiology**, v. 47, n. 2, p. 359–366, 2016.

SOUZA, T. A. F.; RODRIGUEZ-ECHEVERRÍA, S.; ANDRADE, L. A.; FREITAS, H. Could biological invasion by *Cryptostegia madagascariensis* alter the composition of the arbuscular mycorrhizal fungal community in semi-arid Brazil? **Acta Botanica Brasilica**, v. 30, n. 1, p. 93–101, 2016.

SOUZA, T. A. F.; SANTOS, D. **Solos em Sistemas Agroecológicos.** 1. ed. Areia, 2017.

SOUZA, T.A.F.; ANDRADE, L.A., FREITAS, H.; SADIM, A.S. Biological Invasion Influences the Outcome of Plant-Soil Feedback in the Invasive Plant Species from the Brazilian Semi-arid. **Microbial Ecology** 76, p.102–112, 2018.

SOUZA, T.A.F.; FREITAS, H. Arbuscular mycorrhizal fungal community assembly in the Brazilian tropical seasonal dry forest. **Ecol Process**. 2017.

STIRLING, E. Soil Microbial Community Responses After Amendment with Thermally Altered *Pinus radiata* Needles. **Soil Microbiology**. p. 409–419, 2020.

TIÉBRÉ, M.; GNANAZAN, Z.R.G. Impact of *Chromolaena odorata* (L.) R.M. King & H. Rob. (Asteraceae) on the floristic composition and the physico-chemical properties of the soil of a coastal relict forest. **International Journal of Innovation and Applied Studies**, Rabat, v. 24, n. 2, p. 773-788, 2018.

TRES, D. R.; SANT'ANNA, C. S.; BASSO, S.; LANGA, R.; RIBAS JR, U.; REIS, A. Banco e Chuva de Sementes como Indicadores para a Restauração Ecológica de Matas Ciliares. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, supl. 1, p. 309-311, 2007.

VÁZQUEZ-OCHOA, F.; REVERCHON, F.; SÁNCHEZ-VELÁSQUEZ, L. R.; RUÍZ-MONTIEL, C.; PINEDA-LÓPEZ, M. R. Soil Chemical Properties and Biological Processes Under Pine Trees With and Without *Dendroctonus* Bark Beetle Infestation. **Journal of Sustainable Forestry**. 2020.

VIEIRA, G. O. L. **ESTUDO DA INFLUÊNCIA DOS VETORES E VIAS DE INTRODUÇÃO E PROPAGAÇÃO DE ESPÉCIES EXÓTICAS INVASORAS SOBRE AS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DE PROTEÇÃO INTEGRAL NO BRASIL**. 2020. 45 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, Brasília, 2020.

WENDLING, B.; VINHAL-FREITAS, I. C.; OLIVEIRA, R. C.; BABATA, M. M.; BORGES, E. N. Densidade, agregação e porosidade do solo em áreas de conversão do cerrado em floresta de *Pinus*, pastagem e plantio direto. **Bioscience Journal**, v. 28, n. SUPPL. 1, p. 256–265, 2012.

ZENNI, R. D. Manejo de plantas exóticas invasoras em planos de restauração de ambientes naturais. **Cad. Mata Ciliar**: São Paulo, n° 3, 2010.

ZHANG, Q.; YANG, R.; TANG, J.; YANG, H.; HU, S.; CHEN, X. Positive Feedback between Mycorrhizal Fungi and Plants Influences Plant Invasion Success and Resistance to Invasion. **Plos ONE**, v. 5, n. 8, p. 10, 2010.

CAPÍTULO II

Índice de Qualidade Biológica do Solo (IQS) e comunidade de macroartrópodes do solo em uma Unidade de Conservação invadida por *Pinus taeda* L.

Revista Biologia¹

Resumo

Considerando estratégias de manejo para recuperação de Unidade de Conservação invadidas por *Pinus taeda* L., o objetivo neste trabalho foi avaliar se diferentes estratégias de restauração do ecossistema alteram a comunidade de macroartrópodes do solo, além de buscar entender como a comunidade de macroartrópodes do solo altera as propriedades químicas do solo e da serapilheira. O estudo foi realizado no Parque Estadual do Rio Canoas (PAERC), Unidade de Conservação situada no município de Campos Novos, Santa Catarina, e avaliado cinco estratégias de restauração diferentes, sendo elas: i) Restauração Passiva (RP); (ii) Remoção de acículas de *Pinus taeda* L. (RA); (iii) Nucleação (N); (iv) Plantio de mudas nativas em linha (PL); e (v) Plantio de mudas nativas em ilhas de biodiversidade (IB). Para avaliar a eficiência destas estratégias, foi realizada a caracterização das propriedades químicas do solo e da serapilheira e amostragem da comunidade de macroartrópodes do solo, identificados em nível de Ordem e grupo funcional. Nos tratamentos IB e PL, foi obtido os maiores valores de pH, nitrogênio e fósforo total. A RP foi a estratégia que apresentou a maiores valores de carbono orgânico total do solo e da serapilheira. Quanto à estrutura da comunidade de macroartrópodes do solo, no total foram identificadas 19 Ordens, das quais 8 foram influenciadas pelas estratégias de restauração utilizadas. O tratamento N foi o mais promoveu a diversidade da comunidade de macroartrópodes, apresentando todas as Ordens (Protura, Opiliones, Coleoptera, Haplotaxida, Diptera, Araneae, Hemiptera e Diplopoda). O tratamento PL apresentou o maior Índice de Qualidade Biológica do solo (IQS), com maior provisão de serviços ecossistêmicos através do fornecimento de nutrientes, da manutenção da matéria orgânica, da predação e da transformação da serapilheira pelos macroartrópodes do solo. As diferentes estratégias de restauração adotadas influenciam no favorecimento de habitat e energia para a fauna edáfica, promovendo um ciclo de retroalimentação planta-solo positivo.

Palavras-chave: áreas naturais protegidas; invasão biológica; macrofauna do solo; restauração ecológica.

¹ O artigo será submetido à Revista Biologia, seguindo suas diretrizes de submissão. Disponível em: <https://www.springer.com/journal/11756/submission-guidelines>

Introdução

A Floresta Ombrófila Mista (FOM) é composta por florestas mistas de coníferas e folhosas, e consiste em um ecossistema da floresta úmida subtropical perene ocupando cerca de 25% do território catarinense (aproximadamente 216.100 km²). Dispõe de uma biota singular com flora e fauna endêmicas, e que segue sendo pouco conservada pelas autoridades do Brasil (Marchioro et al. 2020; Laurindo et al. 2021). A grande ameaça sobre esse ecossistema fomenta o desenvolvimento de estratégias de conservação, pois, inúmeras são as ameaças e impactos que afligem a FOM, como invasões biológicas, extrações ilegais, conversão para áreas agrícolas e processos de degradação severa de sua biodiversidade (Zangaro et al. 2013).

Um fator que influencia negativamente a diversidade florística de um ecossistema é a invasão biológica (Richardson et al. 2000). Nesse contexto destaca-se no Sul do Brasil a invasão biológica por espécies do gênero *Pinus*, como consequência de seu amplo uso na região como espécie silvicultural com diversas aplicações no setor madeireiro, responsável por movimentar a economia do estado de Santa Catarina e do Brasil, apresentando participação de quase 2% do PIB nacional (Fockink et al. 2020; IBÁ 2022).

O Parque Estadual Rio Canoas (PAERC) é uma Unidade de Conservação de proteção integral, criada em 2004 como forma de compensação ambiental pela Campos Novos Energia S.A. Com 1.113,25 ha, esta área natural protegida pertence ao Bioma Mata Atlântica, com transição vegetacional entre a Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional Decidual. Antes de 2004, esta área pertencia à Brochmann Pollis, a qual possuía alguns talhões de silvicultura de *Pinus taeda* L., sendo uma das madeiras mais usadas no Brasil, apresenta grande adaptação ao clima do país e isso fez com que o mesmo se tornasse um dos maiores produtores de florestas plantadas no mundo (FATMA 2007; Topanotti et al. 2021).

Em 2004, após se tornar uma área natural protegida, todos os talhões de *Pinus* foram removidos do PAERC e, desde 2018, pela falta de monitoramento e controle biológico desta espécie exótica invasora houve surtos de invasão na área, o qual também é intensificada devido à silvicultura de *Pinus* nos limites territoriais da Unidade de Conservação (UC) e em sua Zona de Amortecimento (e.g., zona localizada nos limites externos do Parque e que é destinada a reduzir impactos na unidade de conservação). Esta espécie tem sido o principal problema ecológico nas áreas naturais protegidas do Estado de Santa Catarina (FATMA 2007; Lopes et al. 2019; Ricardo et al. 2022). O Gênero *Pinus* ocorre em 35 Unidades de Conservação nesta região (Spiazzi et al. 2017), e sua disseminação nesses ecossistemas tem relação com práticas de desmatamento em áreas marginais e com o processo de chuva de sementes (Falleiros et al. 2010).

Em ecossistemas naturais a interação entre vegetação, solo, serapilheira e fauna pode influenciar a regeneração natural de espécies nativas através do controle da erosão (e.g., evitando perda de solo e eventualmente do banco de sementes associado), ciclagem de nutrientes (e.g., através da deposição de serapilheira, decomposição da matéria orgânica e fornecimento de nutrientes para os regenerantes das nativas) e produção primária líquida (e.g., produção de biomassa e sequestro de carbono) (Moura 2008; Barbosa et al. 2017; Souza e Santos 2018).

A necessidade de conhecer os processos ecológicos envolvidos nos locais onde foi realizado o controle de *P. taeda* L., assim como as interações entre vegetação, serapilheira, solo e macroartrópodes do solo devem ser explorados para um melhor entendimento do nível de invasão biológica e regeneração natural da área (Heijden et al. 2008; Zhang et al. 2010; Souza et al. 2016; Iniestra et al. 2017; Fockink et al. 2020).

Desta forma o presente trabalho propôs avaliar como as estratégias de manejo voltadas a restauração da biodiversidade em uma área previamente invadida por *Pinus taeda* L. alteram as propriedades químicas do solo e da serapilheira e, como as interações entre os macroartrópodes do solo em ambiente edáfico poderiam criar um feedback positivo entre plantas e o solo.

Material e métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado no Parque Estadual do Rio Canoas (PAERC), município de Campos Novos, Santa Catarina, Sul do Brasil (27°34'22,31"S, 51°9'39,78"W; 733 metros de altitude) (Fig. 1). A classificação do clima é subtropical mesotérmico úmido - Cfa de acordo com o Sistema de Classificação Climática de Köppen (Alves et al. 2013). As médias anuais de precipitação, temperatura e umidade relativa do ar são de 1780 milímetros, 16,5 °C e 75% (SDR 2003; FATMA 2007; Lopes et al. 2019). Na área foi registrado o acúmulo de 754 horas de frio \pm 7,2 °C (EPAGRI 2020). Localizada na Planície do Lajeado do Roberto, a área de estudo é caracterizada por um afloramento de derrame basáltico ácido, com solo pedregoso envolto por argila, formando relevo plano próximo a grandes declives entre vales drenando para o Rio Canoas (Lopes et al. 2019; Ricardo et al. 2022).

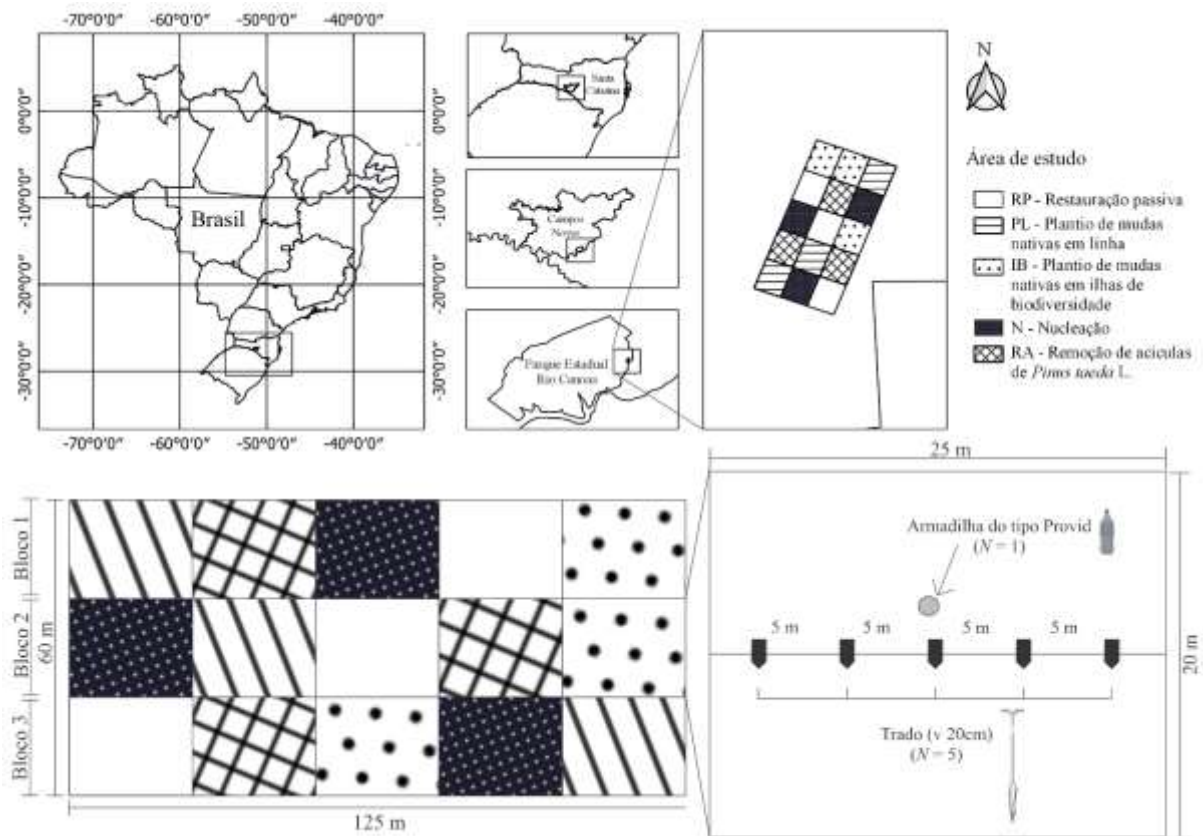


Fig. 1 Delineamento experimental da área de estudo e métodos de amostragem de serapilheira, solo e macroartrópodes do solo nos tratamentos: i) Restauração passiva (RP); ii) Plantio de mudas nativas em linha (PL); iii) Plantio de mudas nativas em ilhas de biodiversidade (IB); iv) Nucleação (N); e v) Remoção de acículas de *Pinus taeda* L. (RA), no Parque Estadual Rio Canoas (PAERC), Campos Novos, SC, Sul do Brasil. Desenho realizado por Giovana Tiepo (2022). Fonte: IBGE 2019.

Delineamento experimental

Na área de estudo haviam regenerantes de *Pinus taeda* L., os quais foram removidos em 2019. Na área experimental de 0,75 ha, foi implantado 5 tratamentos em 3 blocos casualizados (DBC), em 15 parcelas (20 metros x 25 metros). O Pacto de Restauração da Mata Atlântica (Rodrigues et al. 2009) foi a metodologia aplicada nos tratamentos: (i) Restauração Passiva (RP); (ii) Remoção de acículas de *Pinus taeda* L. (RA); (iii) Nucleação (N); (iv) Plantio de mudas nativas em linha (PL); (v) Plantio de mudas nativas em ilhas de biodiversidade (IB) (Fig. 1). Na Restauração Passiva (RP) não houve interferência antrópica nos blocos casualizados, deixamos a área conduzir a regeneração natural. No tratamento de Remoção de acículas de *P. taeda* L. (RA), foi realizada a remoção de toda

a serapilheira e galharias de *Pinus* que permaneceu na área mesmo após a supressão da espécie, tendo como objetivo avaliar como é o processo da regeneração natural sem a presença desta barreira física.

Na Nucleação (N), foi realizada a junção de galharias e formação de poleiro artificial, com a própria galharia de *P. taeda* que restou da supressão realizada em 2019, visando atrair agentes dispersores, intensificando a chuva de sementes e resgatando a biodiversidade de ambientes florestais, utilizadas por Reis et al. (2003), Bechara (2003, 2006) e no Pacto de Restauração da Mata Atlântica (Rodrigues et al. 2009). Na Nucleação, também foi realizada a transposição de solo, que consistiu na retirada de 10 cm de profundidade de solo em um gabarito de 1 m² e inserção de solo proveniente de uma área mais conservada da própria Unidade de Conservação, com o objetivo de enriquecer o banco de sementes ecossistema edáfico, para auxiliar na regeneração natural da área.

No tratamento Plantio de mudas nativas em linha (PL) também foi utilizada a metodologia proposta por Rodrigues et al. (2009), respeitando o espaçamento entre linhas de 3 x 2 m, intercalando o plantio com espécies de crescimento rápido e ciclo de vida curto (15 a 25 anos), compondo as linhas de preenchimento e, o plantio de espécies de nível intermediário e final da sucessão, formando linhas com a maior diversidade possível, as quais aumentam a probabilidade do sucesso de restauração ecológica (Tabela 1). E, no tratamento Plantio de mudas nativas em ilhas de biodiversidade (IB), foi realizado o plantio heterogêneo de mudas nativas (Tabela 1) em ilhas de biodiversidade, utilizando o método proposto por Rodrigues et al. (2009), Reis et al. (2003) e Bechara (2006). Ambos autores afirmam que este método, quando bem planejado, tende a fixar o processo de sucessão ecológica por longo período de tempo, pois, ao plantar mudas arbóreas de diversas espécies, garante-se fonte de alimento durante o ano todo para a fauna a qual é responsável pelo fluxo gênico e, conseqüentemente, por enriquecer o processo de regeneração natural da área. Todas as mudas nativas (Tabela 1) foram doadas pelo Viveiro Florestal da BAESA (UHE Barra Grande).

Tabela 1 Espécies nativas plantadas nos tratamentos PL (Plantio de mudas nativas em linha) e IB (Plantio de mudas nativas em ilhas de biodiversidade)

Espécie	Grupo ecológico	Quantidade
Angico (<i>Parapiptadenia rigida</i> Benth.)	P/SI	24
Araçá-amarelo (<i>Psidium</i> sp.)	ST	15
Araçá-vermelho (<i>Psidium</i> sp.)	ST	15
Araucária (<i>Araucaria angustifolia</i> Bertol.)	P/SI	30
Aroeira-do-campo (<i>Schinus</i> sp.)	P/SI	20
Aroeira-salsa (<i>Schinus molle</i> L.)	P/SI	20
Aroeira-vermelha (<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi)	P/SI	30

Bracatinga (<i>Mimosa scabrella</i> Benth.)	P/SI	80
Butiá (<i>Butia</i> sp.)	ST	15
Cedro (<i>Cedrela fissilis</i> Vell.)	P/SI	60
Cerejeira (<i>Eugenia involucrata</i> DC.)	ST	15
Goiaba-serrana (<i>Acca sellowiana</i> O.Berg)	ST	15
Guabiju (<i>Myrcianthes pungens</i> O.Berg)	ST	15
Guabiroba (<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O.Berg)	ST	15
Ingá-feijão (<i>Inga marginata</i> Willd.)	P/SI	30
Ipê-amarelo (<i>Handroanthus albus</i> (Cham.) Mattos)	ST	15
Pitanga (<i>Eugenia uniflora</i> L.)	ST	15
Rabo-de-bugio (<i>Lonchocarpus campestris</i> Mart. ex Benth.)	P/SI	20
Tarumã (<i>Vitex montevidensis</i> Cham.)	P/SI	20
Uvaia (<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.)	ST	14
P/SI: Primária/Secundária Inicial; ST: Secundária Tardia (Coradin et al. 2011)		483 indivíduos

Propriedades químicas do solo e da serapilheira

Em todos os tratamentos distribuídos nos três blocos casualizados, foram coletadas amostras de serapilheira e solo para caracterizar suas propriedades químicas. Utilizando a metodologia de Souza et al. (2016), delimitamos um transecto em cada parcela (Fig. 1), coletamos e homogeneizamos cinco amostras de serapilheira e cinco trados de solo (200 g) a uma profundidade de 0-20 cm. Análise do pH, carbono orgânico total (COT), nitrogênio total (N) e fósforo total (P) das amostras de serapilheira e solo foram executadas pelo Laboratório de Solos da Universidade do Oeste de Santa Catarina (UNOESC), em Campos Novos/SC. Os resultados foram obtidos em novembro de 2020 e em novembro de 2021.

Amostragem de macroartrópodes do solo

Para a amostragem de indivíduos de macroartrópodes do solo, utilizamos o método de Anderson e Ingram (1989). Em cada parcela foi realizada a instalação mensal de armadilhas do tipo “Provid”, com 4 aberturas de 2 x 2 cm, instaladas à 20 cm de profundidade no solo, respeitando a distância de ninho de cupins ou formigas para não interferir no experimento, seguindo critérios descritos por Souza e Santos (2018). Cada armadilha recebeu uma solução de 100 ml de água, 20 ml de detergente neutro e 10 ml de álcool a 70%, permanecendo a campo por 48 horas. Após este período, o conteúdo de cada armadilha Provid (e.g., solução e macroartrópodes do solo) foi triado na sala de apoio ao pesquisador, no Parque Estadual Rio Canoas, armazenados em recipientes transparentes com álcool 70% e identificados de acordo com o bloco e tratamento amostrado (e. g., B01 + PL). Cada amostra

foi analisada através de microscópio estereoscópio, identificando cada indivíduo a nível de Ordem e grupo funcional (e.g., engenheiro de ecossistema, transformador de serapilheira, herbívoro e predador), analisando a abundância de cada ordem nos tratamentos da área de estudo (Anderson e Ingram 1989; Dionísio et al. 2016; Souza e Freitas 2018; Melo et al. 2019). Os resultados foram obtidos de novembro de 2020 à outubro de 2021, totalizando 12 amostragens de macroartrópodes do solo.

Análise estatística

Por se tratar de dados que não apresentaram uma distribuição normal, foi empregada a análise de variância não-paramétrica pelo teste de Kruskal-Wallis, utilizando a função “`kruskal.test()`”. Em seguida, analisamos a média e o desvio padrão de cada variável nos tratamentos, através da função “`tapply(variável, tratamento, mean ou sd)`”. Foi realizada uma análise de componentes principais (ACP) com o uso do pacote “`vegan`” para avaliar as propriedades químicas da serapilheira e do solo em relação aos tratamentos.

Para avaliar a comunidade de macroartrópodes do solo, foi realizada análise multivariada através do escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS), com o uso do pacote “`vegan`” e a função “`nmds<-metaMDS(fauna,k=2,distance="euclidiana")`”, como uma forma de obter as distâncias entre cada Ordem em relação aos tratamentos estudados, construindo uma matriz de dissimilaridade quem tem uma relação linear com a distância euclidiana entre ambos, sendo o método que melhor definiu as comunidades de macroartrópodes do solo (Gao et al. 2017). Para reduzir a n-dimensionalidade dos dados, foi analisada a significância das variáveis, utilizando a função “`nmds.env`”, selecionando somente as variáveis que apresentaram o valor de p inferior a 0,35 para compor a ACP final, sendo elas: Araneae, Coleoptera, Diplopoda, Diptera, Hemiptera, Haplotaxida, Opiliones e Protura. As Ordens que não tiveram variações significativas entre os tratamentos estão em anexo (Anexo – Tabela 3).

Através da análise de componentes principais (ACP), com o uso do pacote “`vegan`”, foi possível avaliar as similaridades entre as propriedades químicas (pH, nitrogênio total, fósforo disponível e carbono orgânico total) da serapilheira e do solo e da comunidade de macroartrópodes do solo (Ordens com valor de p inferior a 0,35). Com base nos valores extraídos nos seis preditores principais ($> 0,05$) da APC, foram selecionadas as variáveis que se destacaram na provisão de serviços ecossistêmicos, sendo possível gerar um Índice de Qualidade Biológica do Solo (IQS) de nosso estudo. Todas as análises estatísticas foram realizadas utilizando o R Core Team (2020).

Resultados

Influência dos tratamentos às propriedades químicas da serapilheira e do solo

Os tratamentos que se destacaram ao avaliar as propriedades químicas da serapilheira (Tabela 2), foram: (i) IB, com maior valor de pH (5,60) e de nitrogênio total (1,16%); (ii) RP, com maior valor do COT (70,58%); e (iii) IB (772,99 mg.kg⁻¹) e PL (764,24 mg.kg⁻¹) com os maiores valores de fósforo total. Quanto às propriedades químicas do solo (Tabela 2), também foram observados os maiores valores nos tratamentos: (i) IB, com pH (4,75); (ii) N e IB com maiores valores de nitrogênio total (0,27% e 0,26%); (iii) RP, com maior valor de COT (16,65%); e iv) PL, com o maior valor de fósforo total (822,5 mg.kg⁻¹).

Tabela 2 Propriedades químicas da serapilheira e do solo nos tratamentos estudados

Variável	RA	N	IB	PL	RP
Serapilheira					
pH	5,37 (0,019) b	4,88 (0,012) c	5,60 (0,059) a	4,68 (0,011) d	4,88 (0,021) b
N (%)	0,79 (0,016) d	1,00 (0,014) c	1,16 (0,019) a	1,12 (0,010) b	1,13 (0,044) b
COT (%)	57,89 (2,0) b	54,7 (2,919) b	48,81 (1,713) c	58,13 (1,683) b	70,58 (0,111) a
P (mg.kg ⁻¹)	527,28 (5,811) d	725,6 (6,146) b	772,99 (13,148) a	764,24 (12,475) a	676,86 (35,345) c
Solo					
pH	4,54 (0,016) b	4,54 (0,012) b	4,75 (0,039) a	4,5 (0,016) b	4,51 (0,018) b
N (%)	0,23 (0,0005) b	0,27 (0,003) a	0,26 (0,003) a	0,23 (0,001) b	0,24 (0,003) b
COT (%)	14,02 (0,964) b	14,83 (0,992) b	13,47 (0,846) b	14,59 (0,951) b	16,65 (0,844) a
P (mg.kg ⁻¹)	734,76 (19,921) b	554,46 (16,517) c	533,34 (9,553) c	822,5 (56,682) a	707,79 (13,930) b

Variáveis = N (%): Nitrogênio total; COT (%): Carbono orgânico total; e P (mg.kg⁻¹): Fósforo total. Analisamos a média e o desvio padrão entre as análises iniciais (nov/2020) e finais (nov/2021) nos tratamentos (RA: Remoção de acículas de *Pinus taeda* L.; N: Nucleação; IB: Plantio de mudas nativas em ilhas de biodiversidade; PL: Plantio de mudas nativas em linha; e RP: Restauração Passiva).

Ao analisar essas propriedades químicas através da ACP (Fig. 2), os resultados indicam que o carbono orgânico total (COT) do solo e da serapilheira, assim como o pH e o fósforo (P) total do solo são os principais fatores que contribuíram para haver diferenças entre os tratamentos estudados: (i) correlação do pH e P total do solo no tratamento IB; (ii) pH da serapilheira não se correlacionou com nenhuma estratégia utilizada; (iii) COT do solo teve correlação com o tratamento RA; (iv) COT da serapilheira teve correlação com N, PL e IB; e (v) nitrogênio e fósforo total da serapilheira não tiveram correlação com nenhum tratamento. A proporção acumulada de PC1 (0,35) e de PC2 (0,25) foi de 60% de confiabilidade, 35% de interferência de variação sazonal e 5% de erro (Fig. 2).

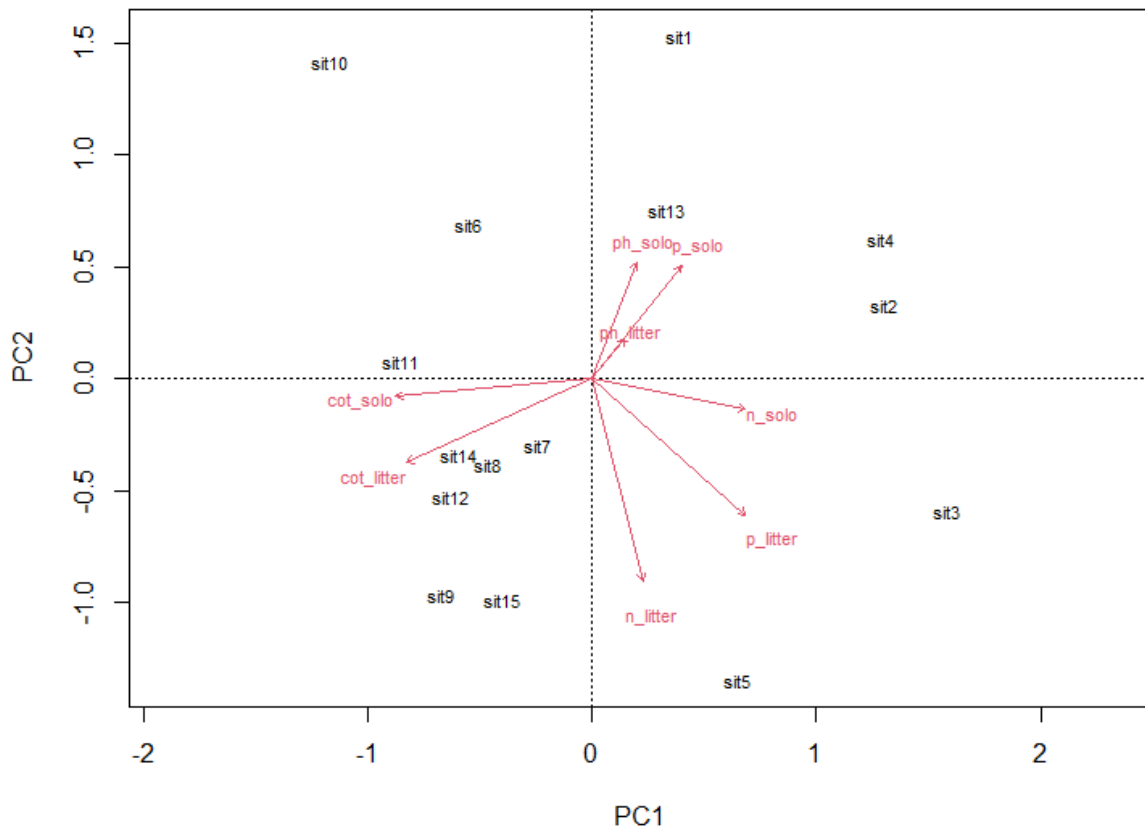


Fig. 2 Propriedades químicas do solo e da serapilheira (pH; P total; N total; e carbono orgânico total – COT) nos tratamentos: i) Restauração passiva (RP); ii) Plantio de mudas nativas em linha (PL); iii) Plantio de mudas nativas em ilhas de biodiversidade (IB); iv) Nucleação (N); e v) Remoção de acículas de *Pinus taeda* L. (RA), no Parque Estadual Rio Canoas (PAERC), Campos Novos, SC, Sul do Brasil, representados através da análise de componentes principais (ACP).

Estrutura da comunidade de macroartrópodes do solo e Índice de qualidade biológica do solo (IQS)

Quanto à estrutura da comunidade de macroartrópodes do solo (Fig. 3), representados através do escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS, R^2 igual a 0,956), foram identificadas 19 Ordens, sendo que apenas oito (com valor de p menor que 0,35) delas foram influenciadas pelos tratamentos estudados: (i) N apresentou a maior diversidade edáfica, com a presença das 8 ordens (Protura, Opiliones, Coleoptera, Haplotaxida, Diptera, Araneae, Hemiptera e Diplopoda); (ii) RP e RA, ambos com a presença de 6 ordens (Protura, Hemiptera, Diplopoda, Opiliones, Coleoptera e Haplotaxida); e (iii) PL e IB, ambos apresentaram a menor diversidade de

macroartrópodes do solo, com a presença de apenas 4 ordens (Diplopoda, Hemiptera, Haplotaaxida e Coleoptera). As demais ordens de macroartrópodes do solo registradas neste estudo apresentaram valor de p maior de 0,35, ou seja, não apresentaram diferenças nos tratamentos estudados (Anexo 1).

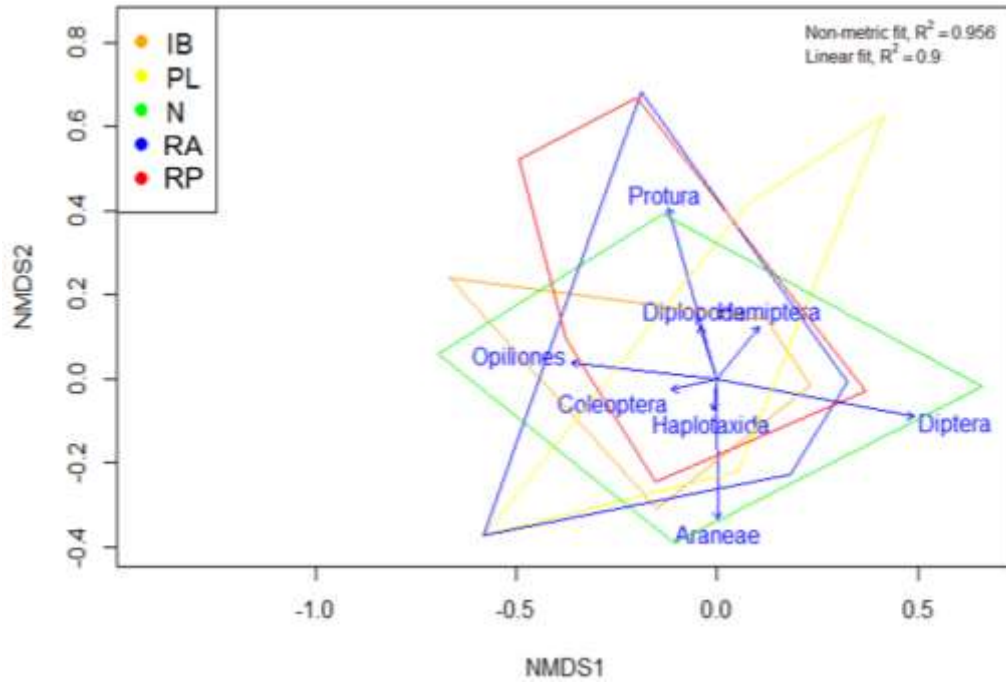


Fig. 3 Estrutura da comunidade de macroartrópodes do solo representados através do escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) do conjunto de dados amostrados nos tratamentos estudados (IB: Plantio de mudas nativas em ilhas de biodiversidade; PL: Plantio de mudas nativas em linha; N: Nucleação; RA: Remoção de acículas de *Pinus taeda* L.; e RP: Restauração Passiva).

Combinando os dados obtidos das propriedades químicas da serapilheira, do solo e da comunidade de macroartrópodes do solo nos tratamentos estudados, desenvolvemos um modelo matemático (Eq. 1) para determinar o Índice de Qualidade Biológica do Solo (IQS). O tratamento PL apresentou o maior valor de IQS (455,988) (Fig. 4), se destacando na maior provisão de serviços ecossistêmicos, através de: i) fornecimento de nutrientes (nitrogênio total da serapilheira e fósforo total do solo); ii) manutenção da matéria orgânica (carbono orgânico total do solo); iii) predação (Araneae); e iv) transformação da serapilheira (Coleoptera e Diplopoda).

Eq. 1 Índice de Qualidade do Solo (IQS)

$$\text{IQS} = (0,3608 \times \text{Npsol}) + (0,2328 \times \text{Ncole}) + (0,1427 \times \text{Ncotsol}) + (0,0941 \times \text{Ndipl}) + (0,0545 \times \text{Nnlit}) + (0,0359 \times \text{Naran}) + 0,0792$$

Onde: Npsol = Valores normalizados de fósforo total do solo (mg.kg^{-1}); Ncole = Valores normalizados de Coleoptera (ind. m^{-2}); Ncotsol = Valores normalizados de carbono orgânico total do solo (%); Ndipl = Valores normalizados de Diplopoda (ind. m^{-2}); Nnlit = Valores normalizados de nitrogênio total da serapilheira (%); Naran = Valores normalizados de Araneae (ind. m^{-2}).

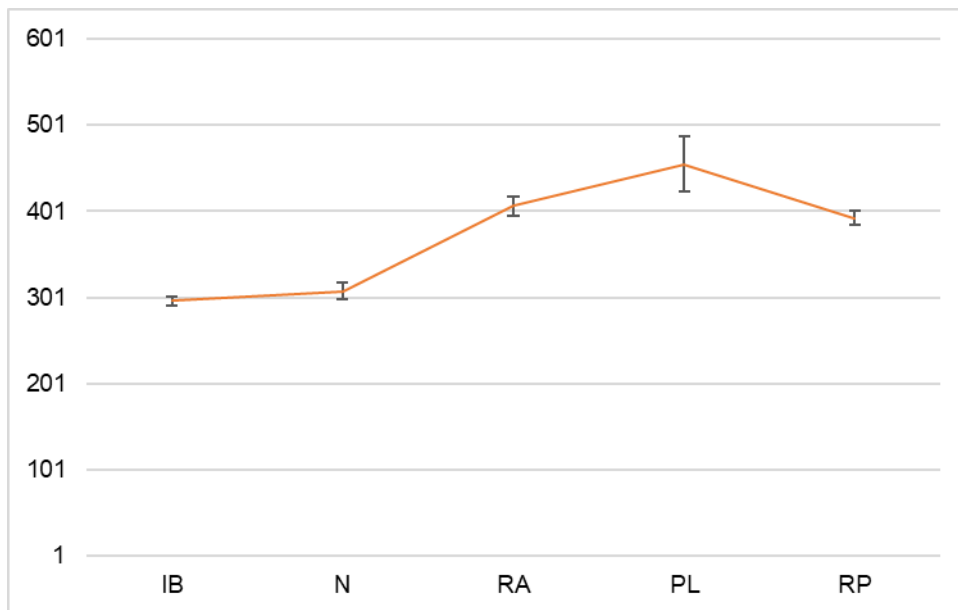


Fig. 4 Gráfico do Índice de Qualidade Biológica do Solo (IQS). IB: Plantio de mudas nativas em ilhas de biodiversidade; N: Nucleação; RA: Remoção de acículas de *P. taeda* L.; PL: Plantio de mudas nativas em linha; e RP: Restauração Passiva.

Discussão

As estratégias de restauração utilizadas apresentaram diferentes resultados quanto às propriedades químicas da serapilheira e do solo, em relação à valores de pH, nitrogênio total (%), carbono orgânico total (%) e fósforo total (mg.kg^{-1}). Tanto na serapilheira quanto no solo, o pH foi maior no tratamento IB. Isso pode estar relacionado com a presença de espécies arbóreas leguminosas que, segundo Macedo et al. (2008) essas espécies promovem uma redução na acidez do solo através da maior absorção de Ca^{++} , Mg^{++} e K^{+} , resultando em uma melhor soma de bases e capacidade de troca de cátions, elevando os níveis de acidez das camadas superficiais do

solo em contato com as raízes. Nos estudos de Filho, Santos e Ferreira (2013), áreas com tratamentos de restauração que envolvem incorporação de espécies nativas tentem a apresentar uma elevação nos valores de pH no solo, quando comparado às áreas de florestas, resultados similares também foram encontrados por Macedo et al. (2008).

A porcentagem de nitrogênio total foi maior para serapilheira no tratamento IB e, no solo, nos tratamentos N e IB respectivamente. Esse resultado pode ser uma consequência direta da Fixação Biológica de Nitrogênio (FBN) realizada pelas leguminosas utilizadas nesses tratamentos. Nos estudos de Rosa et al. (2019) há a comparação dos níveis de nitrogênio nas estratégias de restauração passiva e plantio de árvores nativas e, descobriu que as áreas com restauração passiva apresentam valores inferiores desse nutriente no solo, resultados que corroboram com os encontrados por Carvalho (2005) e Trentin et al. (2018), os quais também encontraram valores de nitrogênio mais elevados nos tratamentos que envolvem plantio de mudas nativas devido a presença de espécies leguminosas fixadoras nitrogênio no solo.

O fósforo total da serapilheira foi maior nos tratamentos IB e PL e, ao analisar o solo, foi maior no tratamento PL. Esses resultados também foram encontrados nos estudos de Zaia et al. (2018), os quais afirmam que a presença de espécies arbóreas leguminosas está diretamente relacionada a elevação do teor de fósforo nas camadas superficiais do solo. Segundo os autores, com o passar o tempo, o acúmulo deste nutriente nas camadas superficiais do solo é resultado direto da quantidade de decomposição dos resíduos vegetais, logo tratamentos que envolvem o plantio de mudas tem a tendência a apresentar maiores níveis desse elemento no solo e na serapilheira. Dentre as espécies utilizadas nos tratamentos IB e PL podemos citar Angico (*Parapiptadenia rigida* Benth.), Bracatinga (*Mimosa scabrella* Benth.) e Ingá-feijão (*Inga marginata* Willd.) como espécies leguminosas que podem ter influenciado a elevação do fósforo total nesses tratamentos, apesar de ser um curto período amostral. Moreira (2016) afirma que, ao longo do tempo, as tecnologias de restauração ecológica interferem diretamente nos teores de fósforo do solo, especialmente em estratégias que envolvem o plantio de mudas externas a área, quando comparado com o tratamento de restauração passiva.

Apesar de apresentar valores baixos de pH, N total e P total no tratamento RP, esta foi a estratégia de restauração que mais promoveu a porcentagem de carbono orgânico total, tanto na serapilheira quanto no solo. Esse resultado corrobora com os estudos de Spera et al. (2008) e Bortolini et al. (2018), analisando que há maior deposição e decomposição da serapilheira aliado a presença de espécies arbóreas, que contribuem para a elevação dos teores de COT no solo e nas camadas superficiais. O estudo de Balin (2016) também avaliou uma área onde foi aplicado a técnica de restauração passiva e os níveis de COT no tratamento controle (floresta sem intervenção

humana) foram semelhantes. Para Mônico (2019) a elevada produção de biomassa e a ausência de intervenção antrópica na RP estão relacionadas a taxas elevadas de COT no solo na camada de 0-20, em concordância com os estudos de Coutinho et al. (2017) que indica que áreas de florestas com baixa influência antrópica, atribuídas a uma maior quantidade de COT, devido ao ambiente favorável à presença de organismos edáficos e estrutura do ecossistema solo. Considerando que o tratamento que apresentou o menor valor de COT foi o IB, Machado (2016) aponta que apesar da riqueza de espécies, principalmente com plantas fixadoras de nitrogênio, apresentam grande influência nas características químicas do solo, entretanto seus efeitos e potenciais estão relacionadas as características do solo.

Por meio da ACP das propriedades químicas, é possível afirmar que o carbono orgânico total (COT) do solo e da serapilheira, o pH e o fósforo total do solo são os principais fatores que contribuíram para haver diferenças entre as estratégias de restauração utilizadas que, com o passar do tempo, podem apresentar resultados mais satisfatórios em relação a estes parâmetros analisados. Ao avaliar estes resultados, sugere-se a realização de análise física do solo e da serapilheira, quando na continuidade deste estudo, por se tratar de uma área que enfrenta diferenças sazonais quanto às intempéries (e.g. disponibilidade de oxigênio, % de água no solo, entre outros fatores físicos). A alteração nas características químicas do solo e da serapilheira estão relacionadas as estratégias de restauração ecológica, que em conjunto com as comunidades de macroartrópodes do solo são capazes de acelerar a sucessão ecológica, melhorando as propriedades químicas do solo e da serapilheira (Morales-Márquez e Meloni 2022).

Quanto à estrutura da comunidade de macroartrópodes do solo, os resultados mostraram que os tratamentos utilizados influenciam na composição do ecossistema edáfico. O tratamento N que propiciou a maior diversidade de macroartrópodes do solo, apresentando as ordens de maior representatividade (Protura, Opiliones, Coleoptera, Haplotaxida, Diptera, Araneae, Hemiptera e Diplopoda). Sendo uma técnica que envolve baixo custo (mão de obra), por utilizar dos resíduos gerados na supressão da espécie exótica invasora, apresentou resultados promissores considerando a importância desses indivíduos para a regeneração da floresta. Segundo Reis et al. (2003), Rodrigues, Brancalion e Isernhagen (2009), a nucleação é uma das estratégias de restauração mais utilizadas para resgatar a biodiversidade de ecossistemas.

Na sequência e na mesma proporção, os tratamentos RP e RA também foram eficazes na promoção da diversidade de macroartrópodes, deixando de fora somente as ordens Diptera e Araneae, os quais desempenham o papel de herbivoria e predação no ecossistema edáfico. Essas funções também são desempenhadas por outras ordens, como Hemiptera e Opiliones, as quais foram representadas na RP e RA. Desta forma, a RP é uma das

estratégias mais viáveis economicamente, pois não envolve alto custo de implantação, por não envolver ações antrópicas. Já os tratamentos PL e IB foram os que menos promoveram a diversidade de indivíduos, representando apenas 4 ordens de macroartrópodes (Diplopoda, Hemiptera, Haplotaxida e Coleoptera). São estratégias de restauração que necessita de mais investimento econômico, quando comparada às demais estratégias de restauração utilizadas, pois, além de haver o custo de mão de obra, há o investimento na aquisição de mudas nativas, frequência de monitoramento da mortalidade e reposição do plantio de mudas, se tornando a estratégia menos viável. Desta forma, as estratégias mais viáveis, tanto economicamente quanto para promover a diversidade de macroartrópodes do solo, são Nucleação ou Restauração Passiva. Segundo os estudos de Tulande-M et al. (2018), dentre essas ordens, Diplopoda e Coleoptera são indicadores de qualidade de ambiente em processos de restauração após remoção de Pinus, devido sua diversidade e abundância em relações às condições do ambiente.

Nossos estudos indicaram que o tratamento PL apresentou o maior valor do Índice de Qualidade Biológica do Solo (IQS), com maior provisão de serviços ecossistêmicos através do fornecimento de nutrientes, da manutenção da matéria orgânica, da predação e da transformação da serapilheira pelos macroartrópodes. De acordo com Moura et al. (2015) e Melo et al. (2019) o plantio de espécies com crescimento rápido, fixação de nitrogênio e alta produção de biomassa aumentam a qualidade do solo e o habitat da fauna. Tais características citadas pelos autores estão presentes nas espécies utilizadas no tratamento PL, logo corrobora com o maior valor de IQS obtido. É através deste índice que é possível avaliar o estado do solo e sua real potencialidade diante do uso e qualidade biológica em áreas de restauração ecológica, corroborando com os estudos de Menta et al. (2018), Forstall-Sosa et al. (2021) e de Hardegree et al. (2016), os quais afirmam que comunidades edáficas são capazes de acelerar a sucessão ecológica através fornecimento de nutrientes para as plantas e, conseqüentemente, promovendo em conjunto a sucessão ecológica.

Nas parcelas de PL foram encontrados transformadores de serapilheira (Diplopoda e Coleoptera), engenheiros ecossistêmicos (Haplotaxida) e herbívoros (Hemiptera), Ordens ligadas diretamente a qualidade biológica do solo. Os tratamentos RA e RP apresentaram índices de qualidade do solo estatisticamente semelhantes, sendo as estratégias de restauração que apresentaram os melhores valores, depois do tratamento PL. Nesses tratamentos foram encontrados as mesmas Ordens de macroartrópodes herbívoros, transformadores de serapilheira e engenheiros ecossistêmicos. Estudos realizados por Marichal et al. (2014), Kamau et al. (2019), Guo e Wang (2019) e Forstall-Sosa et al. (2020) apontam que a movimentação constante de resíduos de alta qualidade no solo influencia diretamente os grupos funcionais da comunidade de macroartrópodes do solo.

Conclusões

Através deste estudo foi observado que as estratégias de restauração utilizadas alteram as propriedades químicas do solo e da serapilheira, principalmente nos tratamentos IB e PL, por se tratar de estratégias que envolveram o plantio de mudas nativas, apresentaram os maiores valores de pH, nitrogênio e fósforo total. Em relação ao carbono orgânico total do solo e da serapilheira, a RP foi a estratégia de restauração de maior destaque, por não haver ações antrópicas, promoveu maior deposição e ciclagem de matéria orgânica.

Quanto à estrutura da comunidade de macroartrópodes do solo, a Nucleação foi a estratégia de restauração que mais promoveu a diversidade de indivíduos das Ordens Protura, Opiliones, Coleoptera, Haplótaxida, Díptera, Araneae, Hemiptera e Diplopoda. Na sequência, a RP é uma das estratégias que também promoveu a diversidade edáfica. Ambas estratégias visam baixo custo de implantação e manejo, e com bons resultados na promoção da comunidade de macroartrópodes do solo.

O tratamento PL apresentou o maior Índice de Qualidade Biológica do solo (IQS), desta forma é possível afirmar que esse tratamento apresenta a maior provisão de serviços ecossistêmicos através do fornecimento de nutrientes, da manutenção da matéria orgânica, da predação e da transformação da serapilheira pelos macroartrópodes do solo.

Desta forma, nosso estudo mostrou que as diferentes estratégias de restauração adotadas influenciam no favorecimento de habitat e energia para a fauna edáfica, promovendo um ciclo de retroalimentação planta-solo positivo, favorecendo a restauração do ecossistema. Mas, é importante destacarmos a necessidade da continuidade destes estudos na área experimental, visando alcançar resultados mais satisfatórios diante da evolução no processo de regeneração natural ao longo do tempo.

Conflitos de interesse/interesses concorrentes: Os autores declaram não haver conflitos de interesse.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Instituto do Meio Ambiente de Santa Catarina (IMA) pela autorização de Pesquisa (Nº 004/2020 DBIO), ao Grupo de Apoio à Gestão das Unidades de Conservação (GRIMPEIRO) pelo suporte as atividades de campo, ao Programa de Pós Graduação em Ecossistemas Agrícolas e Naturais (PPGEAN/UFSC) pelo suporte as atividades acadêmicas, ao BNDES (Projeto Reforma) pelo auxílio financeiro,

ao laboratório de solos da Universidade do Oeste de Santa Catarina (UNOESC/Campos Novos) pelas análises químicas de solo e de serapilheira e, ao Viveiro Florestal da BAESA (UHE Barra Grande) pela doação das mudas nativas.

Anexo

Tabela 3 Macroartrópodes do solo que não tiveram diferenças significativas (valor de *p* superior a 0,35) entre os tratamentos estudados

Variável	IB	N	RA	PL	RP
Acari	0.05 (0.023)	0.02 (0.016)	-	-	0.11 (0.031)
Archeognatha	-	0.02 (0.016)	-	0.02 (0.016)	-
Blattodea	-	0.02 (0.016)	0.02 (0.016)	-	-
Chilopoda	0.02 (0.016)	-	-	0.02 (0.016)	0.02 (0.016)
Dermaptera	-	-	-	0.02 (0.016)	-
Diplura	-	-	0.02 (0.016)	-	-
Enchytraeidae	-	0.05 (0.023)	0.02 (0.016)	-	-
Gastropoda	-	-	0.05 (0.023)	0.02 (0.016)	-
Hymenoptera	12.58 (1.175)	13.08 (1.163)	12.11 (1.215)	12.27 (0.894)	13.38 (1.486)
Homoptera	-	-	0.05 (0.033)	0.05 (0.033)	0.02 (0.016)
Larva de Lepidoptera	0.30 (0.057)	0.77 (0.192)	0.33 (0.079)	0.30 (0.119)	0.47 (0.134)
Lepidoptera	0.02 (0.016)	-	0.02 (0.016)	0.05 (0.023)	0.05 (0.023)
Mantodea	-	0.02 (0.016)	-	-	-
Orthoptera	2.02 (0.261)	1.00 (0.147)	2.41 (0.397)	2.25 (0.303)	1.97 (0.231)
Phasmatodea	-	-	0.02 (0.016)	-	-
Scorpiones	0.02 (0.016)	-	-	-	-
Strepsiptera	0.52 (0.142)	0.44 (0.118)	0.33 (0.082)	0.38 (0.059)	0.19 0.046
Thysanoptera	0.02 (0.016)	0.05 (0.023)	0.02 (0.016)	0.11 (0.052)	0.02 (0.016)
Thysanura	-	-	-	-	0.02 (0.016)

IB: Plantio de mudas nativas em ilhas de biodiversidade; N: Nucleação; RA: Remoção de acícula de *Pinus taeda* L.; PL: Plantio de mudas nativas em linha; RP: Restauração passiva.

Referências

- Abouheif E, Favé MJ, Ibarrarán-Viniegra AS, Lesoway MP, Rafiqi AM, Rajakumar R (2014) Eco-Evo-Devo: Chegou a hora. Em: Landry, C., Aubin-Horth, N. (eds) Genomics Ecológicos. Avanços em Medicina Experimental e Biologia, vol 781. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-007-7347-9_6

- Alvares CA, Stape, JL, Sentelhas, PC, de Moraes Gonçalves, JL, and Sparovek, G (2013) Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorol. Zeitschrift*. 22: 711–728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- Anderson JN, Ingram JSI (1989) Tropical Soil Biology and Fertility. *Soil Science*, p. 21.
- Balin NM (2016) Atributos do solo sob modelos em estágio inicial de restauração de floresta subtropical. 104 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Agronomia, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Pato Branco.
- Barbosa V, Barreto-Garcia P, Gama-Rodrigues E.; De Paula A (2017) Biomassa, carbono e nitrogênio na serapilheira acumulada de florestas plantadas e nativa. *Floresta e Ambiente*, v. 24, p. 1–9. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.024315>
- Bortolini D, Braida JA, Cassol LC, Migliorini F, Silva MR, Ferrazza JM (2013) Altura de manejo de papua e propriedades de solo em sistema de integração lavoura – pecuária. *Revista Ceres*, v. 60, p. 535-543.
- Carvalho R, Goedert WJ, Armando MS (2005) Atributos físicos da qualidade de um solo sob sistema agroflorestal. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v. 39, n. 11, p. 1153-1155, 2005. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2004001100015>
- Carvalho CJB de, Rafael JA, Couri MS, Silva VC (2012) Díptera Linnaeus, 1758. In: RAFAEL, J. A.; MELO, G. A. R.; CARVALHO, C. J. B. de; CASARI, S. A.; CONSTANTINO, R. (Eds.). *Insetos do Brasil: diversidade e taxonomia*. Ribeirão Preto: Holos Editora, 2012. p. 701-743.
- Casari AS, Ide S (2012) Coleoptera Linnaeus, 1758. In: RAFAEL, J. A.; MELO, G. A. R.; CARVALHO, C. J. B. de; CASARI, S. A.; CONSTANTINO, R. (Ed.). *Insetos do Brasil: diversidade e taxonomia*. Ribeirão Preto: Holos Editora, 2012. p. 453-536.
- Coradin L, Siminski A, Reis A (2011) Espécies nativas da flora brasileira de valor econômico atual ou potencial: plantas para o futuro – Região Sul – Brasília: MMA, 934p. : il. color. ; 29cm.
- Costa C, Ide S (2006) Coleoptera. In: COSTA, C.; IDE, S.; SIMONKA, C. E. (Ed.). *Insetos imaturos: metamorfose e identificação*. Ribeirão Preto; Holos, 2006. p. 107-146.
- Dionísio JA, Pimentel IC, Signor D, Paula AM de, Maceda A, Mattana AL (2016) Guia prático de biologia do solo. 1–160 pp.
- EPAGRI, Secretaria do Estado da Agricultura e Desenvolvimento Rural. 2020. Monitoramento do Frio: Boletim nº 03/2020. Governo do Estado de Santa Catarina.
- Falleiros RM, Zenni RD, Ziller SR (2010) Invasão e manejo de *Pinus taeda* em campos de altitude do Parque Estadual do Pico Paraná, Paraná, Brasil. *Floresta*. <https://doi.org/10.5380/ufv.v41i1.21193>

- FATMA, Fundação do Meio Ambiente. 2007. Plano de Manejo do Parque Estadual Rio Canoas - Encarte 3: Análise da Unidade de Conservação. 134.
- Fockink G.D., Pech T.M., Silva M., Siminski A. & Niemeyer J.C. 2020. Influence of aciculas deposition on natural regeneration in sub-woods of *Pinus taeda* L. forest stand. *Floresta*. 50: 1071–1080. <https://doi.org/10.5380/rf.v50 i1.61136>
- Forstall-Sosa KS, de Souza TAF, de Oliveira Lucena E, da Silva SIA, Ferreira JTA, do Nascimento Silva T, Santos D, Niemeyer JC (2021) Soil macroarthropod community and soil biological quality index in a green manure farming system of the Brazilian semi-arid. *Biologia (Bratisl)*. 76: 907–917. <https://doi.org/10.2478/s11756-020-00602-y>
- Gao Z, Ma Y, Liu K, Miao X, Zhao Y. (2017) "An Indoor Multi-Tag Cooperative Localization Algorithm Based on NMDS for RFID," in *IEEE Sensors Journal*, vol. 17, no. 7, pp. 2120-2128, 1 April, 2017, <https://doi.org/10.1109/JSEN.2017.2664338>.
- Grazia J, Cavichioli RR, Wolf RRS, Fernandes JAM, Takiya DM (2012) Hemiptera. Linnaeus, 1758. In: RAFAEL, J. A.; MELO, G. A. R.; CARVALHO, C. J. B. de; CASARI, S. A.; CONSTANTINO, R. (Ed.). *Insetos do Brasil: diversidade e taxonomia*. Ribeirão Preto: Holos Editora, 2012. p. 347-405.
- Guo H, Wang C-Z (2019) The ethological significance and olfactory detection of herbivore induced plant volatiles in interactions of plants, herbivorous insects, and parasitoids. *Arthropod Plant Interac* 13:161–179. <https://doi.org/10.1007/s11829-019-09672-5>
- Hardegree SP, Jones TA, Roundy BA, Shaw NL, Monaco TA (2016) Assessment of range planting as a conservation practice. *Rangeland Ecology & Management* 69: 237– 247. doi: <http://doi.org/10.1016/j.rama.2016.04.007>.
- Heijden MGA, Bardgett RDE, Straalen NM (2008) The unseen majority: soil microbes as drivers of plant diversity and productivity in terrestrial ecosystems. *Ecol. Lett.* 11: 296–310. <http://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01139.x>
- IBÁ, Indústria Brasileira de Árvores. Relatório 2022. 2022.
- Indicatti RP, Candiani DF, Brescovit AD, Japyassõ HF (2005) Diversidade de aranhas (Arachnida, Araneae) de solo na bacia do reservatório do Guarapiranga, São Paulo, São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica*, São Paulo, v. 5, n. 1, p. 1-12, 01 fev. 2005.
- Iniesta LFM, Bouzan RS, Rodrigues PES, Almeida TM de; Ott R, Brescovit AD (2021) A preliminary survey and range extension of millipedes species introduced in Brazil (Myriapoda, Diplopoda). *Papéis Avulsos de*

- Zoologia, [S.L.], v. 61, p. 1-18. Universidade de Sao Paulo, Agencia USP de Gestao da Informacao Academica (AGUIA). <http://dx.doi.org/10.11606/1807-0205/2021.61.88>
- Iniestra DJM, Mosqueda MC, Álvarez HOG, Arellano NAC (2017) Cambios edáficos en islas de fertilidad y su importancia en el funcionamiento de un ecosistema del valle de Tehuacán Puebla, México. *Rev. Terra Latinoam.* 35: 123.
- Jones CG, Lawton JH, Shachak M (1997). Positive and Negative Effects of Organisms as Physical Ecosystem Engineers. *Ecology* (em inglês). 78 (7): 1946–1957. ISSN 1939-9170. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1997\)078\[1946:PANEOO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1997)078[1946:PANEOO]2.0.CO;2)
- Jouquet P, Dauber J, Lagerlöf J, Lavelle P, Lepage M (2006) Soil invertebrates as ecosystem engineers: Intended and accidental effects on soil and feedback loops. *Applied Soil Ecology* (em inglês). 32 (2): 153–164. ISSN 0929-1393. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2005.07.004>
- Kamau S, Karanja N, Ayuke FO, Lehmann J (2019) Short-term influence of biochar and fertilizer-biochar blends on soil nutrients, fauna and maize growth. *Biol Fert Soils* 55:661–673. <https://doi.org/10.1007/s00374-019-01381-8>
- Kury AB, Pinto-da-Rocha R (2002) Opiliones. In: ADIS, J. (Ed.): *Amazonian Arachnida and Myriapoda*. Sofia, Moscow: Pensoft Publishers, 2002. Cap. 4, p. 345 - 362.
- Laurindo LK, Souza TAF de, Silva LJR da; Casal TB, Pires KJC, Kormann S, Schmitt DE, Siminski A (2021) Arbuscular mycorrhizal fungal community assembly in agroforestry systems from the Southern Brazil. *Biologia*, [S.L.], v. 76, n. 4, p. 1099-1107, 2 mar. 2021. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11756-021-00700-5>
- Lawrence JF, Britton EB (1991) Coleoptera (beetles). In: C.S.I.R.O. Division of Entomology. *The insects of Australia: a textbook for students and research workers*. 2. ed. Carlton: Melbourne University Press, 1991. p. 543-683.
- Lopes MS, Veettil BK, Saldanha DL (2019) Assessment of small-scale ecosystem conservation in the Brazilian Atlantic Forest: a study from Rio Canoas State Park, southern Brazil. *Sustainability*, 11: 2948. <http://doi.org/10.3390/su11102948>
- Macedo MO, Resende AS, García PC, Boddey RM, Jantalia CP, Urquiaga S, Campello EFC, Franco AA (2008) Changes in soil C and N stocks and nutrient dynamics 13 years after recovery of degraded land using leguminous nitrogen-fixing trees. *Forest Ecology and Management*, v.255, p.1516-1524.

- Machado DL (2016) Aporte de serapilheira, fauna edáfica e matéria orgânica do solo em diferentes sistemas de restauração florestal. 2016. 204 f. Tese (Doutorado) – Curso Ciência Florestal, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2016.
- Marchioro CA, Santos KL, Siminski A (2020) Present and future of the critically endangered *Araucaria angustifolia* due to climate change and habitat loss. *Forestry*. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpz066>
- Marichal R, Grimaldi M, Feijoo M. A, Oszwald J, Praxedes C, Cobo DHR, Hurtado MDP, Desjardins T, Silva Junior ML da, Costa LGS (2014) Soil macroinvertebrate communities and ecosystem services in deforested landscapes of Amazonia. *Applied Soil Ecology*, [S.L.], v. 83, p. 177-185, nov. 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2014.05.006>
- Melo LN, Souza TAF, Santos D (2019) Cover crop farming system affect macroarthropods community diversity of Caatinga. *Brazil Biologia*. <https://doi.org/10.2478/s11756-019-00272-5>
- Menta C, Conti FD, Pinto S, Bodini A (2018) Soil Biological Quality index (QBS-ar): 15 years of application at global scale. *Ecol. Indic.* 85: 773–780.
- Mônico AC (2019) Alternativas para restauração florestal de pastagens. 2019. 181 f. Tese (Doutorado) – Curso Recursos Florestais, Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- Morales-Márquez J, Meloni F (2022) Soil fauna and its potential use in the ecological restoration of dryland ecosystems. *Restor. Ecol.* 1–13.
- Moreira FL (2016) Avaliação de formas de fósforo do solo sob diferentes tecnologias de restauração ecológica no sudoeste do paraná. 39 f. TCC (Gradua o) – Curso Engenharia Florestal, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Dois Vizinhos.
- Moura CF (2008) Carbon and water relations in *Pinus taeda*: bridging the gap across plant physiology, genomics, and global climate change. Dissertation submitted in partial fulfillment of the requirements for the degree of Doctor of Philosophy in the Department of Biology in the Graduate School of Duke University. 248p.
- Moura EG, Aguiar ACF, Piedade AR, Rousseau GX (2015) Contribution of legume tree residues and macrofauna to the improvement of abiotic soil properties in the eastern Amazon. *Appl Soil Ecol* 86:91–99. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2014.10.008>
- Overal WL, Paravero N (2002) *Insecta - Protura*. Fauna da Amazônia Brasileira, v. 21, p. 1-5, Fev. 2002
- R Core Team (2020) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

- Reis A, Bechara FC, Espíndola MB, Vieira NK, Souza LL (2003) Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. *Natureza e Conservação*, v. 1, n. 1, p. 28–36.
- Ricardo BH, Siminski A, Dos Reis MS (2022) Invasive alien species in protected areas: the dynamics of *Pinus taeda* at Rio Canoas State Park – Brazil. *Can. J. For. Res.* 52: 328–334.
- Rodrigues RR, Brancalion PHS, Isernhagen I (2009) Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. São Paulo: LERF/ESALQ: Instituto BioAtlântica. 256p.
- Santos RS (2016) Opiliões (Arachnida: opiliones) em remanescente florestal no município de plácido de castro, ac. *Revista Agro@Mambiente On-Line*, [S.L.], v. 10, n. 3, p. 282, 10 out. 2016. Universidade Federal de Roraima. <http://dx.doi.org/10.18227/1982-8470ragro.v10i3.3347>.
- SDR, Secretaria de Desenvolvimento Regional (2003) Campos Novos: Caracterização Regional. 36.
- Souza T, Santos D (2018) *Biologia dos Solos da Caatinga*. Areia, Paraíba. 208 pp.
- Souza TAF de, Rodriguez-Echeverría S, Andrade LA de, Freitas H (2016) Could biological invasion by *Cryptostegia madagascariensis* alter the composition of the arbuscular mycorrhizal fungal community in semi-arid Brazil?. *Acta Bot. Brasilica*. 30: 93–101.
- Souza TAF de, Rodriguez-Echeverría S, Andrade LA de, Freitas H (2016) Arbuscular mycorrhizal fungi in *Mimosa tenuiflora* (Willd.) Poir from Brazilian semi-arid. *Brazilian J. Microbiol.* 47: 359–366.
- Spera ST, Denardin JE, Escosteguy PAV, Santos HP, Figueroa EA (2008) Dispersão de argila em microagregados de solo incubado com calcário. *Revista Brasileira Ciência do Solo*, v. 32, p. 2613-2620.
- Topanotti LR, Vaz DR, Carvalho SdC. *et al.* Growth and wood density of *Pinus taeda* L. as affected by shelterwood harvest in a two-aged stand in Southern Brazil. *Eur J Forest Res* 140, 869–881 (2021). <https://doi.org/10.1007/s10342-021-01372-1>
- Tulande-M. E, Barrera-Cataño JI, Alonso-Malaver CE, Morantes-Ariza C, Basto S, Salcedo-Reyes JC (2018). Soil macrofauna in areas with different ages after *Pinus patula* clearcutting. *Universitas Scientiarum*, 23(3), 383-417. <https://doi.org/10.11144/javeriana.sc23-3.smia>
- Trentin BE, Estevan DA, Rossetto EFS, Gorenstein MR, Brizola GP, Bechara FC (2018) Restauração Florestal na Mata Atlântica: passiva, nucleação e plantio de alta diversidade. *Ciência Florestal*, [S.L.], v. 28, n. 1, p. 160-174, 2 abr. 2018. Universidad Federal de Santa Maria. <http://dx.doi.org/10.5902/1980509831647>
- Zaia FC, Gama-Rodrigues AC, Gama-Rodrigues EF (2008) Formas de fósforo no solo sob leguminosas florestais, floresta secundária e pastagem no norte fluminense. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. V.32:p.1191-1197.

- Zangaro W, Rostirola LV, Souza PB, Alves RA, Lescano LEAM, Rondina ABL, NogueiraMA, Carrenho R (2013) Root colonization and spore abundance of arbuscular mycorrhizal fungi in distinct successional stages from an Atlantic rainforest biome in Southern Brazil. *Mycorrhiza*. <https://doi.org/10.1007/s00572-012-0464-9>
- Zhang Q, Yang R, Tang J, Yang H, Hu S, Chen X (2010) Positive Feedback between Mycorrhizal Fungi and Plants Influences Plant Invasion Success and Resistance to Invasion. *PLoS One*. 5: 10.

CAPÍTULO III

Regeneração natural após controle da invasão biológica de *Pinus taeda* L. no Parque Estadual Rio Canoas (PAERC) em Campos Novos/SC*

Revista Biologia²

Resumo

Vários fatores bióticos e abióticos influenciam na regeneração natural de uma área degradada com a presença de espécies invasoras, entender os processos que regem essa relação é de vital importância para garantir o sucesso do processo de restauração. O presente trabalho visou avaliar diferentes estratégias de restauração na regeneração de uma área com histórico de invasão por *Pinus taeda* L. no Parque Estadual Rio Canoas, em Campos Novos/SC. Foram utilizadas cinco diferentes técnicas, sendo elas: (i) Restauração Passiva (PR); (ii) Restauração com controle de acículas de *P. taeda* (NC); (iii) Nucleação (N); (iv) Plantio de mudas nativas em linha (PL); (v) Plantio de mudas nativas em ilhas de biodiversidade (IB). Foram avaliados por 1 ano parâmetros relacionados à chuva e banco de sementes, avaliação do crescimento vegetal e da regeneração natural da área de estudo, após a remoção de regenerantes adultos de *P. taeda* na área. Os resultados mostraram que apesar de ser um curto período de avaliação das estratégias de restauração adotadas, ambas se destacaram em função do tempo. É necessário um período mínimo de 3 anos para poder classificar o nível de restauração da área em função das estratégias utilizadas. Recomenda-se a continuação destas avaliações, além de envolver mais temas de pesquisas que sejam relevantes para avaliar a evolução das estratégias de restauração em função do tempo.

Palavras-chave: Restauração ecossistêmica, conservação florestal, espécies invasoras, funções ecossistêmicas, unidade de conservação.

Introdução

² O artigo será submetido à Revista Biologia, seguindo suas diretrizes de submissão. Disponível em: <https://www.springer.com/journal/11756/submission-guidelines>

Os ecossistemas naturais podem sofrer perturbações devido a atividades antrópicas em diversas intensidades e, após a finalização do distúrbio, o tempo que o ambiente demora para voltar ao estado próximo ao original vai depender de diversos fatores bióticos e abióticos e dependendo da intensidade da perturbação a área pode necessitar de intervenção humana devido ao comprometimento da capacidade de resiliência do ecossistema (Peres et al. 2021).

Um fator que pode afetar negativamente o processo de regeneração de um ecossistema é a invasão biológica (Richardson et al. 2000), segundo Borgert (2021) e Pelizzaro (2022) esse processo é atualmente a segunda maior causa de perda de biodiversidade no planeta. Na Mata Atlântica a invasão por espécies do gênero *Pinus*, consequência da utilização da espécie no setor silvicultural e suas variadas utilizações no setor madeireiro nacional e internacional), resulta em alterações da comunidade vegetal nativa e a regeneração natural do Bioma (Bourscheid e Reis, 2010; Ramos et al. 2019 (Fockink et al. 2020; Nascimento et al. 2020).

O controle do *Pinus* em Unidades de Conservação é realizado após uma avaliação para determinar se realmente é necessária a intervenção humana. Após definido a necessidade, existem diversas maneiras de se controlar a proliferação, a depender do momento em que a dispersão está. Para períodos iniciais somente o controle com facão e foice para remover as plantas menores é suficiente. No caso de proliferações há mais tempo, se faz necessário o controle mais minucioso, como retirada de galhos, derrubada de indivíduos maiores, eliminação de cones com sementes, anelamento, entre outros técnicas (Zanchetta et al. 2017; Pelizzaro 2022).

O *Pinus* tem grande capacidade de produção de sementes, que são espalhadas pelo vento e crescem fora de sua área de plantio. A falta de manejo na reprodução desta espécie acaba provocando perda de biodiversidade, pois impede o crescimento de outras espécies. Um único indivíduo pode gerar um grande número de novas plantas, que continuarão seu ciclo de expansão. Assim, a falta de controle prejudicará outros ambientes e, buscar entender os processos ecológicos relacionados em áreas onde foi realizado o corte ou controle do *Pinus taeda* L. e a interação entre os fatores biótico e abióticos (vegetação, solo, serapilheira, fauna, entre outros) é de suma importância para garantir a regeneração de áreas exploradas anteriormente e que possuem algum nível de invasão biológica (Heijden et al. 2008; Souza et al. 2016; Zhang et al. 2010).

Obter esse entendimento é fundamental para colaborar com a conservação de áreas naturais protegidas. Como é o caso do Parque Estadual Rio Canoas (PAERC), uma Unidade de Conservação de proteção integral do Estado de Santa Catarina, criado em 2004, com uma área com 1.113,25 ha, o qual protege remanescentes florestais do Bioma Mata Atlântica, mas que apresenta histórico da invasão biológica (Ricardo et al. 2021). Esse cenário é resultado do manejo de *Pinus taeda* em alguns talhões desta área, quando a mesma pertencia a Brochmann Pollis.

Quando esta área foi doada ao estado de Santa Catarina, como forma de compensação ambiental da Campos Novos Energia S.A., todos esses talhões foram removidos mas, devido a falta de monitoramento e técnicas de controle de invasão biológica, o qual prevaleceu até 2018, esta espécie acabou regenerando na área, principalmente devido ao banco de sementes e à chuva de sementes de *Pinus*, por haver este cultivo no limite da Unidade de Conservação e, em grande parte de sua Zona de Amortecimento (FATMA 2007; Ricardo et al. 2021).

Utilizar estratégias de restauração são fundamentais para tentar amenizar a invasão biológica de *Pinus taeda* em Unidades de Conservação, sendo necessário avaliar dados que envolvam a quantificação de banco e chuva de sementes, avaliação do crescimento vegetal e da regeneração natural. Desta forma, o objetivo deste trabalho foi avaliar se a regeneração natural em ambiente após controle da invasão biológica de *Pinus taeda* L. é influenciada pelas estratégias e práticas de restauração adotadas no Parque Estadual Rio Canoas, em Campos Novos/SC. Esse trabalho também está inserido no contexto do Projeto RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DA FLORESTA OMBRÓFILA MISTA – REFORMA, com financiamento do Fundo Social do BNDES, que objetiva a Restauração florestal de 302 hectares de Mata Atlântica em dois diferentes perfis de áreas: a) Unidade de Conservação (Parque Estadual Rio Canoas - PAERC); e b) Assentamento da Reforma Agrária (Índio Galdino). Como uma proposta inovadora, o REFORMA busca aumentar a eficiência da recuperação da vegetação nativa, considerando os fatores ambientais, sociais e econômicos.

Material e métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado no Parque Estadual do Rio Canoas (PAERC), município de Campos Novos, Santa Catarina, Sul do Brasil (27°34'22,31"S, 51°9'39,78"W; 733 metros de altitude) (Fig. 1). A classificação do clima é subtropical mesotérmico úmido - Cfa de acordo com o Sistema de Classificação Climática de Köppen (Alves et al. 2013). As médias anuais de precipitação, temperatura e umidade relativa do ar são de 1780 milímetros, 16,5 °C e 75% (SDR 2003; FATMA 2007; Lopes et al. 2019). Na área foi registrado o acúmulo de 754 horas de frio \pm 7,2 °C (EPAGRI, 2020). Localizada na Planície do Lajeado do Roberto, a área de estudo é caracterizada por um afloramento de derrame basáltico ácido, com solo pedregoso envolto por argila, formando relevo plano próximo a grandes declives entre vales drenando para o rio Canoas (FATMA 2007; Lopes et al. 2019; Ricardo et al. 2021).

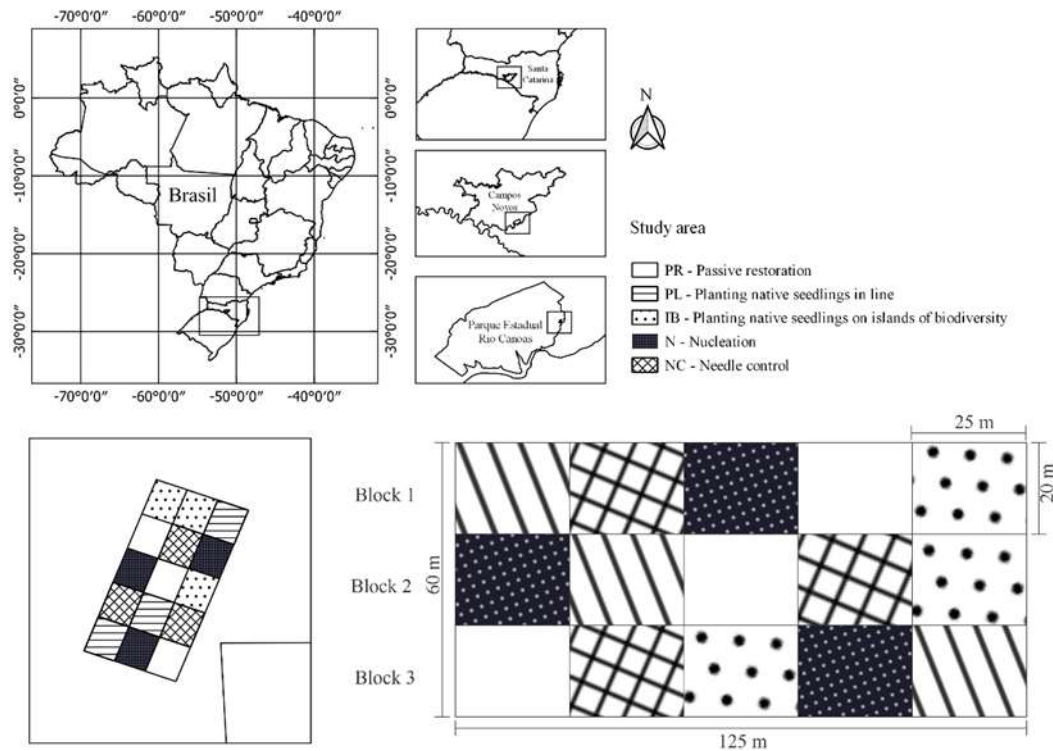


Fig. 1 Localização do Parque Estadual Rio Canoas (PAERC) e da área de estudo, com estratégias de restauração (PR: Restauração passiva; PL: Plantio de mudas nativas em linha; IB: Plantio de mudas nativas em ilhas de biodiversidade; N: Nucleação; e NC: Restauração com controle de acículas de *Pinus taeda* L.). Desenho realizado por Giovana Tiepo (2022). Fonte: IBGE 2019.

Área experimental

A área experimental, com 7.500 m² (0,75 ha), possuía um histórico de invasão biológica por *Pinus taeda* L. (Ricardo et al. 2021). Em 2019, os indivíduos com aptidão comercial foram removidos através do corte semi mecanizado e realizado o controle biológico dos demais exemplares, através de contrato de troca de serviços entre o Instituto do Meio Ambiente de Santa Catarina (IMA) com uma empresa terceirizada com especialidade na área madeireira. Para a execução da remoção e controle do *P. taeda* desta área da Unidade de Conservação, foi necessário seguir algumas etapas, como: (i) reconhecimento e delimitação da área com regenerantes de diferentes portes; (ii) definição da metodologia de remoção semi mecanizada como mais adequada, onde exemplares com aptidão comercial eram derrubados, classificados, fracionados em toras e baldeados até a estrada de acesso para o carregamento e transporte, permanecendo na área apenas material sem aproveitamento comercial, como indivíduos de pequeno porte, a copada das árvores e demais galharias.

Após o corte do *Pinus*, em 2020 foi implantado 5 estratégias de restauração (tratamentos) em 3 blocos casualizados (DBC), em 15 parcelas (20 metros x 25 metros). As estratégias de restauração adaptadas da proposta do Pacto de Restauração da Mata Atlântica (Rodrigues et al. 2009), aplicando as seguintes técnicas: (i) Restauração Passiva (PR); (ii) Restauração com controle de acículas de *Pinus taeda* L. (NC); (iii) Nucleação (N); (iv) Plantio de mudas nativas em linha (PL); (v) Plantio de mudas nativas em ilhas de biodiversidade (IB) (Fig. 1).

Descrição dos tratamentos

Na Restauração Passiva (PR) não houve interferência antrópica nos blocos casualizados, deixamos a área conduzir a regeneração natural. No tratamento Restauração com controle de acículas de *Pinus taeda* L. (NC), foi realizada a remoção de toda a serapilheira e galharias de *Pinus* que permaneceu na área mesmo após a supressão da espécie, tendo como objetivo avaliar como é o processo da regeneração natural sem a presença desta barreira física (Fockink et al. 2020).

Na Nucleação (N), foi realizada a junção de galharias e formação de poleiro artificial, com a própria galharia de *Pinus* que restou da supressão realizada em 2019, visando atrair agentes dispersores, intensificando a chuva de sementes e resgatando a biodiversidade de ambientes florestais, utilizadas por Reis et al. (2003), Bechara (2003, 2006) e no Pacto de Restauração da Mata Atlântica (Rodrigues et al. 2009). Na Nucleação, também foi realizada a transposição de solo, que consistiu na retirada de 10 cm de profundidade de solo de 1 m² e inserção de solo fértil proveniente de uma área mais conservada da própria Unidade de Conservação, com o objetivo de enriquecer o banco de sementes para auxiliar na regeneração natural da área.

No tratamento Plantio de mudas nativas em linha (PL) também foi utilizada a metodologia proposta por Rodrigues et al. (2009), respeitando o espaçamento entre linhas de 3 x 2 m, intercalando o plantio com espécies de crescimento rápido e ciclo de vida curto (15 a 25 anos), compondo as linhas de preenchimento e, o plantio de espécies de nível intermediário e final da sucessão, formando linhas com a maior diversidade possível, as quais aumentam a probabilidade do sucesso de restauração ecológica (Tabela 1).

E, no tratamento Plantio de mudas nativas em ilhas de biodiversidade (IB), foi realizado o plantio heterogêneo de mudas nativas (Tabela 1) em ilhas de biodiversidade, utilizando o método proposto por Rodrigues et al. (2009) e também propostos diferentes autores (Reis et al. 2003; Bechara, 2006), os quais afirmam que este método, quando bem planejado, tende a fixar o processo de sucessão ecológica por longo período de tempo, pois,

ao plantar mudas arbóreas de diversas espécies, garante-se fonte de alimento durante o ano todo para a fauna. Todas as mudas nativas (Tabela 1) foram doadas pelo Viveiro Florestal da BAESA (UHE Barra Grande).

Tabela 1 Espécies nativas plantadas nos tratamentos PL (Plantio de mudas nativas em linha) e IB (Plantio de mudas nativas em ilhas de biodiversidade)

Espécie	Grupo ecológico	Quantidade
Angico (<i>Parapiptadenia rigida</i> Benth.)	P/SI	24
Araçá-amarelo (<i>Psidium</i> sp.)	ST	15
Araçá-vermelho (<i>Psidium</i> sp.)	ST	15
Araucária (<i>Araucaria angustifolia</i> Bertol.)	P/SI	30
Aroeira-do-campo (<i>Schinus</i> sp.)	P/SI	20
Aroeira-salsa (<i>Schinus molle</i> L.)	P/SI	20
Aroeira-vermelha (<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi)	P/SI	30
Bracatinga (<i>Mimosa scabrella</i> Benth.)	P/SI	80
Butiá (<i>Butia</i> sp.)	ST	15
Cedro (<i>Cedrela fissilis</i> Vell.)	P/SI	60
Cerejeira (<i>Eugenia involucrata</i> DC.)	ST	15
Goiaba-serrana (<i>Acca sellowiana</i> O.Berg)	ST	15
Guabiju (<i>Myrcianthes pungens</i> O.Berg)	ST	15
Guabiroba (<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O.Berg)	ST	15
Ingá-feijão (<i>Inga marginata</i> Willd.)	P/SI	30
Ipê-amarelo (<i>Handroanthus albus</i> (Cham.) Mattos)	ST	15
Pitanga (<i>Eugenia uniflora</i> L.)	ST	15
Rabo-de-bugio (<i>Lonchocarpus campestris</i> Mart. ex Benth.)	P/SI	20
Tarumã (<i>Vitex montevidensis</i> Cham.)	P/SI	20
Uvaia (<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.)	ST	14
P/SI: Primária/Secundária Inicial; ST: Secundária Tardia (Coradin et al. 2011)		483 indivíduos
Chuva de sementes e de serapilheira		

Para coleta e avaliação de chuva de sementes foi utilizado o método descrito por Ricardo et al. (2021), através da instalação de coletores de sementes de 1m², com estrutura de madeira e tela dispostos a 0,8m de altura do solo. De novembro de 2020 à novembro de 2021, com coletas bimestrais, as sementes e a serapilheira depositadas nos coletores foram armazenadas em sacos de papel, secados em estufa (65°C) e triados na sala de apoio à pesquisa do Parque Estadual Rio Canoas. Não foi realizado teste de germinação para avaliar a viabilidade e sanidade das sementes. Na análise de chuva de sementes analisamos as seguintes situações: a) riqueza de sementes nativas (ind.m²); b) abundância de sementes nativas (ind.ha⁻¹); c) abundância de sementes de *Pinus* (ind.ha⁻¹); e d) biomassa seca da chuva de serapilheira (kg.ha⁻¹) (Fig. 2). Desta forma, ao quantificar a densidade

de sementes e serapilheira por parcela e o padrão de dispersão, estimamos os valores por hectare, avaliando os tratamentos de forma individual.

Banco de sementes

Para avaliar o potencial de germinação de espécies nativas e exóticas na área de estudo, foi realizada uma coleta de banco de sementes em cada parcela em novembro de 2020 e em maio de 2021, seguindo a mesma metodologia empregada por Ricardo et al. (2021). A coleta consistiu na retirada da serapilheira e os primeiros 5 cm de profundidade do solo, com o auxílio de um gabarito de madeira de 25 cm x 25 cm. O material coletado foi depositado em bandejas perfuradas, contendo substrato florestal, e acompanhado por 120 dias, na estufa do Parque Estadual Rio Canoas (PAERC). Ao final de cada período, foi realizada análise de germinação de espécies nativas x *Pinus*, considerando somente o peso da biomassa seca, realizando a secagem em estufa (65°C), convertendo o peso em kg/hectare.

Avaliação do crescimento vegetal

Em todas as parcelas foi analisada a capacidade do solo em sustentar a produção de biomassa vegetal, sendo utilizado o método de Melo et al. (2019) através da amostragem com gabarito de 1 m² lançado em três pontos aleatórios dentro de cada parcela. Todo o material coletado foi separado a campo (vegetal x serapilheira/galharria) e triado no laboratório de solos da Universidade do Oeste de Santa Catarina, Campus de Campos Novos, onde foi seco em estufa à 65°C e, posteriormente, pesado para obtenção da biomassa seca. O material foi identificado quanto a espécies nativas x *Pinus*, e os dados obtidos em gramas/m² foram convertidos em toneladas/ha.

Avaliação da regeneração natural

Para avaliar o processo de restauração da área de estudo, foi adaptada a metodologia descrita no Art. 16 da IN nº 32, de 03 abril de 2014, a qual “estabelece as orientações, diretrizes e critérios sobre restauração ecológica no Estado de São Paulo” (SMA 2014). Em cada parcela, foi estabelecida uma unidade amostral de 25 m x 4 m (100 m²), avaliando a porcentagem da vegetação na cobertura do solo, quantificando espécies nativas e exóticas

regenerantes e densidade de indivíduos regenerantes/hectare. A mesma Instrução Normativa foi utilizada para análise de dados, tendo como base os valores intermediários de referência para o monitoramento da regeneração natural. A coleta de dados foi realizada em todas as parcelas no período de um ano, em novembro de 2020 e novembro de 2021.

Análise estatística

Realizamos teste de homogeneidade das variâncias com todos os dados, através do Teste de Levene, com o uso do pacote “car” e a função “leveneTest()”. Analisamos a normalidade dos dados através do Teste de Shapiro-Wilk, com a função “shapiro.test()”. Os dados que apresentaram uma distribuição não-paramétrica foram transformados por por raiz quadrada com a função “sqrt()”. Na sequência, com dados em distribuição normal, realizamos a ANOVA com Teste F para avaliar os dados nos tratamentos em função do tempo. Os gráficos foram gerados através do pacote “ggplot”. As análises estatísticas foram realizadas com o o software RStudio (R Core Team 2018).

Resultados

Chuva de sementes

Quando analisamos a riqueza de espécies na chuva de sementes, observamos que houve diferença entre os tratamentos no decorrer do tempo (Fig. 2 a), havendo maior diversidade de espécies nos meses de março (N, PL e IB), maio (PR, PL e IB) e julho de 2021 (N), com mais de 25 espécies de sementes nativas. No tratamento NC foi registrado a menor riqueza de sementes nativas no decorrer de todo período de amostragem.

A maior abundância de sementes nativas registrada em todos os tratamentos (Fig. 2 b) ocorreu no mês de maio de 2021, no tratamento N com mais de 3 mil indivíduos por hectare ($+ 3e+07$ ind.ha⁻¹) e no tratamento NC, com mais de 2 mil indivíduos por hectare ($+ 2e+07$ ind.ha⁻¹). Nos tratamentos IB e PL teve a menor abundância da chuva de sementes no decorrer dos meses. Quanto à dispersão de sementes de *P. taeda* (Fig. 2 c), verificamos que a maior abundância ($+ 60.000$ ind.ha⁻¹) ocorreu no mês de novembro de 2021 nos tratamentos PL e PR. A média de 20.000 ind.ha⁻¹ se manteve nos tratamentos PL e N (maio/2021), no tratamento IB (julho/2021) e no tratamentos N (setembro/2021).

Ao avaliar a deposição de serapilheira nos tratamentos no período de amostragem de um ano (Fig. 2 d), foi possível obter o maior maior volume de biomassa seca no tratamento N, nos meses de janeiro, março e julho de 2021, chegando a 250.000 kg.ha⁻¹. Em todo período de amostragem, o menor volume de serapilheira foi registrado no tratamento PL e, em todos os tratamentos no mês de setembro de 2021.

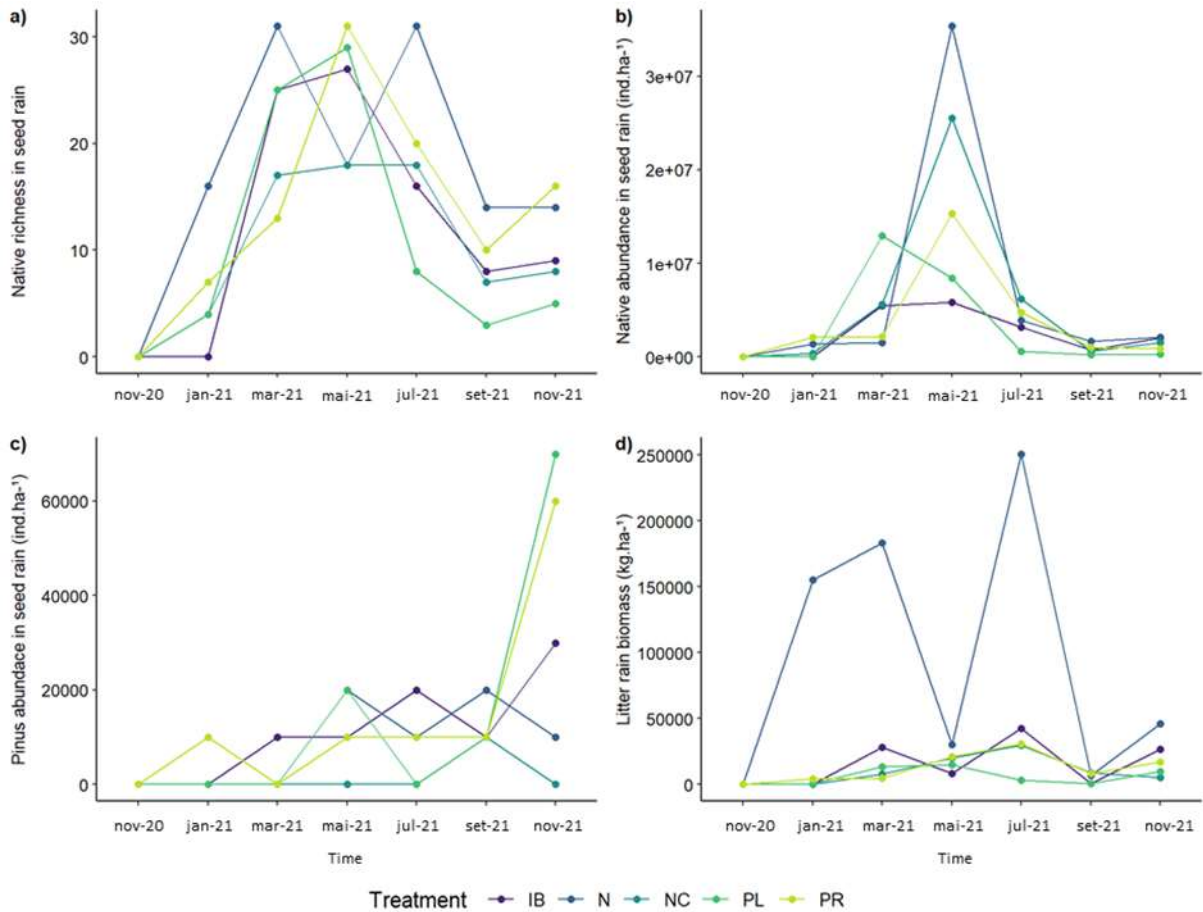


Fig. 2 Chuva de sementes e de serapilheira nos tratamentos IB (Plantio de mudas nativas em ilhas de biodiversidade), N (Nucleação), NC (Restauração com controle de acículas de *Pinus taeda* L.), PL (Plantio de mudas nativas em linha) e PR (Restauração passiva), onde: a) Native richness in seed rain: Riqueza nativa na chuva de sementes; b) Native abundance in seed rain: Abundância nativa na chuva de sementes; c) Pinus abundance in seed rain: Abundância de *Pinus* na chuva de sementes; e d) Litter rain biomass: Biomassa da chuva de serapilheira.

Banco de sementes

Quanto à composição do banco de sementes houve emergência somente de espécies nativas no primeiro período, que foi de novembro de 2020 a maio de 2021 (Fig. 3 a). Desta forma, analisando a Fig. 3 a, aumentou a biomassa seca do banco de sementes em 2021 nos tratamentos NC e PL e, diminuiu nos tratamentos IB, N e PR em 2021, período que foi registrada a emergência de um indivíduo de *Pinus* em uma amostra do tratamento PL.

Crescimento vegetal

Ao avaliar o crescimento vegetal nos tratamentos no decorrer do tempo de 1 ano (Fig. 3 b), o tratamento IB teve um aumento significativo da produção de biomassa seca vegetal de espécies nativas ($\pm 1.000 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) assim como no tratamento PL ($\pm 500 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$). Quanto à deposição de serapilheira (Fig. 3 c), no início do estudo houve um volume de biomassa seca de $\pm 20.000 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Após o período de um ano, esse volume reduziu para $\pm 5.000 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$, ou seja, teve a redução de $\pm 15.000 \text{ kg}\cdot\text{ha}$ em todos os tratamentos. Quanto ao crescimento vegetal de *Pinus* (Fig. 3 d), o maior volume de biomassa seca foi no tratamento N. Nos demais tratamentos não houve diferenças no decorrer do tempo, ou seja, é necessário um período maior para obter dados mais precisos.

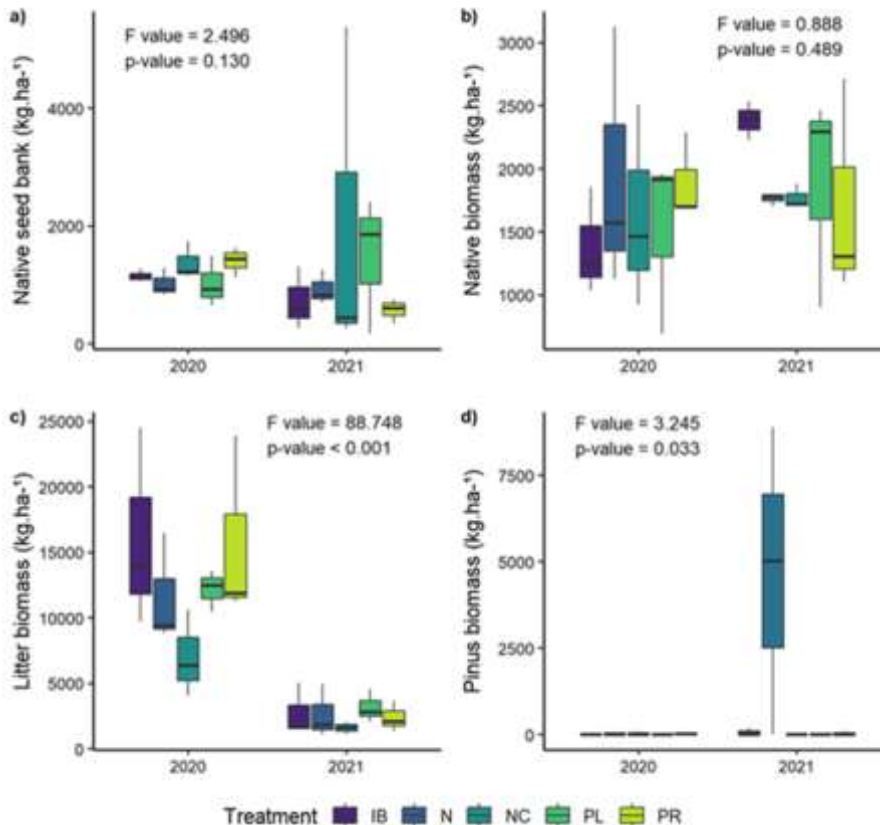


Fig. 3 Banco de sementes e avaliação do crescimento vegetal, onde: a) Biomassa seca do banco de sementes nativo ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$); b) Biomassa seca nativa ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$); c) Biomassa seca da serapilheira ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$); e d) Biomassa seca de

Pinus (kg.ha⁻¹) nos tratamentos IB (Plantio de mudas nativas em ilhas de biodiversidade), N (Nucleação), NC (Restauração com controle de acículas de *Pinus taeda* L.), PL (Plantio de mudas nativas em linha) e PR (Restauração passiva) no Parque Estadual Rio Canoas (PAERC), Campos Novos/SC.

Regeneração natural

Na avaliação da regeneração natural da área de estudo, houve um aumento da porcentagem de cobertura vegetal do solo por hectare no período de um ano em todos os tratamentos (Fig. 4 a). Da mesma forma, neste período aumentou a riqueza de espécies nativas nos tratamentos IB, N, NC e PL, exceto no tratamento PR (Fig. 4 b). Ao avaliar a abundância de espécies nativas no período de um ano, aumentou o número de ind.ha⁻¹ em todos os tratamentos, principalmente nos tratamentos NC e IB (Fig. 4 c). Neste período de um ano, a abundância de indivíduos de *P. taeda* (Fig. 4 d) ocorreu em todos os tratamentos, com maior indivíduos por hectare no tratamentos PR e PL (± 5000 ind.ha⁻¹).

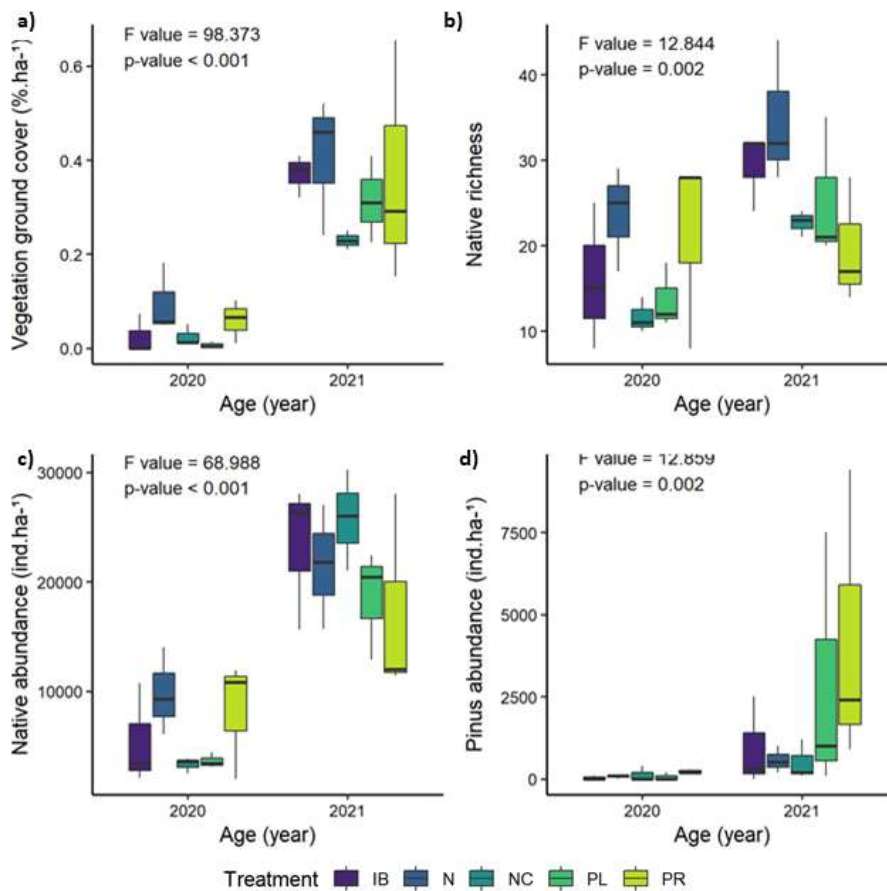


Fig. 4 Avaliação da regeneração natural, onde: a) Cobertura vegetal do solo (%.ha⁻¹); b) Riqueza nativa; c) Abundância nativa (ind.ha⁻¹); e d) Abundância de *Pinus* (ind.ha⁻¹), nos tratamentos IB (Plantio de mudas nativas em ilhas de biodiversidade), N (Nucleação), e NC (Restauração com controle de acículas de *Pinus taeda* L.), PL (Plantio de mudas nativas em linha) e PR (Restauração passiva), no Parque Estadual Rio Canoas (PAERC), em Campos Novos/SC.

Discussão

A invasão de espécies exóticas, como é o caso do *Pinus*, representa um grande problema em Unidades de Conservação já que essas espécies afetam o ambiente físico, seja através da competição por recursos como água, luz e nutrientes, ou seja pela alteração dos organismos presentes na área devido a características das espécies, como a atração de espécies específicas para polinização (Pilon et al., 2018; Machado 2019).

Estudos de Braga et al. (2021) descrevem informações a respeito da restauração em áreas que passaram por algum tipo de retirada de espécie exótica, assim como informações sobre como realizar esses processos, como por exemplo o Pacto pela Restauração da Mata Atlântica - Referencial dos Conceitos e Ações de Restauração Florestal do Ministerio do Meio Ambiente.

Apesar das espécies do gênero *Pinus* serem as espécies exótica invasoras mais comuns em projetos de restauração no hemisfério sul (Weidlich et al., 2020), na literatura também encontra-se documentado autores que utilizaram as mesmas técnicas deste estudo para casos de restauração com outras espécies exóticas invasoras (EEI) além do *Pinus*. São descritos diversos tipos de intervenções que buscam o controle das EEI, desde práticas com baixo impacto, como a simples remoção das invasoras em sua totalidade e de seus remanescentes, até técnicas com maior custo como as que envolvem o plantio de mudas nativas (Vechia 2021). Segundo Brancalion et al. (2019) e Vechia (2021), no Brasil as técnicas para controle de EEI representam mais de 30% dos custos de projetos de restauração realizados no bioma Mata Atlântica.

A nucleação foi utilizada por Duarte (2021) em Fortaleza para recuperação de uma área invadida por *Cryptostegia madagascariensis* (Boca de leão); por Martins et al. (2021) em uma pesquisa realizada no Parque Natural Municipal em Nova Iguaçu em uma área com predomínio de espécies de gramínea como a *Panicum maximum* Jacq; e por Silva e Polis (2022) em uma área de preservação ambiental em Presidente Prudente com espécies exóticas invasoras como *Bracchiarea* sp. e *Solanum aculeatissimum*.

A técnica da restauração passiva foi utilizada por Coutinho et al. (2019) em uma área de pastagem abandonada com elevada presença de gramíneas exóticas invasoras na Mata Atlântica. Para os autores, a técnica se mostrou eficiente em dar início ao processo de restauração, entretanto o tempo de avaliação não permitiu os mesmos a alcançarem o final do processo. Nos estudos de Miura et al. (2022), também trabalhando com restauração passiva em uma área com a presença de EEI, apontam que essa técnica deve somente ser utilizada em locais com boa resiliência, próximos a fragmentos florestais estabelecidos.

O plantio de mudas nativas foi utilizado por Soares et al. (2019) como alternativa para recuperação de uma área de Cerrado em São Paulo com a presença de EEI como capim-gordura (*Melinis minutiflora* P.Beauv.) e capim-braquiária (*Brachiaria decumbens* Stapf.). Os autores realizaram o plantio de 1028 mudas nativas, e após quatro anos do projeto a área se encontrava em processo de regeneração satisfatório.

Nesta pesquisa, dentre os parâmetros analisados não foram encontradas diferenças estatística entre os tratamentos utilizados. Todos os métodos utilizados nesta pesquisa fazem parte do Pacto de restauração da Mata Atlântica (Rodrigues et al., 2009). A falta de diferença estatística entre os tratamentos aplicados na área comprova que para as condições descritas neste estudo durante o tempo de análise avaliado corrobora com os autores que dizem que todos os métodos descritos nesse documento possuem potencial para restaurar áreas degradadas, cada qual com sua particularidade (Calmon et al., 2009; Chazdon 2008; Brancalion et al., 2017)

Os maiores valores de riqueza de sementes (Fig. 2 a) foram encontrados no tratamento Nucleação, corroborando com o descrito por Bechara et al. (2016) que essa técnica de restauração, através da transposição de solo, da construção poleiros artificiais e da transposição de galharias visando atrair agentes dispersores causa um aumento na chuva de sementes no local. No oposto, temos o tratamento NC com os menores valores para esse parâmetro, entretanto segundo Reis et al. (2014) quando comparamos as técnicas Nucleação (N) e restauração passiva com controle (NC) se encontra pouca diferença nos resultados finais, ressaltando que a NC apresenta uma vantagem relacionado ao custo reduzido quando comparado com IB e PL, já que os tratamentos que envolvem plantio de mudas possuem implicações posteriores como monitoramento, adubações, controle de formigas cortadeiras, entre outros que irão contribuir para o aumento do custo (Silveira et al., 2013; Trentin et al., 2018; Silva 2019; Inhamuns 2019).

Os meses de março, maio e julho (outono) apresentaram os maiores valores de riqueza de sementes, essa variação é esperada uma vez que a composição do banco de sementes de um determinado local é influenciado pelos padrões sazonais de frutificação e florístico (Villota Cerón 2015).

Analisando a composição da chuva de sementes, podemos separar em chuva de sementes nativas e de sementes de *Pinus*. Na Fig. 2 observamos que houve diferença entre os tratamentos em relação às sementes nativas e de *Pinus*. Os maiores valores de chuva de semente de *Pinus* encontrados em maio nos tratamentos N, PL e IB, entretanto não houve diferença estatística entre os tratamentos. Os dados estão em concordância com os descritos na literatura, e segundo Ricardo et al. (2021) os meses do outono no Brasil (abril, maio e junho) são quando ocorre a maior dispersão de sementes na espécie.

Em relação a biomassa seca da serapilheira (Fig 2 d) o tratamento N apresentou valores discrepantes do restante das técnicas de restauração utilizadas. Segundo Braga et al (2007) e Gomes (2015) a serapilheira é normalmente formada por sementes, de espécies herbáceas, arbustivas e arbóreas, logo como a Nucleação apresentou os maiores valores de riqueza de sementes nativas e de *Pinus*, era esperado que nas parcelas com esse tratamento a biomassa de serapilheira também fosse elevada.

O banco de sementes é um forte indicativo da capacidade de resiliência de um ecossistema degradado, com os resultados apresentados na Fig. 3 a, no segundo ano da avaliação destaca-se o tratamento PL, que apresentou a maior mediana dentre os tratamentos, entretanto não foi observado diferença estatística entre os tratamentos e entre o período de análise. Em monoculturas de espécies arbóreas exóticas, como é o caso do gênero *Pinus*, o banco de sementes no solo é dominado por espécies herbáceas e outras espécies pioneiras características de formações iniciais de sucessão ecológica (Gonçalves et al. 2008; Nóbrega et al. 2009; Gioria et al., 2020; Fockink et al. 2020). Haddad (2019) aponta que áreas invadidas por *Pinus* apresentam uma riqueza e densidade do estrato herbáceo elevada, porém inferior as áreas naturais, o mesmo acontece fora do Brasil, segundo Zaloumis et al. (2016) em áreas de savana na África pós-corte de *Pinus* que passaram por processo de restauração ou regeneração natural não apresentam grande parte dos componentes herbáceos existentes anteriormente.

O plantio de mudas nativas inclui diversas espécies (Tabela 1), cada uma com características botânicas e de dispersão diferentes, fato esse que pode ter contribuído para a emergência significativa de espécies nativas no banco de sementes no decorrer das avaliações, entretanto os tratamentos que não tiveram plantio de mudas apresentam biomassa seca nativa similares (Fig. 3 b). O tratamento IB foi o destaque neste parâmetro apresentando um aumento no crescimento vegetal, porém estatisticamente equivalente entre as duas análises temporais.

Quanto à deposição de serapilheira (Fig. 3 c) todos os tratamentos na segunda avaliação apresentaram valores inferiores ao do início da pesquisa, valores estes significativamente menores. A medida que o processo de restauração ecológica avança a quantidade de biomassa tende a aumentar e como consequência a maior deposição de serapilheira (Martius et al., 2004; Machado et al., 2008), entretanto Gomes (2015) e Silva et al. (2017) apontam

que os teores de biomassa da serapilheira possuem uma variabilidade temporal relacionados com as características botânicas das espécies presentes na área, com os fatores abióticos da região, como regime de chuvas, temperatura e umidade do ar, e também tem relação com a comunidade de organismos decompositores (flora e fauna) presentes na área. Com o passar do processo de restauração ocorre um aumento natural da presença desses organismos e consequentemente aumento na decomposição da serapilheira, fato esse que pode explicar a diminuição encontrada em 2021.

Na Fig. 3 d é possível observar a biomassa seca de *Pinus* encontrada no banco de sementes, e na Fig. 4 d a abundância de indivíduos de *Pinus*. O tratamento Nucleação no ano de 2021 apresentou um aumento considerável para essas variáveis, ficando ambas superiores estatisticamente aos demais tratamentos. Estudos de Ricardo et al. (2021) afirmam que mesmo após o controle do *Pinus taeda* L., a espécie persiste em áreas florestais em estado de regeneração inicial, e a chuva de sementes representa uma ameaça constante de reinfestação que pode levar à futura necessidade de remoção de indivíduos.

A riqueza e abundância nativa (Fig. 4 b, c) não apresentaram diferenças estatísticas entre os tratamentos, porém houve um aumento desses parâmetros entre as análises temporais. De acordo com Mantoani et al. (2012), apenas a remoção das espécies invasoras resulta em um aumento na abundância de espécies nativas com o passar do tempo, independente do método de restauração utilizado. Na avaliação da regeneração através do parâmetro cobertura vegetal do solo (Fig 4 a) não houve diferença entre os tratamentos, porém como esperado, na segunda avaliação a porcentagem de cobertura vegetal do solo foi maior, indicando que com o passar do tempo o processo de regeneração estava ocorrendo na área. Entretanto a comparação com a Instrução Normativa do Estado de São Paulo, IN nº 32 de 03 de abril de 2014 (SMA 2014) não foi possível visto que na IN o tempo mínimo para avaliação é de 3 anos, e os dados presentes neste estudo são referentes a 1 ano.

Vale ressaltar que depois de 1 ano, os valores encontrados são classificados como nível crítico para os cinco tratamentos de restauração utilizados, mas não é possível afirmar que dentro do prazo de 3 anos requerido pela IN os valores continuarão nesse nível. Logo, recomenda-se que os estudos na área continuem e mais avaliações sejam realizadas no Parque um período maior para avaliar melhor o avanço dos tratamentos na área.

Conclusão

Com os dados encontrados pode-se afirmar que a regeneração natural após controle da invasão biológica de *Pinus taeda* L. não foi influenciada pelas estratégias e práticas de restauração aplicadas durante 1 ano no Parque Estadual Rio Canoas, em Campos Novos/SC no período de tempo avaliado após o corte (2 anos).

Não foi possível observar diferenças estatísticas entre as técnicas, entretanto houve diferença no tempo para as estratégias de restauração aplicadas, mas não entre as estratégias em si, evidenciando que qualquer uma das estratégias estudadas apresenta potencial para auxiliar na regeneração natural da área estudada.

Conflitos de interesse/interesses concorrentes: Os autores declaram não haver conflitos de interesse.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Instituto do Meio Ambiente de Santa Catarina (IMA) pela autorização de Pesquisa (Nº 004/2020 DBIO), ao Grupo de Apoio à Gestão das Unidades de Conservação (GRIMPEIRO) pelo suporte as atividades de campo, ao Programa de Pós Graduação em Ecossistemas Agrícolas e Naturais (PPGEAN/UFSC) pelo suporte as atividades acadêmicas, ao BNDES (Projeto Reforma) pelo auxílio financeiro, ao laboratório de solos da Universidade do Oeste de Santa Catarina (UNOESC/Campos Novos) pelas análises químicas de solo e de serapilheira e, ao Viveiro Florestal da BAESA (UHE Barra Grande) pela doação das mudas nativas.

Referências

- Bechara FC (2003) Restauração Ecológica De Restingas Contaminadas Por Pinus No Parque Florestal Do Rio Vermelho, Florianópolis, SC. Universidade Federal de Santa Catarina. 108: 136.
- Bechara FC (2006) Unidades Demonstrativas de Restauração Ecológica através de Técnicas Nucleadoras : Floresta Estacional Semidecidual , Cerrado e Restinga. Flora. 249. <https://doi.org/10.11606/T.11.2006.tde-22082006-145733>
- Bechara FC, Dickens SJ, Farrer EC, Larios L, Spotswood EN, Mariotte P, Suding KN (2016) Neotropical rainforest restoration: comparing passive, plantation and nucleation approaches. Biodiversity and Conservation, Amsterdam, v. 25, n. 11, p. 2021-2034, jul. 2016. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1186-7>

- Borgert MA (2021) Efeito da invasão biológica e do manejo de *Pinus elliottii* no crescimento de raízes em comunidades vegetais de restinga no Sul do Brasil. 2021. 41 f. TCC (Graduação) - Curso de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2021.
- Bourscheid K, Reis A (2010) Dinâmica da invasão de *Pinus elliottii* Engelm. em restinga sob processo de restauração ambiental no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC. *Revista Biotemas*. v. 23, n. 2, p. 23–30, 2010. <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2010v23n2p23>
- Braga AJT, Griffith JJ, Paiva HN, Silva FC, Corte VB, Neto JAAM (2007) Enriquecimento do sistema solo-serapilheira com espécies arbóreas aptas para recuperação de áreas degradadas. *Revista Árvore*, v.31, n.6. 2007. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622007000600019>
- Braga ACR, Cruz VA de Q, Oliveira WE de, Conceição H, Jesus RM de (2021) Epiphytes and forest restoration in the atlantic forest: what do we know so far? *Brazilian Journal Of Animal And Environmental Research*, Curitiba, v. 4, n. 3, p. 4644-4660, set. 2021. <https://doi.org/10.34188/bjaerv4n3-143>
- Brancalion PHS, Lamb D, Ceccon E, Boucher D, Herbohn J, Strassburg B, Edwards DP (2017) Using markets to leverage investment in forest and landscape restoration in the tropics. *Forest Policy and Economics*, v. 85, n. November 2016, p. 103–113, 2017.
- Brancalion PHS, Meli P, Tymus JRC, Lenti FEB, Benini RM, Silva APM, Isernhagen I, Holl KD (2019) What makes ecosystem restoration expensive? A systematic cost assessment of projects in Brazil. *Biological Conservation* 240 (2019) 108274. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108274>
- Calmon M, Lino CF, Nave A, Pinto L, Rodrigues R (2009) Pacto pela restauração da Mata Atlântica: um movimento pela restauração da floresta. In: Cavalcanti R, Fujihara MA, Guimarães A, Garlipp R, editores. *O valor das florestas*. São Paulo: Terra das Artes; 2009.
- Chazdon RL (2008) Beyond Deforestation: Restoring Forests and Ecosystem Services on Degraded Lands. *Science*, v. 320, n. 5882, p. 1458–1460, 2008.
- Coradin L, Siminski A, Reis A (2011) Espécies nativas da flora brasileira de valor econômico atual ou potencial: plantas para o futuro – Região Sul – Brasília: MMA, 934p. : il. color. ; 29cm.
- Coutinho PR de O dos S, Valcarcel R, Rodrigues PJFP, Braga JMA (2019). Restauração passiva em pastagens abandonadas a partir de núcleos de vegetação na Mata Atlântica, Brasil. *Ciência Florestal*, 29(3), 1307–1323. <https://doi.org/10.5902/1980509827844>
- Duarte DJ (2021) Recuperação de área degrada: experiência com implementação do projeto de nucleação. 49 f. TCC (Graduação) - Curso de Agronomia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza.

- FATMA, Fundação do Meio Ambiente de Santa Catarina. Plano de Manejo do Parque Estadual Rio Canoas - Encarte 3: Análise da Unidade de Conservação. p. 134, 2007.
- Fockink GD, Pech TM, Silva M, Siminski A, Niemeyer JC (2020) Influence of aciculas deposition on natural regeneration in sub-woods of *Pinus taeda* L. forest stand. *Floresta*, v. 50, n. 1, p. 1071–1080, 2020.
- Gioria M, Pyšek P, Baskin CC, Carta A (2020) Phylogenetic relatedness mediates persistence and density of soil seed banks. *Journal of Ecology*, p. 1–11, 2020.
- Gomes WB (2015) Serapilheira como indicador ambiental do processo de restauração ecológica em matas ripárias do distrito federal. 2015. 31 f. TCC (Graduação) - Curso de Gestão Ambiental, Universidade de Brasília, Planaltina, 2015.
- Gonçalves AR, Martins RCC, Martins IS, Felfili JM (2008) Bancos de sementes do sub-bosque de *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp. na FLONA de Brasília. *Cerne*, v. 14, p. 23-32, 2008.
- Haddad TM (2019) Restauração da vegetação de Cerrado após silvicultura de *Pinus* spp. 2019. 113 f. Tese (Doutorado) - Curso de Ciência Florestal, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2019.
- Heijden MGA, Bardgett RDE, Straalen NM (2008) The unseen majority: soil microbes as drivers of plant diversity and productivity in terrestrial ecosystems. *Ecology Letters*, v. 11, p. 296–310, 2008. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01139.x>
- Inhamuns MC (2019) Regeneração natural ou plantio de mudas? Uma análise de restauração de matas ciliares no norte do Rio Grande do Sul. 2019. 59 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade Federal da Fronteira Sul, Erechim, 2019.
- Lopes MS, Veettil BK, Saldanha DL (2019) Assessment of Small-Scale Ecosystem Conservation in the Brazilian Atlantic Forest: A Study from Rio Canoas State Park, Southern Brazil. *Sustainability*. 11, 2948: 2019. <http://dx.doi.org/10.3390/su11102948>
- Machado MR, Rodrigues FCMP, Pereira MG (2008) Produção de serapilheira como bioindicador de recuperação em plantio adensado de revegetação. *Revista Árvore*. v.32,n.1, 143-151, 2008.
- Machado MX (2019) Manejo ambiental com vistas à restauração de área invadida por *Hedygium coronarium* J. Koenig (Zingiberaceae). Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Santa Catarina (CCB), Programa de Pós-graduação em Ecologia, Florianópolis. p. 107, 2019.
- Mantoani MC, Andrade GR, Cavalheiro AL, Torezan JMD (2012) Efeitos da invasão por *Panicum maximum* Jacq. e do seu controle manual sobre a regeneração de plantas lenhosas no sub-bosque de um reflorestamento. *Semina: Ciências Biológicas e da Saúde, Londrina*, v. 33, n. 1, p. 97-110.

- Martins EJS, Pires GD, Soares PFC, SILVA MS da (2021) Recuperação de áreas degradadas através de nucleação no Parque Natural Municipal de Nova Iguaçu/RJ e sua área de amortecimento. *Revista Engenharia, Meio Ambiente e Inovação, Iguaçu*, v. 7, n. 2, p. 30-44.
- Martius C, Hofer H, Garcia MVB, Rombke J, Hanagarth W (2004) Litterfall, litter stocks and decomposition rates in rainforest and agroforestry sites in central Amazonia. *Nutr. Cycl. Agroecos.* v. 68, p. 137-154.
- Melo LN de, Souza TAF de, Santos D (2019) Cover crop farming system affects macroarthropods community diversity in Regosol of Caatinga, Brazil. *Biologia (Bratisl)*. 74: 1653–1660.
- Miura AK, Gomes GC, Spiering V, Cunha HN, Sousa LP, Guarino ES (2022) Custos básicos da Restauração Ecológica no Bioma Pampa. *Anais da Reunião Técnica sobre Agroecologia - Agroecologia, Resiliência e Bem Viver - Pelotas, RS.* v. 17 n. 3. Disponível em: <<https://cadernos.aba-agroecologia.org.br/cadernos/article/view/6773>>.
- Nascimento KAO, Robert RCG, Nakajima NY, Brown RO (2020) Diagnóstico do planejamento de pequenos e médios produtores de *Pinus taeda* dos Estados do Paraná e Santa Catarina. *BIOFIX Scientific Journal.* v. 5 n. 1 p. 01-06 2020. DOI: <http://dx.doi.org/10.5380/biofix.v5i1.66648>
- Nóbrega AMF, Valeri SV, De Paula RC, Pavani M do C MD, Silva AS da (2009) Banco de sementes de remanescentes naturais e de áreas reflorestadas em uma várzea do rio Mogi-Guaçu, SP. *Revista Árvore*, v. 33, p.403-411, 2009.
- Pelizzaro I (2022) Controle da dispersão do pinus. *Diálogo Florestal – Fórum Florestal do Rio Grande do Sul.* 2022. Disponível em: <<https://dialogoflorestal.org.br/wp-content/uploads/2018/05/cartilha-controle-dispersa-pinus.pdf>>.
- Peres MCL, Benati KR, Andrade ARS de, Dias MA, Melo T da S, Delabie JHC, Carvalho AAF de (2021) Entendendo os processos naturais no meio ambiente: análise dos efeitos das perturbações naturais em fragmentos de Floresta Atlântica no Nordeste brasileiro. *Revista em Agronegócio e Meio Ambiente, Maringá*, v. 14, n. 1, p. 1-14. <https://doi.org/10.17765/2176-9168.2021v14n1e007705>
- Pilon NA, Buisson E, Durigan G (2018) Restoring Brazilian savanna ground layer vegetation by topsoil and hay transfer. *Restoration Ecology*, n. 26, p. 73-81. <https://doi.org/10.1111/rec.12534>
- R Core Team. 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available from <https://www.R-project.org/>

- Ramos M, Magro TC, Couto HTZ do, Castro TN de (2019) Dispersão e impacto de *Pinus elliottii* Engelm. var. *elliottii* em área ripária na Floresta Nacional de Capão Bonito - SP. *Ciência Florestal*, 29(1), 75–85. <https://doi.org/10.5902/1980509825789>
- Reis A, Bechara FC, Tres DR, Trentin BE (2014) Nucleação: concepção biocêntrica para a restauração ecológica. *Ciência Florestal*, Santa Maria, v. 24, n. 2, p. 509-518. 2014. <https://doi.org/10.5902/1980509814591>
- Ricardo BH, Siminski A, Dos Reis MS (2021) Invasive alien species in protected areas: the dynamics of *Pinus taeda* at Rio Canoas State Park – Brazil. *Can. J. For. Res.* 52: 1–7 (2022) <https://dx.doi.org/10.1139/cjfr-2021-0148>
- Richardson DM, Pyšek P, Rejmánek M, Barbour MG, Panetta FD, West CJ (2000) Naturalization and invasion of alien plants: Concepts and definitions. *Diversity and Distributions*, v. 6, n. 2, p. 93–107, 2000.
- Rodrigues RR, Brancalion PHS, Isernhagen I (2009) Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. São Paulo: LERF/ESALQ: Instituto BioAtlântica, 256p. 2009.
- SDR, Secretaria de Estado de Desenvolvimento Regional (2003) Caracterização Regional. Campos Novos, SC. 37p. 2003.
- Silva CJ, Sanches L, Bleich ME, Lobo FA, Nogueira JS (2017) Produção de serrapilheira no Cerrado e Floresta de Transição Amazônia-Cerrado do Centro-Oeste Brasileiro. *Acta Amazônica*. v. 37, n.4, p.543-548, 2017.
- Silva MR de O (2019) Análise financeira da semeadura e do plantio de mudas arbóreas na restauração ecológica no cerrado. 2019. 109 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciências Florestais, Universidade de Brasília, Brasília, 2019.
- Silva LSS, Polis NTF (2022) Adequação e implantação de projeto de restauração ecológica utilizando nucleação na área de preservação ambiental do Timburi, Presidente Prudente – SP. Universidade Estadual Paulista (Unesp), 2022. Disponível em: <<http://hdl.handle.net/11449/218061>>.
- Silveira ER, Melo ACG, Contiéri WA (2013) Controle de gramíneas exóticas em plantio de restauração do Cerrado. In: G. Durigan, V.S. Ramos (orgs.). *Manejo adaptativo: primeiras experiências na restauração de ecossistemas*. Páginas & Letras, São Paulo, pp. 5-7 2013.
- SMA, Secretaria de Estado do Meio Ambiente (2014) Resolução SMA No 32, de 03 de abril de 2014: Estabelece as orientações, diretrizes e critérios sobre restauração ecológica no Estado de São Paulo, e dá providências correlatas São Paulo: Diário Oficial do Estado.
- Soares ECL, Caffeu BP, Marinho NT, Silva S dos S, Prestes VS, Weiser V de L, Cavassan O (2019) Sobrevivência e crescimento de espécies de cerrado após quatro anos de plantio em uma área degradada de cerrado. In:

- XIV Congresso de Ecologia, 9., 2019, São Paulo. Anais [...] . [S.L.]: Seb, 2019. p. 1-12. Disponível em: <http://www.seb-ecologia.org.br/revistas/indexar/xivceb/pdf/196.pdf>.
- Souza TAF, Rodriguez-Echeverría S, Andrade LA, Freitas H (2016) Arbuscular mycorrhizal fungi in *Mimosa tenuiflora* (Willd.) Poir from Brazilian semi-arid. *Brazilian Journal of Microbiology*, v. 47, n. 2, p. 359–366.
- Trentin BE, Estevan DA, Rossetto EFS, Gorenstein MR, Brizola GP, Bechara FC (2018) Restauração florestal na Mata Atlântica: passiva, nucleação e plantio de alta diversidade. *Ciência Florestal*, 28(1), 160–174. <https://doi.org/10.5902/1980509831647>
- Vechia ICD (2021) Efeito do controle de espécie arbórea exótica invasora nas raízes de uma comunidade vegetal de restinga no Sul do Brasil. 47 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Biologia de Fungos, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
- Villota Cerón DE (2015) Chuva e banco de sementes do solo em diferentes sistemas de restauração ecológica da floresta estacional semidecidual – Botucatu : [s.n.], Dissertação (Mestrado)- Universidade Estadual paulista, Faculdade de Ciências Agrônomicas, Botucatu. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/bitstream/handle/11449/135978/000858850.pdf?sequence=1>.
- Zanchetta D, Ruffino PHP, Ruffino, Conciani DE (2017) Erradicação do *Pinus* spp. em campos úmidos na Estação Ecológica de Itirapina. *Periódico Eletrônico Fórum Ambiental Da Alta Paulista*, 13(3). <https://doi.org/10.17271/1980082713320171689>
- Zhang Q, Yang R, Tang J, Yang H, Hu S, Chen X (2010) Feedback positivo entre fungos micorrízicos e plantas influencia o sucesso da invasão de plantas e a resistência à invasão. *PLoS ONE* 5(8): e12380. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0012380>
- Weidlich EWA, Miotto PT, Furtado ANM, Ferst LM, Erzen JP, Neves MA (2020) Using ectomycorrhizae to improve the restoration of Neotropical coastal zones. *Restoration Ecology* v. 28, n. 6, pp. 1324–1326. <https://doi.org/10.1111/rec.13284>

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Para entender os fatores que promovem ou inibem a regeneração de *Pinus taeda* L., numa área em que a espécie exótica invasora foi controlada, no Parque Estadual Rio Canoas, foram implantadas estratégias de restauração ecológica, avaliadas no período de 2020 e 2021. Através deste estudo foi observado que as estratégias de restauração utilizadas alteram as propriedades químicas do solo e da serapilheira, em relação ao carbono orgânico do solo e da serapilheira, ao fósforo e pH do solo. A Nucleação foi a que mais promoveu a diversidade de macroartrópodes do solo, com a presença das Ordens Protura, Opiliones, Coleoptera, Haplotaenida, Diptera, Araneae, Hemiptera e Diplopoda. O tratamento PL apresentou o maior Índice de Qualidade Biológica do solo (IQS), apresentando maior provisão de serviços ecossistêmicos através de: i) fornecimento de nutrientes (nitrogênio da serapilheira e fósforo do solo); ii) manutenção da matéria orgânica (carbono orgânico do solo); iii) predação (Araneae); e iv) transformação da serapilheira (Coleoptera e Diplopoda). Desta forma, as diferentes práticas adotadas influenciam no favorecimento de habitat e energia para a fauna edáfica, promovendo um ciclo de retroalimentação planta-solo positivo.

Em relação aos parâmetros relacionados à chuva e banco de sementes, avaliação do crescimento vegetal e da regeneração natural da área de estudo, no período de um ano não houve diferenças significativas entre as estratégias de restauração adotadas, mas que ambas se destacaram em função do tempo. Ou seja, devemos considerar que, com o passar do tempo, o processo de regeneração natural está ocorrendo na área, entretanto, não é possível fazer esta afirmação ao utilizar a Instrução Normativa nº 32, a qual estabelece um período mínimo de 3 anos para classificar o nível de restauração da área em função das estratégias utilizadas. Desta forma, recomenda-se que esses estudos na área experimental continuem e que mais pesquisas sejam realizadas para melhor avaliar a evolução das estratégias de restauração na área em função do tempo.