

UNIVERSIDADE DO ESTADO DE SANTA CATARINA – UDESC
CENTRO DE CIÊNCIAS AGROVETERINÁRIAS – CAV
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL

CHARLINE ZANGALLI

**INDICADORES ECOLÓGICOS PARA ÁREAS EM PROCESSO DE
RESTAURAÇÃO FLORESTAL EM FLORESTA OMBRÓFILA MISTA PÓS
COLHEITA DE *Pinus* spp. NO ESTADO DE SANTA CATARINA**

LAGES
2020

CHARLINE ZANGALLI

**INDICADORES ECOLÓGICOS PARA ÁREAS EM PROCESSO DE
RESTAURAÇÃO FLORESTAL EM FLORESTA OMBRÓFILA MISTA PÓS
COLHEITA DE *Pinus* spp. NO ESTADO DE SANTA CATARINA**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-graduação em Engenharia Florestal do Centro de Ciências Agroveterinárias, da Universidade de Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Engenharia Florestal.

Orientadora: Dr.^a Maria Raquel Kanieski

Coorientador: Dr. Marcos Felipe Nicoletti

LAGES

2020

**Ficha catalográfica elaborada pelo programa de geração automática da
Biblioteca Setorial do CAV/UEDESC,
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)**

Zangalli, Charline

Indicadores ecológicos para áreas em processo de restauração florestal em Floresta Ombrófila Mista pós colheita de Pinus spp. no estado de Santa Catarina / Charline Zangalli. -- 2020.

152 p.

Orientadora: Maria Raquel Kanieski

Coorientador: Marcos Felipe Nicoletti

Dissertação (mestrado) -- Universidade do Estado de Santa Catarina, Centro de Ciências Agroveterinárias, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Lages, 2020.

1. Banco de Sementes. 2. Restauração Passiva. 3. Serapilheira. 4. Mata Atlântica. I. Kanieski, Maria Raquel . II. Nicoletti, Marcos Felipe . III. Universidade do Estado de Santa Catarina, Centro de Ciências Agroveterinárias, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal. IV. Título.

CHARLINE ZANGALLI

**INDICADORES ECOLÓGICOS PARA ÁREAS EM PROCESSO DE
RESTAURAÇÃO FLORESTAL EM FLORESTA OMBRÓFILA MISTA PÓS
COLHEITA DE *Pinus* spp. NO ESTADO DE SANTA CATARINA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal do Centro de Ciências Agroveteriárias da Universidade do Estado de Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Engenharia Florestal.

BANCA EXAMINADORA

Prof.^a Dr.^a Maria Raquel Kanieski

Universidade do Estado de Santa Catarina - UDESC

Lages - SC

Membros:

Prof.^a Dr.^a Maristela Machado Araujo

Universidade Federal de Santa Maria - UFSM

Santa Maria - RS

Prof. Dr. Juliano Pereira Gomes

Universidade do Estado de Santa Catarina - UDESC

Lages - SC

Lages, 13 de outubro de 2020

AGRADECIMENTOS

Reconheço que nenhuma conquista se atinge individualmente, e, no decorrer destes anos de mestrado, muitas pessoas estiveram ao meu lado, torcendo para que este dia chegasse.

É difícil agradecer a todos aqueles que, de alguma forma, contribuíram para a realização desta conquista, por isso, início meus agradecimentos, primeiramente deixando meu muito obrigada a todos, com todo o meu coração!

Agradecer primeiramente a Deus por me fazer manter firme, com esperança, saúde e disposição para alcançar mais uma etapa de minha vida.

Aos meus pais, Marli Bavaresco Zangalli e Elenir Luiz Zangalli, e irmão Kleyson Luiz Zangalli pela educação, amor e apoio incondicional. Em especial a você Mãe, por ser exemplo de persistência e honestidade. Obrigada por todas as palavras de conforto, pelos cuidados repassados, por me apoiar em minhas escolhas e ser essa peça chave na formação do meu caráter. O ser humano que sou hoje deve-se a ela, minha grande inspiração. Amo vocês.

Aos meus avós pelo incentivo e amor incondicional. Vocês quatro são meus exemplos, cada um com seu jeitinho nunca deixaram de medir esforços para me apoiar. A você Nono Alberto, que hoje está morando junto a Deus, sempre todo orgulhoso das minhas conquistas, gostaria de poder te abraçar e dividir mais esta com você. Porém, sei que em algum lugar estará feliz e orgulhoso.

A minha “mãe” orientadora Maria Raquel Kanieski, por todas as oportunidades, orientações, carinho, conselhos, conversas, seu grande desprendimento em ajudar e amizade sincera. Agradeço pela pessoa e profissional extraordinária que és, é minha inspiração e referência. Obrigada por acreditar no meu potencial. Admiração, carinho e gratidão.

Ao meu coorientador Marcos Felipe Nicoletti, por toda a ajuda no desenvolvimento deste trabalho, por sempre estar disposto em ajudar, oferecendo oportunidades e acreditando no meu potencial. Obrigada por ser essa pessoa tão iluminada e este grandioso profissional.

A professora Ana Carolina, por toda ajuda, paciência e dedicação. Agradeço de coração por toda as tardes de aprendizado que faziam com que os meus dias ficassem mais felizes. Certamente sentirei muita falta destes momentos. Além da identificação das plantas, muitíssimo obrigada pelos empréstimos de materiais e livros, pelas dúvidas tiradas e pelos conselhos de sempre. Quanta admiração e carinho por você.

A professora Luciana Magda de Oliveira, qual me auxiliou muito com a parte das sementes. Sempre muito disposta em ajudar. Muito obrigada por tudo, em especial pelo empréstimo do laboratório de sementes por meses.

Ao senhor Edegold Schäffer, pela ajuda na identificação das sementes.

Ao meu querido Bruno Rafael de Almeida, por ser meu ponto de paz e me encorajar durante toda essa jornada. Você é incrível! Juntamente com os meus colegas de mestrado Emanoéli de Oliveira e Guilherme Diego Fockink, quais tornaram-se minha família. Não tenho palavras para vocês, vocês são pessoas maravilhosas. Toda parte deste trabalho tem o dedinho e a mente de vocês. Obrigada por tornarem os campos e as madrugadas no laboratório mais alegres e divertidas. Obrigada também por baterem ponto comigo todas as quintas-feiras no bar pós aula de estatística. Tenho certeza que tudo teria sido bem mais difícil sem vocês ao meu lado. Obrigada por tanto, amo vocês!

A Betel Calvacante, pela disposição e parceira. Obrigada por cuidar das minhas amostras quando eu não estava por perto e fazer eu dar as melhores risadas durante os trabalhos no laboratório.

Ao pessoal do LABSIRF, em especial aos bolsistas fixos deste trabalho e a Mabillin Souza Luz. Gratidão pela amizade, parceira e pelo convívio. Devo muito da conclusão desse trabalho a vocês, contem sempre comigo.

Ao grupo do vôlei, incrível como o esporte nos proporciona tantas amizades. Obrigada por serem o meu refúgio nesses sete anos de CAV, é sempre bom ter vocês por perto. Cada um tem um lugarzinho especial no meu coração, em especial a minha duplinha Giulia Pilati, você é maravilhosa.

A empresa Klabin S.A. pela oportunidade, confiança, concessão da área e apoio financeiro para o desenvolvimento do projeto, principalmente a Mireli Moura Pitz Floriani, por todo o apoio, conhecimento, informações e ajuda repassada.

Por fim, ao Programa de Bolsas Universitárias de Santa Catarina (UNIEDU/FUMDES) pela concessão da bolsa de estudos e ao grupo de pesquisa Gestão de Recursos Florestais da FAPESC.

“Quem caminha sozinho pode até chegar mais rápido, mas aquele que vai acompanhado, com certeza vai mais longe.”

Clarice Lispector.

RESUMO

ZANGALLI, C. **Indicadores ecológicos para áreas em processo de restauração florestal em Floresta Ombrófila Mista pós colheita de *Pinus* spp. no estado de Santa Catarina.** 2020. 152f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade do Estado de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Lages, SC, 2020.

A restauração florestal é a reconstrução gradual da floresta que busca resgatar a biodiversidade, funções ecológicas e sustentabilidade. A restauração passiva mostra-se como uma das técnicas de recuperação mais promissora devido aos seus aspectos ecológicos, silviculturais e principalmente, econômicos, sendo utilizada por muitas empresas do setor florestal que necessitam a adequação de áreas de preservação permanente, anteriormente empregadas por plantios comerciais. O objetivo deste estudo foi determinar o nível de adequação da restauração florestal em áreas de preservação permanente pós-colheita de *Pinus* spp. a partir dos indicadores utilizados na Resolução SMA 32/2014 do estado de São Paulo, de forma a verificar se estes podem ser aplicados em áreas de Floresta Ombrófila Mista no estado de Santa Catarina e analisar outros potenciais indicadores ecológicos. A área de estudo está localizada em uma propriedade ($\cong 3.156,65$ ha), utilizada com silvicultura. No local encontram-se diferentes idades no processo de restauração (4, 9, 10, 11 e 12 anos). Avaliou-se seis indicadores: cobertura do solo com vegetação nativa, cobertura do solo por quaisquer formas de vida, densidade de indivíduos nativos regenerantes, número de espécies nativas regenerantes, chuva de sementes e o aporte de serapilheira. Todas as idades em processo de restauração florestal estudadas possuem capacidade de perpetuação e estabelecimento por meio da restauração passiva, levando em consideração a comparação com os valores de referências dos indicadores ecológicos. Ambos os indicadores são adequados para o monitoramento em áreas como a deste estudo. A chuva de sementes e o aporte de serapilheira são considerados bons indicadores científicos, pois são utilizados em projetos de pesquisas, nos quais se necessita realizar o monitoramento dos parâmetros ecológicos com o propósito de se avaliar o grau de retorno dos processos ecológicos nos experimentos de restauração. Já os demais indicadores são classificados como indicadores práticos, pois, em um pequeno período de tempo coleta, processa, analisa e apresenta resultados. A união destes indicadores é de extrema importância para o monitoramento e avaliação de áreas em processo de restauração, uma vez que, seus resultados auxiliam na recuperação da estrutura e na capacidade de resiliência dos ecossistemas.

Palavras-chaves: Banco de Sementes, Restauração Passiva, Serapilheira, Mata Atlântica.

ABSTRACT

ZANGALLI, C. **Ecological indicators for areas in process of forest restoration in Mixed Ombrophilous Forest after harvest of *Pinus* spp. in the state of Santa Catarina.** 2020. 152f. Qualification (Master in Forest Engineering) – Santa Catarina State University. Post-Graduate Program in Forestry, Lages, SC, 2020.

Forest restoration is the gradual reconstruction of the forest that seeks to rescue biodiversity, ecological functions and sustainability. Passive restoration is one of the most promising recovery techniques due to its ecological, forestry and mainly economic aspects, being used by many companies in the forestry sector that need the adequacy of permanent preservation areas, previously used by commercial plantations. The objective of this study was to determine the level of adequacy of forest restoration in areas of permanent postharvest preservation of *Pinus* spp. from the indicators used in Resolution SMA 32/2014 of the state of São Paulo, in order to verify if these can be applied in areas of Mixed Ombrophilous Forest in the state of Santa Catarina and analyze other potential ecological indicators. The study area is located in a property ($\cong 3.156,65$ ha), used with forestry. Different ages are found in the restoration process (4, 9, 10, 11 and 12 years). Six indicators were evaluated: soil cover with native vegetation, soil cover by any life forms, density of regenerating native individuals, number of regenerating native species, seed rain and litter-fall. All ages in the process of forest restoration studied have perpetuation and establishment capacity through passive restoration, taking into account the comparison with the reference values of ecological indicators. Both indicators are suitable for monitoring in areas such as this study. Seed rain and litter-fall are considered good scientific indicators, as they are used in research projects, in which it is necessary to monitor ecological parameters in order to evaluate the degree of return of ecological processes in restoration experiments. The other indicators are classified as practical indicators, because, in a short period of time, it collects, processes, analyzes and presents results. The union of these indicators is extremely important for the monitoring and evaluation of areas in the process of restoration, since their results help in the recovery of the structure and resilience of ecosystems.

Key-words: Seed Bank, Passive Restoration, Litter-fall, Atlantic Forest.

LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 1 – Cálculo do indicador densidade por parcela, em número de indivíduos por hectare.....	55
Equação 2 – Cálculo do indicador densidade, em número de indivíduos por hectare.....	55
Equação 3 – Cálculo do indicador cobertura do solo por parcela, em porcentagem.....	56
Equação 4 – Cálculo do indicador cobertura do solo, em porcentagem.....	56
Equação 5 – Cálculo da densidade absoluta, em indivíduos por hectare	111
Equação 6 – Cálculo da densidade relativa, em porcentagem.....	111
Equação 7 – Cálculo da frequência absoluta, em porcentagem	112
Equação 8 – Cálculo da frequência relativa, em porcentagem.....	112
Equação 9 – Cálculo da produção média anual de serapilheira, em $\text{kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$	113

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Mapa de localização das áreas em estudo, delimitando as Áreas de Preservação Permanente (APP) e as Áreas de Recuperação Ambiental (ARA), no município de Bocaina do Sul - SC.....	52
Figura 2 - Esquematização de uma unidade amostral, em função de linha central expandida lateralmente.....	54
Figura 3 - Representação de uma unidade amostral com seis espécies nativas regenerantes. .	55
Figura 4 - Esquema amostral da avaliação de cobertura do solo com vegetação nativa, somando-se a área da linha amostral coberta pela copa das espécies nativas. Neste exemplo, a cobertura do solo com vegetação nativa resultou-se na unidade amostral em 23 metros, ou seja, 92 %, pois é desconsiderado os trechos com linhas avermelhadas, que representa a cobertura por vegetação exótica.....	57
Figura 5 - Exemplificação da avaliação do indicador de cobertura do solo coberta por quaisquer formas de vida de vegetação nativa.	58
Figura 6 - Curva de acumulação de espécies em área total na fazenda Guarujá, Bocaina do Sul - SC.	62
Figura 7 - A) Curva de acumulação de espécies para a idade de 4 anos; B) Curva de acumulação de espécies para a idade de 9 anos; C) Curva de acumulação de espécies para a idade de 10 anos; D) Curva de acumulação de espécies para a idade de 11 anos; E) Curva de acumulação de espécies para a idade de 12 anos.	63
Figura 8 - Demonstração das famílias mais representativas em todas as unidades amostrais em Áreas de Preservação Permanente em processo de restauração, na fazenda Guarujá, Bocaina do Sul - SC.....	69
Figura 9 - Resultados do indicador riqueza de nativas regenerantes em Áreas de Preservação Permanente em processo de restauração, em suas respectivas idades na fazenda Guarujá, Bocaina do Sul - SC.	71
Figura 10 - Resultados do indicador densidade de indivíduos nativos regenerantes (ind.ha^{-1}) em Áreas de Preservação Permanente em processo de restauração, em suas respectivas idades na fazenda Guarujá, Bocaina do Sul - SC.....	72
Figura 11 - Resultados do indicador de cobertura de copa em porcentagem (%) e do indicador de cobertura do solo em porcentagem (%) em Áreas de Preservação Permanente em processo de recuperação, em suas respectivas idades na fazenda Guarujá, Bocaina do Sul - SC.	74

Figura 12 - A) Cobertura do solo por gramíneas nativas na unidade amostral número 17; B) Cobertura do solo por gramíneas nativas na unidade amostral número 38.	75
Figura 13 - A) Percentual (%) de espécie por grupos ecológicos; B) Síndrome de dispersão; e C) Forma de vida em Áreas de Preservação Permanente em processo de restauração, na fazenda Guarujá, Bocaina do Sul - SC.....	78
Figura 14 - Dendrograma da análise de agrupamento em relação as idades presentes em Áreas de Preservação Permanente em processo de restauração na fazenda Guarujá, Bocaina do Sul – SC, pelo método de Bray-Curtis.	89
Figura 15 - A) Demonstração de uma unidade amostral da idade 4; B) Demonstração de uma unidade amostral da idade 12, ambas em Áreas de Preservação Permanente em processo de restauração na fazenda Guarujá, Bocaina do Sul - SC.....	90
Figura 16 - Condição de efeito da de geada em uma unidade amostral da idade 12 em Áreas de Preservação Permanente em processo de restauração na fazenda Guarujá, Bocaina do Sul - SC.....	90
Figura 17 - Mapa de localização das áreas em estudo, delimitando as Áreas de Preservação Permanente (APP) e as Áreas de Recuperação Ambiental (ARA), no município de Bocaina do Sul - SC.....	107
Figura 18 - Coleta da chuva de sementes e do aporte de serapilheira. A) Disposição do coletor no centro da unidade amostral; B) Coletor de madeira (50 cm x 50 cm) com rede de nylon ao fundo (2 mm de espessura) e altura de 1 m em relação ao chão.....	110
Figura 19 - Demonstração da separação dos materiais inertes e das sementes coletadas mensalmente.	110
Figura 20 - Percentual de sementes em relação à síndrome de dispersão amostradas em diferentes idades em processo de restauração em Áreas de preservação permanente, na fazenda Guarujá, Bocaina do Sul - SC.....	124
Figura 21 - Número de sementes amostradas ao longo das estações do ano na chuva de sementes em diferentes idades em processo de restauração em Áreas de preservação permanente, na fazenda Guarujá, Bocaina do Sul - SC.....	126
Figura 22 - Dendrograma da análise de agrupamento em relação as idades presentes nas APP's em processo de restauração na fazenda Guarujá, Bocaina do Sul – SC, pelo método de Bray-Curtis.....	128
Figura 23 - Aporte médio anual da serapilheira total em diferentes idades em processo de restauração em Áreas de preservação permanente, na fazenda Guarujá, Bocaina do Sul - SC.....	131

Figura 24 - Percentual médio anual das frações de serapilheira (%) em diferentes idades em processo de restauração em Áreas de preservação permanente, na fazenda Guarujá, Bocaina do Sul - SC.....	134
Figura 25 - Aporte mensal das frações de serapilheira ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$), Precipitação pluviométrica (mm) e Temperatura média mensal ($^{\circ}\text{C}$) para áreas em processo de restauração em Áreas de preservação permanente, na fazenda Guarujá, Bocaina do Sul - SC....	135

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Valores intermediários de referência para monitoramento dos projetos de restauração ecológica para a fitofisionomia Floresta Ombrófila Mista.....	59
Quadro 2 - Aspectos e descritores atribuídos aos indicadores ecológicos para determinar sua eficiência em avaliar o estado de uma área e monitorar tendências.	115

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Quantidades de unidades amostrais e tamanho da área (ha) em cada uma das idades no processo de restauração nas Áreas de Preservação Permanente na fazenda Guarujá, Bocaina do Sul - SC.	54
Tabela 2 - Descrição dos valores de cada parâmetro de seleção para classificação do valor de conservação.	60
Tabela 3 - Relação dos valores de suficiência amostral para cada uma das idades em processo de restauração.	62
Tabela 4 - Espécies amostradas com seus respectivo (s) número (s) de indivíduos (IND), forma de vida (FV), síndrome de dispersão (SD) e grupo ecológico (GE) em Áreas de Preservação Permanente em processo de restauração da fazenda Guarujá, Bocaina do Sul – SC.	64
Tabela 5 - Número e porcentagem (%) de espécies por grupo ecológico em Áreas de Preservação Permanente em processo de restauração, em suas respectivas idades na fazenda Guarujá, Bocaina do Sul - SC.	79
Tabela 6 - Número e porcentagem (%) de espécies por síndrome de dispersão em Áreas de Preservação Permanente em processo de restauração, em suas respectivas idades na fazenda Guarujá, Bocaina do Sul - SC.	80
Tabela 7 - Classificação das espécies em relação aos seus valores de conservação em Áreas de Preservação Permanente em processo de restauração na fazenda Guarujá, Bocaina do Sul - SC.	82
Tabela 8 - Espécies ameaçadas de extinção encontradas em Áreas de Preservação Permanente em processo de restauração na fazenda Guarujá, Bocaina do Sul - SC, classificadas conforme o status de conservação em nível global (IUCN), nacional (Brasil) e estadual (Santa Catarina).	83
Tabela 9 - Relação dos resultados do índice de diversidade de Shannon (H') e do índice de equabilidade de Pielou (J') encontrados em Áreas de Preservação Permanente em processo de restauração em suas respectivas idades na fazenda Guarujá, Bocaina do Sul - SC.	87

Tabela 10 - Quantidade de coletores e tamanho da área (ha) em cada uma das idades no processo de restauração em Áreas de Preservação Permanente na fazenda Guarujá, Bocaina do Sul - SC.....	109
Tabela 11 - Classificação do indicador ecológico por meio de três intervalos de eficiência ecológica.	115
Tabela 12 - Espécies de sementes amostradas com seu (s) respectivo (s) número (s) de semente (s) (NS), Densidade absoluta (DA), Densidade relativa (DR) e Frequência relativa (FR), ao longo de 12 meses, em Áreas de Preservação Permanente em processo de restauração na fazenda Guarujá, Bocaina do Sul - SC.	116
Tabela 13 - Densidade média da chuva de sementes em suas respectivas idades em processo de restauração em Áreas de Preservação Permanente na fazenda Guarujá, Bocaina do Sul - SC.....	119
Tabela 14 - Espécies verificadas no indicador chuva de sementes com suas respectivas idades no processo de restauração, síndrome de dispersão (SD), grupo ecológico (GE) e forma de vida (FV) em Áreas de Preservação Permanente em processo de restauração da fazenda Guarujá, Bocaina do Sul - SC.	121
Tabela 15 - Índices de diversidade, riqueza e equabilidade para chuva de sementes em diferentes idades em processo de restauração em Áreas de preservação permanente, na fazenda Guarujá, Bocaina do Sul - SC.	127
Tabela 16 - Eficiência da chuva de sementes como indicador ecológica com base nos aspectos e descritores de SEGIP (1995) e Metzger e Casatti (2006), e adaptadas por Scoriza et al. (2009), em áreas em processo de restauração em Áreas de preservação permanente, na fazenda Guarujá, Bocaina do Sul - SC.....	130
Tabela 17 - Correlação de Pearson (r) entre o aporte mensal de serapilheira e as variáveis meteorológicas precipitação pluviométrica (mm), temperatura média mensal (°C) e velocidade média do vento (km.h ⁻¹).	136
Tabela 18 - Eficiência do aporte de serapilheira como indicador ecológica com base nos aspectos e descritores de SEGIP (1995) e Metzger e Casatti (2006), e adaptadas por Scoriza et al. (2009), em áreas em áreas em processo de restauração em Áreas de preservação permanente, na fazenda Guarujá, Bocaina do Sul - SC.....	137

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL	20
2	OBJETIVOS	23
2.1	OBJETIVO GERAL.....	23
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	23
3	HIPÓTESES	24
4	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	25
4.1	MATA ATLÂNTICA.....	25
4.1.1	Floresta Ombrófila Mista	26
4.2	ÁREA DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE	28
4.3	RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA	30
4.3.1	Restauração passiva.....	31
4.3.2	Indicadores Ecológicos	32
4.3.2.1	Chuva de Sementes.....	34
4.3.2.2	Serapilheira.....	35
4.3.2.3	Indicadores Ecológicos da Resolução SMA 32/2014.....	36
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	38
5	CAPÍTULO I – ANÁLISE DE INDICADORES ECOLÓGICOS DA RESOLUÇÃO SMA 32/2014 EM ÁREAS DE PROCESSO DE RESTAURAÇÃO PASSIVA EM DIFERENTES IDADES PÓS COLHEITA DE <i>Pinus</i> spp. EM SANTA CATARINA	48
5.1	INTRODUÇÃO.....	50
5.2	MATERIAL E MÉTODOS.....	52
5.2.1	Caracterização da área de estudo.....	52
5.2.2	Coleta de Dados.....	53
5.2.2.1	Número de espécies nativas regenerantes.....	55
5.2.2.2	Densidade de indivíduos nativos regenerantes	55
5.2.2.3	Cobertura do solo com vegetação nativa arbórea/arbustiva.....	56
5.2.2.4	Cobertura do Solo por quaisquer formas de vida	57
5.2.3	Análise e Processamento de Dados	58
5.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	61
5.3.1	Esforço Amostral.....	61
5.3.2	Composição Florística	63

5.3.3	Indicadores Ecológicos.....	70
5.3.3.1	Número de espécies nativas regenerantes.....	70
5.3.3.2	Densidade de indivíduos nativos regenerantes	72
5.3.3.3	Cobertura do solo	73
5.3.4	Caracterização dos Grupos Funcionais.....	77
5.3.5	Valor de Conservação.....	81
5.3.6	Diversidade Florística.....	86
5.3.7	Similaridade Florística.....	88
5.4	CONCLUSÕES	91
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	92
6	CAPÍTULO II – CHUVA DE SEMENTES E APORTE DE SERAPILHEIRA COMO INDICADORES ECOLÓGICOS EM ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL NA FLORESTA OMBRÓFILA MISTA EM SANTA CATARINA	103
6.1	INTRODUÇÃO.....	105
6.2	MATERIAL E MÉTODOS.....	107
6.2.1	Caracterização da área de estudo.....	107
6.2.2	Coleta de dados.....	108
6.2.2.1	Chuva de sementes e aporte de serapilheira	109
6.2.3	Análise e Processamento da Chuva de sementes.....	111
6.2.4	Análise e Processamento do Aporte de Serapilheira	113
6.2.5	Avaliação da eficiência da chuva de sementes e do aporte de serapilheira como indcador ecológico.....	114
6.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	115
6.3.1	Chuva de Sementes.....	115
6.3.2	Aporte de Serapilheira	131
6.4	CONCLUSÕES	138
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	140
7	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	150

1 INTRODUÇÃO GERAL

A redução da cobertura florestal nativa brasileira, nos diferentes biomas, é consequência da grande ocupação territorial de atividades agrícolas, pecuárias e de mineração, além do crescimento urbano e industrial (ALMEIDA, 2016). Dentre esses biomas, a Mata Atlântica ganha destaque por, atualmente, apresentar apenas 27% de sua área original, sendo somado neste percentual, áreas em todos os estágios de regeneração (inicial, médio e avançado), florestas primárias, restingas, manguezais, campos naturais e quaisquer outros tipos de composição nativa (ALMEIDA, 2016). Porém, ressalta-se que deste percentual, as áreas bem conservadas não chegam a 8% da área original do bioma, levando a Mata Atlântica ser a floresta tropical com maior risco de extinção do planeta (BRASIL, 2010) e ser reconhecida mundialmente como um dos 36 *hotspots* de biodiversidade para priorização da conservação (REZENDE *et al.*, 2018). Este cenário torna-se cada vez mais preocupante pela alta diversidade característica do bioma Mata Atlântica, em especial ao elevado número de espécies endêmicas.

O estado de Santa Catarina está totalmente inserido dentro do bioma Mata Atlântica e desde o ano 2000 foi o estado da região Sul que mais suprimiu a cobertura nativa do bioma, totalizando cerca de 81.100 hectares (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2020). Dentre as atividades antrópicas desenvolvidas no Estado, principalmente em áreas rurais, a implantação de plantios comerciais homogêneos com espécies exóticas se tornou a opção predominante de uso da terra após a supressão da vegetação (SIMINSKI; FANTINI, 2010), cooperando para redução da área original do bioma.

A implantação de povoamentos florestais no Brasil, em especial na região Sul, teve uma grande motivação entre os anos de 1966 a 1986 devido aos incentivos fiscais do governo (BACHA, 2005). A Lei Nº 5.106/1966 descreve sobre os incentivos fiscais concedidos a empreendimentos florestais, visto que, pessoas que realizavam florestamento ou reflorestamento respeitando o proposto pela legislação poderiam descontar em até 50% do valor do seu imposto de renda (BRASIL, 1966).

Este incentivo resultou na ocupação de áreas consideradas de preservação permanente que, segundo Seubert *et al.* (2017), abrangeram principalmente margens de nascentes e de cursos d'água, topos de morro e áreas com inclinação superior a 45°. Adequações ambientais em virtude da rotação desses povoamentos e em atendimento às determinações legais, a Lei Nº 12.651/2012, estabelece que: “Tendo ocorrido supressão de vegetação situada em Área de Preservação Permanente (APP), o proprietário da área, é obrigado a promover a recomposição

da vegetação” (BRASIL, 2012), ou seja, os proprietários necessitam efetivar a restauração da vegetação natural nesses locais inadequados, buscando a regularização.

Um reflexo desta regularização atualmente é por parte do setor privado florestal, onde segundo dados do IBÁ (2019), 22,4 mil hectares de áreas degradadas foram recuperados por meio de técnicas de restauração. Além disso, o setor contribui de forma positiva para a conservação, com 5,6 milhões de hectares de áreas naturais na forma de Área de Preservação Permanente (APPs) abrangendo áreas de preservação permanente (APP), reserva legal (RL) e reservas particulares do patrimônio natural (RPPNs). Assim, para cada 1 hectare de florestas plantadas, conserva-se 0,7 hectare de área natural.

As técnicas de restauração da vegetação natural em Áreas de Preservação Permanente (APP) estão sendo limitadas, muitas vezes, apenas ao isolamento da área e plantio de mudas (SCHORN *et al.*, 2010). Esta limitação não vem somente da falta de pesquisas, mas também das diretrizes implantadas pelas entidades públicas, por exemplo, o instituto ambiental do Paraná (IAP), em sua Portaria N° 221 (PARANÁ, 2012), descreve que a substituição de plantios comerciais em APP's devem ser substituídas por plantio de mudas nativas, ignorando o potencial da utilização da regeneração natural, sendo que esta atividade nesses locais pode ser uma técnica promissora em função dos aspectos ecológicos, econômicos e silviculturais. Porém, no estado de Santa Catarina, a Lei N° 14.675, dispõe a condução de regeneração natural de espécies nativas; o plantio de espécies nativas; plantio de espécies nativas com a condução da regeneração natural de espécies nativas; e, o plantio intercalado de espécies lenhosas, perenes ou de ciclo longo, exóticas com nativas de ocorrência regional, em até 50% da área total a ser recomposta, no caso de pequenas propriedades ou posses rurais, como metodologias aplicadas para a recuperação de APP (SANTA CATARINA, 2009). Técnicas semelhantes as estabelecidas pela Resolução/N° 429 do conselho nacional do meio ambiente (CONAMA, 2011), determinam a condução da regeneração natural de espécies nativas; o plantio de espécies nativas; e, o plantio de espécies nativas conjugado com a condução da regeneração natural de espécies nativas para a recuperação de APP, restringindo o uso de espécies exóticas, principalmente exóticas invasoras.

De acordo com Sousa Júnior (2005), a ocorrência da regeneração natural é vital para assegurar que as áreas de preservação permanente desempenhem suas funções, pois é a reposição natural das espécies e o surgimento de outras que irão garantir o equilíbrio e a perpetuação dos ecossistemas. Porém, a velocidade e direção da condução desse processo em uma determinada área, está relacionada ao tipo de impacto inicial, de fatores determinantes (plântulas e brotações presentes na área, o banco de sementes presente no solo e as sementes

introduzidas na área oriundos de fragmentos florestais vizinhos) e da eliminação das causas de degradação do ecossistema (corte destrutivo, mineração, pastoreio do gado, construção de estradas, construção de represas e desvios de água, alteração dos regimes de fogo) (WHITMORE, 1984; UHL; CLARK; CLARK., 1982; HARPER, 1997; DELLASALA *et al.*, 2003).

Atualmente na realização da avaliação e monitoramento de condições ambientais utiliza-se de indicadores ecológicos. Estes representam uma análise científica, como categorização qualitativa ou quantitativa dos dados ambientais e são frequentemente regados por informações parciais que refletem o status de extensos ecossistemas (MANOLIADIS, 2002). Dale e Beyeler (2001) citam alguns exemplos de indicadores ecológicos, como: riqueza e raridade de espécies; comportamento de dispersão; distribuição espacial de comunidades; número de populações; banco de sementes no solo; chuva de sementes; entre outros.

No estado de São Paulo foi publicada a Resolução SMA 32/2014, que controla a afirmação de um ecossistema restaurado por indicadores ecológicos, além de fornecer diretrizes, orientações e critérios sobre restauração ecológica (SÃO PAULO, 2014). Porém, no estado catarinense ainda não existe uma normatização quanto aos indicadores e isso dificulta a determinação da situação e trajetória dessas áreas.

Neste contexto, é fundamental a realização de uma análise aprofundada da regeneração natural ocorrente nas áreas de preservação permanente anteriormente ocupadas por plantio de *Pinus* spp. para verificar a intensidade de reocupação na vegetação nativa nesses locais. Além disso, é importante definir indicadores ecológicos que sejam eficientes para a avaliação da trajetória ecológica de restauração nessas áreas, de forma a auxiliar em uma futura padronização para o estado catarinense.

Este estudo foi dividido em objetivo geral, objetivos específicos, hipóteses, revisão bibliográfica e, na sequência, em dois capítulos. O primeiro capítulo refere-se à Análise de indicadores ecológicos da Resolução SMA 32/2014 em Áreas de processo de restauração passiva em diferentes idades pós colheita de *Pinus* spp. em Santa Catarina. O segundo capítulo refere-se à Chuva de sementes e aporte de serapilheira como indicadores ecológicos em Áreas de Preservação Permanente em processo de restauração florestal na Floresta Ombrófila Mista em Santa Catarina.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Determinar o nível de adequação da Restauração Florestal em Áreas de Preservação Permanente (APP) pós-colheita de *Pinus* spp. a partir dos indicadores propostos na Resolução SMA 32/2014 do estado de São Paulo, de forma a verificar se estes podem ser aplicados em áreas de Floresta Ombrófila Mista no estado de Santa Catarina e analisar outros potenciais indicadores ecológicos.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Determinar o nível de recuperação (crítico, mínimo ou adequado) da área de estudo nas diferentes idades do seu processo de restauração, a partir dos indicadores utilizados;
- Verificar se a avaliação do método da chuva de sementes e do aporte de serapilheira podem ser indicadores ecológicos pertinentes na avaliação do processo de restauração nessas áreas;
- Propor indicadores ecológicos capazes de estabelecer metodologia aplicada à recuperação de áreas, cooperando na estruturação de uma legislação para o estado de Santa Catarina.

3 HIPÓTESES

- Indicadores ecológicos propostos pela Resolução SMA 32/2014 apresentam potencial para serem adequados ao monitoramento da restauração no estado de Santa Catarina;
- O nível de sucessão florestal nas áreas de preservação permanente (APP's) está correlacionado com o ano de retirada de *Pinus* spp.;
- Indiferente da idade pós-colheita e abandono de áreas de preservação permanente (APP's), previamente cultivadas com *Pinus* spp., ocorre alta diversidade da dispersão dos propágulos e do acúmulo de serapilheira;
- A chuva de sementes e o aporte de serapilheira são indicadores ecológicos capazes de identificar o nível de restabelecimento de áreas antropizadas.

4 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1 MATA ATLÂNTICA

As florestas tropicais são ecossistemas caracterizados expressamente pela sua alta biodiversidade, abrangendo aproximadamente dois terços do total de espécies existentes no planeta terra. Neste contexto, com cerca de 357 milhões de hectares de florestas tropicais, o Brasil é considerado um dos países com maior biodiversidade do planeta, devido as duas grandes florestas tropicais, a Floresta Amazônica e a Floresta Mata Atlântica (ALMEIDA, 2016).

Historicamente, a Mata Atlântica é definida por períodos de conexão com outras florestas sul-americanas, que originaram em intercâmbio biológico, consecutivo por períodos de isolamento que levaram à especiação geográfica (SILVA; SOUSA; CASTELLETTI, 2004). Imensamente heterogênea em sua composição, é a segunda maior floresta pluvial tropical do continente americano, onde originalmente cobria mais de 1,5 milhões de km² distribuídos de maneira contínua ao longo da costa brasileira, adentrando até o leste do Paraguai e nordeste da Argentina (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2001; GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2003; MANTOVANI, 2003).

Atualmente encontra-se entre os 36 *hotpots* mundiais de biodiversidade, somando uma perda de aproximadamente 93% de sua área original. Embora tenha sido bastante destruída, a Mata Atlântica, juntamente com seus ecossistemas associados, ainda é rica em biodiversidade, abrigando mais de 8.000 espécies endêmicas da flora e da fauna (MYERS *et al.*, 2000; REZENDE *et al.*, 2018). Isso torna a Mata Atlântica uma floresta altamente prioritária para a conservação da biodiversidade mundial (BRASIL, 2010).

De acordo com Oliveira-Filho e Fontes (2000), a distribuição vegetacional desta floresta é fortemente influenciada pela distância do oceano, seguido do regime de distribuição de chuvas, da altitude e da duração da estação seca. Neste contexto, é marcante a exibição de uma variedade de formações em toda sua extensão, as quais apresentam estruturas e composições florística altamente diferenciadas, acompanhando as características climáticas e geográficas.

Segundo Sevegnani e Schroeder (2013), o estado de Santa Catarina está inteiramente localizado dentro do Bioma Mata Atlântica, no qual seus principais ecossistemas são a Floresta Ombrófila Densa, a Floresta Ombrófila Mista, a Floresta Estacional Decidual, os Campos de Altitude e as formações pioneiras de manguezais e restingas na região litorânea. Atualmente, a cobertura florestal no estado é de aproximadamente 29%, considerando-se florestas com mais

de 10 metros de altura e com idade superior a 15 anos. Deste percentual, 16,3% são de Floresta Estacional Decidual, 22% de Floresta Ombrófila Mista e 40,4% de Floresta Ombrófila Densa (VIBRANS *et al.*, 2013).

4.1.1 Floresta Ombrófila Mista

A Floresta Ombrófila Mista também conhecida como Floresta com Araucária (IBGE, 2015), é uma das principais formações florestais da região Sul do Brasil. Sua distribuição geográfica encontra-se localizada principalmente sobre o Planalto Meridional Brasileiro, nos estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul. Além de existir pequenos fragmentos no interior da província de Misiones, na Argentina, e limitar-se ao leste pelo divisor de águas da Serra do Mar e Serra Geral (AUBRÉVILLE, 1949; HURCK, 1972).

A expansão desta formação florestal é delimitada pela isoterma de 13 °C e pelas precipitações pluviométricas entre 1.400 e 2.200 mm ao ano, distribuídas sem ocorrência de uma estação seca (BACKES, 1999). De acordo com Nimer (1971), precipitações de neve ocorrem de forma rara na região sul, porém, a ocorrência de geadas é um fenômeno frequente, acontecendo, em média, entre uma e mais de 30 ao ano (BACKES, 1999).

De acordo com o manual técnico da vegetação brasileira (IBGE, 2015), a Floresta Ombrófila Mista possui quatro formações diferentes, sendo a primeira relacionada à ocorrência de floresta sobre solos aluviais (Floresta Ombrófila Mista Aluvial) e as demais em função das altitudes: Floresta Ombrófila Mista Submontana, constituindo disjunções em altitudes inferiores a 400 m de altitude; Floresta Ombrófila Mista Montana, qual ocorre entre 400 e 1.000 m de altitude do nível do mar, e a Floresta Ombrófila Mista Alto-Montana, com altitudes acima de 1.000 m.

A formação e a evolução das planícies aluviais estão relacionadas principalmente a uma conjunção de fatores hidro-geomorfológicos (GURNELL, 1997). Segundo Tricart (1968) e Vivian-Smith (1997), nas planícies aluviais surgem variações microtopográficas sutis que apontam uma variedade de microambientes, relativamente próximos entre si, frequentemente associados às diferenças de distribuição e desenvolvimento de espécies e de comunidades vegetais, como um reflexo das características, muitas vezes restritivas, inerentes a esse meio. A formação submontana é caracterizada pelas suas pequenas disjunções localizadas em diferentes pontos do “Cráton Sul-Rio-Grandense” e de outros locais periféricos do Planalto das Araucárias (IBGE, 2015).

As florestas de encosta ou formação Montana, possuem um papel de grande importância para a manutenção dos recursos florestais, conservação do solo, preservação das nascentes, rios e cursos d'água, bem como, são responsáveis por proporcionar a sobrevivência da biodiversidade local (OLIVEIRA-FILHO; CARVALHO; FONTES, 2004). As florestas localizadas nas montanhas caracterizadas como Alto-Montanas, vem sofrendo com intenso processo de descaracterização, principalmente devido a intervenções humanas. O ecossistema altomontano está presente em áreas de difícil acesso, porém muitos destes remanescentes vêm sendo descaracterizados devido à introdução de espécies exóticas e exploração de madeira e de recursos não madeireiros. A formação Alto-Montana possui características únicas, tais como diminuição do porte, redução no tamanho das folhas, menor porte e maior teor de umidade do solo, sendo influenciado diretamente pelas características de altitude, relevo e edafoclimáticas, ocasionando o aparecimento da alta taxa de endemismo ecossistêmico da fauna e flora (VELOSO *et al.*, 1992; BRUIJNZEEL, 1998; PELUZIO *et al.*, 2018).

Caracterizada pela sua enorme importância ecológica, a Floresta com Araucária exerce importantes funções ambientais, como a proteção do solo e recursos hídricos, além de ser habitat de várias espécies de plantas e animais (RIBEIRO *et al.*, 2009). Porém, isso não foi suficiente para a sua preservação. Segundo Rode *et al.* (2011), estima-se que esta se encontra altamente reduzida entre 1 a 2% de sua área original.

Durante o ciclo madeireiro, nas décadas de 50 a 60, ocorreu intensa exploração de espécies com alto interesse madeireiro, como araucária (*Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze) e imbuia (*Ocotea porosa* (Mez) L. Barroso), e não madeireiro, como o xaxim (*Dicksonia sellowiana* Hook.). Outro fator perturbante é a utilização de remanescentes para a criação de gado e a necessidade de áreas para o desenvolvimento de atividades agrícolas, contribuindo para a redução das áreas originais a fragmentos florestais de diferentes formas, tamanhos e níveis de perturbação (HIGUCHI *et al.*, 2012).

Atualmente, a fragmentação de habitat vem sendo uma das principais consequências do elevado nível de perturbações antrópicas das florestas, o que resulta em um grande desafio para órgãos e entidades ligadas ao meio ambiente que buscam a conservação das áreas de Floresta Ombrófila Mista (VIANA; PINHEIRO, 1998). A fragmentação atua reduzindo áreas e isolando populações (HERRMANN; RODRIGUES; LIMA, 2005) e, de acordo com Metzger (2000), implica o aumento nas áreas de bordas em uma paisagem, além de influenciar a composição e a diversidade de espécies na comunidade, uma vez que, esta fitofisionomia tem sido considerada uma das mais notáveis em termos de valor ecológico, pelo fato de abrigar espécies típicas e atributos biológicos únicos em todo planeta (OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 2013).

Apesar de ser uma floresta bastante alterada, segundo Pereira e Vieira (2001), o alto nível de importância ecológica também está designado a ela por apresentar acúmulo de carbono atmosférico, conservação de nutrientes, controle de erosão, benefícios hidrológicos e manutenção da biodiversidade residual e de migrantes. Além disso, atuam como corredores florestais, interligando áreas (SILVA *et al.*, 2012).

A composição florística existente no estado de Santa Catarina, apresenta algumas espécies importantes, como a *Araucaria angustifolia*, que se sobressai no dossel normal da floresta. Ela é também bastante numerosa no estrato dominado das florestas, mas está associada com vários ecótipos. Dentre esses merecem destaque em ordem decrescente as seguintes espécies de ocorrência: *Podocarpus lambertii* klotzsch ex Endl. (pinheirinho) e várias Angiospermas, inclusive *Drimys brasiliensis* Miers, *Cedrela fissilis* Vell. e muitas Lauraceae e Myrtaceae (VELOSO *et al.*, 1991).

4.2 ÁREA DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE

Conforme a Lei Nº 12.651/2012 em seu segundo parágrafo, artigo terceiro, entende-se por Área de Preservação Permanente (APP) “área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, com a função de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas” (BRASIL, 2012). Diferente das áreas de “Reserva Legal”, as quais podem ser utilizadas por meio de um planejamento de exploração sustentável, as áreas de preservação permanente são áreas naturais sensíveis às ações antrópicas, ou seja, existe um limite rígido de exploração (HÜLLER, 2011).

Perante a legislação brasileira (Lei Nº 12.651/2012), são consideradas áreas de preservação permanente as marginais de qualquer curso d’água natural perene e intermitente, excluídos os efêmeros; as áreas no entorno dos lagos e lagoas naturais; os arredores de reservatórios d’água artificiais, decorrentes de barramento ou represamento de cursos d’água naturais; as áreas no entorno das nascentes e olhos d’água perenes, qualquer que seja a situação topográfica, no raio mínimo de 50 metros; as encostas ou parte destas com declividade superior a 45°; as restingas; os mangues; as bordas dos tabuleiros ou chapadas; no topo de morros, montes, montanhas e serras, com altura mínima de 100 metros e inclinação média maior que 25°; as áreas em altitude superior a 1.800 metros e em veredas (BRASIL, 2012).

De maneira geral, as APPs que seguem cursos d’água, popularmente conhecidas como mata ciliares, estão diretamente ligadas com o importante papel de corredores biológicos,

facilitando o fluxo gênico, reduzindo o isolamento entre fragmentos e aumentando a conectividade da paisagem. Além de amenizar os impactos de mudanças climáticas, o aumento do fluxo de indivíduos causado pelos corredores, resulta no aumento da diversidade genética, permitindo que fragmentos pequenos, anteriormente isolados, sustentem suas populações (METZGER, 2010).

Apesar de ser protegida por lei, o processo de ocupação da APP pela expansão urbana e agropecuária é crescente e tem provocado altos níveis de degradação ambiental (FREITAS *et al.*, 2013). Segundo Nascimento *et al.* (2005), as consequências dessas ocupações têm refletido na qualidade de vida das populações, afetando o equilíbrio ambiental das áreas drenadas pelas bacias hidrográficas.

Vanzela, Hernandez e Franco (2010) verificaram em seu estudo que áreas habitadas, agricultadas e as matas degradadas reduziram a qualidade de água em uma bacia hidrográfica. De acordo com Hunsaker, Jackson e Simcock (1998) a qualidade da água das bacias hidrográficas resulta de elementos geomórficos, climáticos, biológicos e hidrológicos.

Outro fator relevante, porém bastante promissor no processo de restauração, se refere aos povoamentos florestais comerciais implantados no Brasil nas últimas décadas, sendo que muitos ocuparam áreas consideradas de preservação permanente, de acordo com a Lei Nº 12.651/2012 (BRASIL, 2012). Neste contexto, juntamente com a consequente deterioração dessas áreas, tornou-se necessária a determinação da intensidade da degradação e a avaliação da recuperação das mesmas (PADILHA, 2016).

Segundo a resolução Nº 429 (CONAMA, 2011), entre as diversas técnicas utilizadas para realizar a recomposição das APP's, no Brasil, existe a possibilidade da condução da regeneração natural de espécies nativas. Essa técnica é a ação de restauração mais fácil e econômica considerando-se a conversão de áreas outrora utilizadas por atividades silvícolas (*Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp.) (STEDILLE, 2016), uma vez que os plantios comerciais proporcionam uma série de mudanças no ambiente, como alteração microclimática, fertilidade do solo, aumento da qualidade da água, supressão de gramíneas invasoras exóticas dominantes e promovem um habitat para dispersores de sementes, facilitando a recolonização por espécies nativas (MODNA; DURIGAN; VITAL, 2010). Além disso, as espécies florestais plantadas desempenham, no sistema, algumas funções que as espécies pioneiras exercem sob condições naturais (TABARELLI; VILLANI; MANTOVANI, 1993; SILVA; SCARANO; CARDEL, 1995).

Nas últimas duas décadas, vários estudos têm constatado que os povoamentos florestais, incluindo espécies do gênero *Pinus*, podem ser catalisadores da sucessão secundária,

proporcionando a regeneração natural da vegetação nativa por meio do estabelecimento de plântulas e favorecimento da germinação, devido a presença de uma camada de serapilheira e húmus e do aumento da complexidade estrutural do habitat (LAMB, 1998; PARROTTA, 1999; ENGEL; PARROTTA, 2003; CARNEIRO; RODRIGUES, 2007). Independente da técnica restauradora utilizada, a vegetação estabelecida em APP's deverá ser mantida pelo proprietário da área, possuidor ou ocupante a qualquer título, pessoa física ou jurídica, de direito público ou privado (BRASIL, 2012).

4.3 RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

Práticas de recuperação de áreas degradadas, que tem por objetivo atuar na reversão da situação de um ecossistema degradado para um estado desejável, sem necessidade de manter aspectos funcionais e estruturais destas áreas antes dos distúrbios, já eram realizadas pelo ser humano antes mesmo de existirem termo ou conceitos científicos para definir este tipo de ação. Estas ações eram realizadas de forma intuitiva e sem qualquer critério científico, ou seja, as atividades de recuperação de áreas degradadas nesta época eram baseadas em solucionar problemas causados pela ação antrópica sobre as necessidades humanas, como por exemplo, plantar espécies madeireiras para satisfazer a demanda dos estoques de madeira e lenha (RODRIGUES; BRANCALION; ISERNHAGEN, 2009; OLIVEIRA; ENGEL, 2011).

Devido à grande demanda por regularização ambiental de grandes empresa e produtores rurais, juntamente com a necessidade de se mitigar impactos ambientais gerados pelas atividades produtivas, pesquisadores começaram a se interessar pela recuperação de áreas degradadas, introduzindo a estas atividades conhecimentos de ecologia, dando origem à restauração ecológica (BRANCALION *et al.*, 2012; CLEWELL; ARONSON, 2013).

Neste contexto, a Restauração Ecológica é a prática que inicia ou acelera a recuperação de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído (SOCIETY FOR ECOLOGIAL RESTORATION INTERNATIONAL - SER, 2004). Esta prática, visa mover um ecossistema degradado para uma trajetória de recuperação, a qual permite a adaptação às mudanças locais e globais, assim como a persistência e evolução de suas espécies componentes (GANN *et al.*, 2019). A restauração ecológica apresenta uma grande amplitude de aplicação podendo-se direcionar para qualquer ecossistema natural. Neste sentido, o termo restauração florestal passou a ser utilizado para denominar as atividades da restauração ecológica que restauram ecossistemas florestais (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

A restauração florestal baseia suas técnicas na dinâmica natural dos ecossistemas e busca desencadear, facilitar ou acelerar o processo natural da sucessão ecológica (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015; REIS, 2014). Na generalidade, tratando-se de revegetação, reflorestamento, reabilitação ou recomposição de uma área degradada, o objetivo é criar uma cobertura vegetal sem a necessariamente incluir espécies nativas (RODRIGUES; BRANCALION; ISERNHAGEN, 2009). Desta forma, para se determinar as técnicas que deverão ser utilizadas para a restauração dessas áreas, conta, primeiramente, conhecer a capacidade de resiliência destes locais. Esta capacidade de resiliência envolve diversos fatores, dentre eles: o tempo e as formas de uso e ocupação do solo, o tipo de vegetação, o histórico de distúrbio, a paisagem na qual encontra-se inserida e a distância em relação aos fragmentos florestais conservados (CALDATO *et al.*, 1996; ENGEL; PARROTA, 2003; KAGEYAMA; GANDARA, 2004; RODRIGUES; BRANCALION; ISERNHAGEN, 2009; MARTINS, 2015).

A resiliência é definida como a capacidade que um ecossistema tem de se adaptar, resistir e responder a condições adversas, retomando ao equilíbrio depois de uma perturbação (HOLLING, 1973). Ou seja, a resiliência não inclui somente a habilidade do ecossistema em retornar seu estado igualitário ao existente antes dos distúrbios, mas também de se adaptar às pressões sofridas, porém, buscando sempre manter uma semelhança na estrutura destes locais.

Brancalion, Gandolfi e Rodrigues (2015) subdividem a restauração florestal em dois grupos (restauração facilitadora e restauração dirigida) distintos em relação ao nível de intervenção necessário para desencadear o processo de restauração. A restauração facilitadora, ou também denominada restauração passiva, é apropriada para áreas com potencial de desencadear o processo de restauração por meio da regeneração natural. Já a restauração dirigida, ou também denominada restauração ativa, necessita de ações de restauração para iniciar o processo de regeneração, pois é aplicada em áreas que não existe nenhum potencial de regeneração natural ou esse potencial é muito baixo.

4.3.1 Restauração passiva

Denominada também como regeneração natural ou restauração não assistida, a restauração passiva resulta no processo de recuperação sem intervenção humana ativa (ZAHAWI; REID; HOLL, 2014). Na restauração florestal essa ação é o tipo mais econômico, pois estão ausentes os custos com a produção e, ou, compra de mudas, mão de obra, insumos e manutenção do plantio (MARTINS *et al.*, 2014). No entanto, segundo Faria, Sérgio e Garrido

(2001), para que a regeneração natural ocorra em uma área degradada ou em processo de degradação, são necessárias algumas condições, como interromper os processos causadores destes distúrbios, existir fonte de propágulos, de condições microclimáticas e edáficas, de dispersores, bem como a ausência de predadores e agentes antrópicos.

Mesmo sendo um processo mais lento, apresenta a capacidade de recuperar ecossistemas de distúrbios naturais ou antrópicos. Em locais onde a degradação não foi acentuada e existe um banco de sementes, a regeneração natural pode ser suficiente para a restauração florestal. Porém, torna-se necessário o isolamento da área e a eliminação do fator de degradação. Outro fator bastante preocupante na regeneração natural é a ocorrência de espécies invasoras, em especial as gramíneas exóticas. Estas podem impedir que o processo de restauração passiva aconteça, pois, mesmo com a presença de banco de sementes e a chegada de propágulos, as espécies arbóreas não conseguem se desenvolver. Neste caso, recomenda-se o controle das populações invasoras agressivas (HÜLLER, 2011).

Estudos sobre restauração passiva são de extrema importância para reconhecer o potencial de resiliência dos ecossistemas em processo de restauração florestal (SANSEVERO *et al.*, 2011; SOUZA, 2014; CAMPOS; MARTINS, 2016). A regeneração natural refere-se às fases iniciais de desenvolvimento e estabelecimento de uma floresta, sendo composta pelas espécies jovens arbóreas-arbustivas que representam o estoque de indivíduos dentro do ecossistema, além de, expressar o processo de sucessão secundária, qual segue a tendência de substituição de espécies de grupos ecológicos de fase inicial de sucessão para estágios mais avançados (MIRANDA *et al.*, 2012; CHAZDON, 2012).

Apesar de ser uma técnica bastante promissora, esta prática ainda necessita de muitos avanços para que atinja a efetividade necessária, principalmente em regiões de ocorrência de florestas tropicais e subtropicais biodiversas, cujo remanescentes estão totalmente inseridos em paisagens fragmentadas e degradadas (BRANCALION *et al.*, 2010), como a Mata Atlântica.

4.3.2 Indicadores Ecológicos

Para o processo de restauração, o monitoramento e a avaliação, a longo prazo, é um importante processo a ser considerado (BRANCALION *et al.*, 2012). O monitoramento tem como objetivo avaliar a eficácia das ações de restauração e, se necessário, redefinir as metodologias de restauração (BELLOTTO *et al.*, 2009). Portanto, segundo Isernhagen *et al.* (2009), o monitoramento consiste na avaliação de alguns indicadores de restauração que

apontam o comportamento e o desenvolvimento das plantas provenientes da regeneração natural ou de plantio.

A determinação destes indicadores e seus respectivos valores de referência para alcance do sucesso da restauração são apontados como limitações ao avanço de técnicas de monitoramento (REIS, 2008; RODRIGUES; BRANCALION; ISERNHAGEN, 2009; BRANCALION *et al.*, 2012). Perante a escolha dos indicadores deve-se levar em consideração, a facilidade de medição e compreensão, o baixo custo e que estes representem de forma clara a real situação das áreas avaliadas (DURIGAN, 2011). Além disso, realizar uma avaliação com diversos indicadores pode-se tornar uma atividade onerosa e trabalhosa (BRANCALION *et al.*, 2012).

Atualmente, uma das formas mais promissoras para avaliar áreas em processo de restauração é pelo uso de indicadores ecológicos, a qual consiste em uma análise categórica, numérica e descritiva dos dados obtidos no ambiente degradado (MANOLIADIS, 2002). Conforme Martins (2009), os indicadores servem para verificar se o processo de sucessão necessita ou não sofrer intervenções, bem como concluir se o ambiente apresenta condições de se auto sustentar. Estes indicadores são variáveis que são mensuráveis para avaliar mudanças nos atributos do ecossistema físico, químico e biótico (GANN *et al.*, 2019). Os mesmos devem ser avaliados não só pela recuperação visual da paisagem, mas também a reconstrução do processo ecológico da dinâmica natural da vegetação, de forma que estas áreas restauradas se tornem sustentáveis com o tempo e possam vir a cumprir seu papel na conservação da biodiversidade da fauna e flora, sem a necessidade de intervenção antrópica (RODRIGUES; GANDOLFI, 2004).

No processo de avaliação destes indicadores, é muito importante ter conhecimento sobre o estágio de maturação que a área em processo de restauração se encontra, pois, determinados processos ecológicos só se expressarão na área em determinado período. Assim, cada fase do processo de restauração possui indicadores específicos a serem avaliados. Dessa forma, a quantidade de indicadores que podem ser avaliados é excessivamente extensa (BELLOTTO *et al.*, 2009).

O Protocolo de Monitoramento do Pacto pela Restauração da Mata Atlântica estabelece uma extensiva lista de indicadores ecológicos, socioeconômicos e de gestão de projetos a serem mensurados nos processos de restauração para fins de monitoramento (PACTO PELA RESTAURAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA, 2013). Os indicadores de caráter vegetativo descritos por Miranda (2011), como a regeneração natural, chuva de sementes, banco de

sementes do solo, cobertura de copa, produção de serapilheira e ciclagem de nutrientes, são os mais utilizados.

4.3.2.1 Chuva de Sementes

A chuva de sementes é compreendida como a entrada de sementes em um ambiente durante determinado período de tempo, independente da forma de dispersão (HARDESTY; PARKER, 2002; MELO; DIRZO; TABERELLI, 2006). A semente tem como função biológica a conservação e a propagação das espécies, onde a sua dispersão é o processo mais fundamental do ciclo da vida de cada espécie vegetal, sendo que, ela se trata do deslocamento dos propágulos vegetais a partir da planta-mãe para outras distâncias consideradas biologicamente seguras (CORDEIRO; HOWE, 2003).

Além de ser de extrema importância para a propagação de novos ambientes, a dispersão de sementes atua de forma essencial para o ciclo reprodutivo das plantas (DEMINICIS *et al.*, 2009). Desta forma, ainda segundo Deminicis *et al.* (2009), quanto mais distantes as sementes se encontrarem da planta-mãe, maior a chance de sobrevivência das plântulas.

Pela perspectiva técnica, a dispersão natural das sementes consiste em um importante meio para a regeneração natural e perpetuação de povoamentos vegetais, visto que, ela pode ser considerada como uma estratégia primária que aconteceu antes da colonização de plantas, assumindo grande importância no entendimento da regeneração natural dos ecossistemas vegetais. Essa colonização realiza um papel indispensável no estabelecimento, desenvolvimento e evolução das espécies vegetais, proporcionando, assim, o intercâmbio de material genético dentro e fora das diferentes populações (NETO; WATZLAWICK; CALDEIRA, 2001; DEMINICIS *et al.*, 2009).

Cada espécie apresenta um mecanismo de dispersão diferenciado em busca da colonização de novas áreas. De acordo com Souza (2010), a chuva de sementes é classificada em função da origem dos diásporos, podendo ser alóctone (quando os diásporos são provenientes de outras áreas) ou autóctone (quando os diásporos que chegam ao local são originados da própria área). A chuva de sementes alóctone inclui um conjunto aleatório de espécies na área degradada, resultando no aumento de diversidade e recuperação da dinâmica vegetacional do ambiente (REIS; TRES, 2007). Porém, tratando-se de regeneração natural, a junção dos diásporos alóctones e autóctones, é a combinação perfeita para uma atuação efetiva desta técnica. Neste contexto, segundo Gonçalves (2012), o sucesso da chuva de sementes independente da sua classificação, depende os agentes dispersores, os quais são subdivididos

em agentes dispersores abióticos (água, vento e gravidade) e bióticos (aves, pequenos mamíferos e outros animais silvestres).

Juntamente com os agentes dispersores de sementes, a chuva é influenciada pela composição florística e estrutura da vegetação, sendo considerada deste modo, a fase inicial na organização da dinâmica de florestas (HARDESTY; PARKER, 2002; BARBOSA; EISENLOHR; RODRIGUES, 2012). Assim, a ausência de fontes de sementes, a baixa atividade de agentes dispersores de sementes, a redução da reprodução das plantas e ambientes limitantes a entrada de propágulos resulta em baixo fluxo de sementes nas comunidades vegetais (BATTILANI, 2010).

Portanto, a chuva de sementes é um importantíssimo recurso para o surgimento de novos indivíduos e espécies nas comunidades vegetais, além de influenciar fortemente a dinâmica de uma floresta, pois renova o banco de sementes do solo (SOUZA *et al.*, 2014; BRAGA; BORGES; MARTINS, 2015).

4.3.2.2 Serapilheira

A serapilheira é constituída por todo o material senescente originário da parte superior da vegetação presente em um determinado ambiente, o qual é depositado na superfície do solo formando uma camada que posteriormente sofrerá decomposição (ANDRADE; TAVARES; COUTINHO, 2003). No decorrer do ciclo vital das plantas, uma parte da quantidade de biomassa produzida retorna ao solo, constituída por galhos, folhas e estruturas reprodutivas, resultando na camada de serapilheira (FARIA *et al.*, 2002; COSTA *et al.*, 2004).

De acordo com Figueiredo-Filho *et al.* (2003), a camada de serapilheira é caracterizada como um componente indispensável dentro de um ecossistema, pois ela responde pela ciclagem de nutrientes, demonstrando a capacidade produtiva de uma floresta ao atuar na relação dos nutrientes disponíveis com as necessidades nutricionais de cada espécie.

Esse sistema de produção e devolução de nutrientes em ecossistemas florestais, consiste na via mais importante no sistema solo-planta (FERNANDES *et al.*, 2006). O ciclo dessa via ocorre primeiramente pela absorção de nutrientes pelas raízes e por sua disseminação pelas diferentes partes da planta, na qual a taxa de absorção é maior no período em que as espécies se encontram em estágio juvenil, referindo-se ao período de maior produtividade dentro do processo de sucessão (KIMMINS, 1993). Após esse período, os nutrientes retornam para o solo, pela deposição de serapilheira, lixiviação pelas folhas, galhos e pela ação da chuva, além do

trabalho exercido pela fauna herbívora e da dispersão de frutos e sementes (POGGIANI; SCHUMACHER, 2000).

Inúmeros fatores abióticos e bióticos influenciam a produção de serapilheira, por exemplo: tipo de vegetação, intensidade e velocidade do vento, temperatura, precipitação, altitude, latitude, luminosidade, relevo, estágio sucessional, características do solo e disponibilidade hídrica. Além disso, um determinado fator pode sobressair sobre os demais, dependendo das características de cada ecossistema (FIGUEIREDO-FILHO *et al.*, 2003).

Neste contexto, tanto a produção como a decomposição da serapilheira são utilizadas como indicadores de restauração em projetos de recuperação de áreas degradadas, pois, a quantidade de serapilheira juntamente com seus nutrientes que se encontram no solo, irão refletir na sua eficiência produtiva e também no seu potencial de recuperação ambiental, uma vez que, alterações irão acontecer nas características químicas do solo e na cadeia alimentar oriunda do material orgânico incorporado ao solo (ARATO; MARTINS; FERRARI, 2003; SCHUMACHER *et al.*, 2004). Ainda, de acordo com Andrade, Tavares e Coutinho (2003), a serapilheira tem uma enorme influência sobre a resiliência de solos degradados, pois forma um novo horizonte denominado pedológico com condições que facilitam o estabelecimento da vegetação, proporcionando essa interação indispensável entre a planta e o solo por meio da ciclagem de nutrientes.

4.3.2.3 Indicadores Ecológicos da Resolução SMA 32/2014

Tendo em vista a complexidade da escolha relacionada ao excesso de indicadores, o estado de São Paulo em sua Resolução SMA 32/2014, estabelece que os projetos de restauração ecológica deverão prever o monitoramento periódico por meio de três indicadores ecológicos:

- Cobertura do solo com vegetação nativa;
- Densidade de indivíduos nativos regenerantes; e,
- Número de espécies nativas regenerantes.

De acordo com Brancalion, Gandolfi e Rodrigues (2015), estes três indicadores representam de forma pertinente a realização de um monitoramento simples e objetivo, pois, eles conseguem caracterizar a estrutura, a composição e o funcionamento dos ecossistemas florestais em recuperação com facilidade de execução, uma vez que, Saavedra, Echeverría e Nelson (2017), descreveram que os indicadores ecológicos são classificados por meio de três atributos ecossistêmicos: estrutura (variáveis de diâmetro, altura, cobertura vegetal), composição (variáveis de diversidade e abundância da flora e fauna) e função (processos e

funções dos ecossistemas). Ainda pouco utilizados, porém de grande importância, é por meio destes indicadores ecológicos que existe a possibilidade de controlar a afirmação de um ecossistema restaurado, além de monitorar e avaliar áreas em processo de restauração (LUIZ, 2015).

Estudos recentes vêm demonstrando a necessidade e o aumento da utilização destes indicadores ecológicos nos processos de restauração. Malvezzi (2018), em seu estudo de caracterização do banco de sementes e monitoramento de uma APP em restauração há sete anos às margens do Ribeirão Três Bocas, Londrina - PR, afirma que o monitoramento de projetos de restauração utilizando indicadores ecológicos é de fácil aplicação, fornecendo um panorama da situação da área em restauração, podendo assim, quando necessário orientar ações futuras. Já Motta (2016), em sua pesquisa utilizou indicadores ecológicos com foco na avaliação da restauração da vegetação ciliar em laudos periciais, e também confirmou que o uso dos indicadores ecológicos a fim de avaliar restauração de matas ciliares se mostrou muito eficiente e com boa possibilidade de uso por parte das análises da perícia criminal. Nascimento *et al.* (2016) e Vieira *et al.* (2017), utilizaram indicadores ecológicos para realizar comparações de métodos de restauração ecológica por meio de indicadores e avaliações de indicadores da recomposição da vegetação nativa no Distrito Federal e em Mato Grosso, retomando mais uma vez a importância e a eficiência que os indicadores ecológicos tem na determinação da avaliação do processo de restauração nas áreas estudadas.

A maior lacuna existente nesse processo é a determinação de metodologias adequadas para cada um dos estados brasileiros, sendo que todos estes estudos citados anteriormente utilizaram os indicadores propostos pela Resolução SMA 32/2014 (SÃO PAULO, 2014), pois é a única metodologia que se tem no Brasil até hoje aplicada dentro de parâmetros legais. Comparações realizadas com a resolução de São Paulo em estados com vegetação totalmente diferente reflete ao pesquisador uma incerteza, não na utilização dos indicadores ecológicos, mas sim, na comparação dos valores dos mesmos. Neste sentido, existe a necessidade de maiores estudos priorizando os estados e suas respectivas vegetações, adotando valores de referências fixados para cada realidade.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALMEIDA, D. S. **Recuperação ambiental da Mata Atlântica** [online]. 3ed. Ver. And enl. Ilhéus, BA: Editus, 200 p., 2016. Available from SciELO Books. Disponível em: <http://books.scielo.org/id/8xvf4>. Acesso em: 08 nov. 2019.
- ANDRADE, A. G.; TAVARES, S. R. L.; COUTINHO, H. L. C. Contribuição da serapilheira para recuperação de áreas degradadas e para manutenção da sustentabilidade de sistemas agroecológicos. **Informe agropecuário**. Belo Horizonte, v. 24, n. 220, p. 55-63, 2003.
- ARATO, H. D.; MARTINS, S. V.; FERRARI, S. H. Produção e decomposição de serapilheira em um sistema agroflorestal implantado para recuperação de área degradada em Viçosa - MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 27, p. 715-721, set. 2003.
- AUBRÉVILLE, A. A floresta de pinho do Brasil. **Revista Brasileira de Economia**, Rio de Janeiro, v. 2, n. 2, p. 21-36, 1949.
- BACHA, C. J. Muita mata e pouca madeira. **Revista de Agronegócios da FGV**, v. 25, n. 7, p. 36-39, jul. 2005.
- BACKES, A. Condicionamento climático e distribuição geográfica de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze no Brasil – II. **Pesquisas** (Sér. Bot.), São Leopoldo, v. 49, p. 31-51, 1999.
- BARBOSA, J. M.; EISENLOHR, P. V.; RODRIGUES, M. A. Ecologia da dispersão de sementes em florestas tropicais. In: MARTINS, S. V. **Ecologia de florestas tropicais do Brasil**. 2 ed. Viçosa - MG, cap. 3, 2012.
- BATTILANI, J. L. **Chuva de sementes em trecho de floresta ripária, Mato Grosso do Sul, Brasil**. 2010. Tese (Doutorado Ecologia e Conservação) – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2010.
- BELLOTTTO, A.; VIANI, R. A. G.; NAVE, A. G.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. Monitoramento das áreas de restauração como ferramenta para avaliação da efetividade das ações de restauração e para redefinição metodológica. In: RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. **Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. Piracicaba: Universidade de São Paula/LERF/ESALQ/Instituto BioAtlântica, p. 132-150, 2009.
- BRAGA, A. J. T.; BORGES, E. E. L.; MARTINS, S. V. Chuva de sementes e estádios sucessionais de Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa - MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 39, n. 3, p. 475-485, mai./jun. 2015.
- BRANCALION, P. H. S. *et al.* Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de florestas tropicais biodiversas. **Revista Árvore**, Viçosa, v.34, n.3, p.455-470, mai./jun. 2010.
- BRANCALION, P. H. S.; VIANI, R. A. G.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração. In: Martins, S.V. (Org.). **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**, Editora UFV, Viçosa, MG, Brasil v. 1, p. 262-293, 2012.

BRANCALION, P. H. S., GANDOLFI, S., RODRIGUES, R. R. **Restauração Florestal**. São Paulo: Oficina de Texto. 421 p. 2015.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). **Mata Atlântica**. Patrimônio Nacional dos Brasileiros. Brasília, DF. 2010.

BRASIL, **Lei Nº 5.106, de 02 de setembro de 1966**. Incentivos fiscais. Diário oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, set. 1966. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/1950-1969/15106.htm#:~:text=Disp%C3%B5e%20s%C3%B4bre%20os%20incentivos%20fiscais%20concedidos%20a%20empreendimentos%20florestais. Acesso em: 11 set. 2019

BRASIL, **Lei Nº 12.651, de 12 de maio de 2012**. Código Florestal Brasileiro. Diário oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, mai. 2012. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/12651.htm. Acesso em: 11 set. 2019.

BRUIJNZEEL, L. A. Climatic conditions and tropical montane forest productivity: the fog has not lifted yet. (The Structure and Functioning of Montane Forests: Control by Climate, Soils, and Disturbance). **Ecology**, v. 79, n. 1, p. 10-15, jan. 1998.

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**, Santa Maria, v. 6, n. 1, p. 27-38, 1996.

CAMPOS, W. H.; MARTINS, S. V. Natural regeneration stratum as an indicator of restoration in area of environmental compensation for mining limestone, municipality of Barroso, MG, Brazil. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 40, n. 2, p. 189-196, mar./abr. 2016.

CARNEIRO, P. H. M.; RODRIGUES, R. R. Management of monospecific commercial reforestations for the forest restoration of native species with high diversity. In: RODRIGUES, E. E. *et al.* **High Diversity Forest Restoration in Degraded Areas: Methods and Projects in Brazil**. New York: Nova Science Publishers, p. 129-144, 2007.

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

CLEWELL, A. F.; ARONSON, J. (Eds.). **Ecological restoration: principles, values, and structure of an emerging profession**. 2 ed. Washington, D.C.: Island Press, 2013.

CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 429 de 28 de fevereiro de 2011**. Dispõe sobre a metodologia de recuperação das Áreas de Preservação Permanente – APP's. Publicada no DOU nº 43, em 02/03/2011, p. 76, 2011.

CORDEIRO, N.; HOWE, H. F. Forest fragmentation severs mutualismo between seed dispersers and na endemic African tree. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, 100, p. 14052-14054, 2003.

- COSTA, G. S.; FRANCO, A. A.; DAMASCENO, R. N.; FARIA, S. M. Aporte de nutrientes pela serapilheira em uma área degradada e revegetada com leguminosas arbóreas. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, n. 5, p. 919-927, set./out. 2004.
- DALE, V. H.; BEYELER, S. C. Changes in the development and use of ecological indicators. **Ecological Indicators**, v. 1, p. 3-10, mar. 2001.
- DELLASALA, D. A. *et al.* A Citizen's Call for Ecological Forest Restoration: Forest Restoration Principles and Criteria. **Ecological Restoration**, v. 21, n. 1, p. 14-23, mar. 2003.
- DEMINICIS, B. B.; VIEIRA, H. D.; ARAÚJO, S. A. C.; JARDIM, J. G.; PÁDUA, F. T.; CHAMBELA, N. A. Dispersão natural de sementes: importância, classificação e sua dinâmica nas pastagens tropicais. **Arch. Zootec. Espanã**, v. 58, p. 35-58, 2009.
- DURIGAN, G. O uso de indicadores para monitoramento de áreas em recuperação. **Cadernos Mata Ciliar**, São Paulo, n. 4, p. 11-13, 2011.
- ENGEL, V. L.; PARROTA, J. A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA, R.E.; MORAES, L. F. D.; ENGEL, V. L.; GANDARA, F. B. (orgs.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: Fepaf, 2003.
- FARIA, H. H.; SÉRGIO, F. C.; GARRIDO, M. A. O. Recomposição da vegetação ciliar integrada à conservação de microbacia. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, n. 21, p. 1-22, 2001.
- FARIA, S. M.; SILVA, M. G.; GRAIG, J.; DIAS, S. L.; LIMA, H. C.; NARA, M. Revegetação com espécies arbóreas fixadoras de nitrogênio em taludes de exploração de ferro em Samarco Minerações Mariana, MG. In: V Simpósio Nacional Sobre Recuperação de Áreas Degradadas. Belo Horizonte - MG. **Anais**. p. 413-415, 2002.
- FERNANDES, M. M.; PEREIRA, M. G.; MAGALHÃES, L. M. S.; CRUZ, A. R.; GIÁCOMO, R. G. Aporte e decomposição de serapilheira em áreas de floresta secundária, plantio de Sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia* Benth.) e Andiroba (*Carapa guianensis* Aubl.) na Flona Mário Xavier, RJ. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 16, n. 2, p. 163-175, jul. 2006.
- FIGUEIREDO-FILHO, A.; MORAES, G. F.; SCHAAF, L. B.; FIGUEIREDO, D. J. Avaliação estacional da deposição de serapilheira em uma Floresta Ombrófila Mista localizada no sul do estado do Paraná. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 13, n. 1, p. 11-18, abr. 2003.
- FREITAS, E. P.; MORAES de, J. F. L.; FILHO, A. P.; STORINO, M. Indicadores ambientais para áreas de preservação permanente. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 17, n. 4, p. 443-449, abr. 2013.
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica e ecossistemas associados no período de 1995-2000**. Fundação SOS Mata Atlântica e INPE, São Paulo. 2001.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica periódico 2018-2019**. Fundação SOS Mata Atlântica e INPE, São Paulo, Brasil, 61 p., 2020.

GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. Atlantic forest hotspots status: an overview. *In*: GALINDO-LEAL, C. & CÂMARA, I. G. (Ed.). **The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook**. Center for Applied Biodiversity Science e Island Press, Washington, D. C., p. 3-11, 2003.

GANN, G. D. *et al.* International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. **Restoration Ecology**. v. 27, n. 1, p. 1 - 46, set. 2019.

GONÇALVES, F. B. **Chuva de sementes em remanescente de Caatinga no município de porto da folha, Sergipe - Brasil**. 2012. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão - SE. 2012.

GURNELL, A. The hydrological and geomorphological significance of forested floodplains. **Global Ecology and Biogeography Letters**, Oxford, v. 6, n. 3-4, p. 219-229, 1997.

HARDESTY, B. D.; PARKER, V. T. Community seed rain patterns and a comparison to adult community structure in a west African tropical forest. **Plant Ecology**. v. 164, p. 49-64, 2002.

HARPER, J. L. **Population biology of plants**. New York: Academia, 892 p. 1997.

HERRMANN, B. C.; RODRIGUES, E.; LIMA, A. A paisagem como condicionadora de bordas de fragmentos florestais. **Revista Floresta**, Curitiba, v. 35, n. 1, p.13-22, jan./abr. 2005.

HIGUCHI, P. *et al.* Influência de variáveis ambientais sobre o padrão estrutural e florístico do componente arbóreo, em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista Montana em Lages, SC. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 22, n. 1, p. 79-90, jan./mar. 2012.

HOLLING, C. S. Resilience and stability of ecological systems. **Annual review of ecology and systematics**, v. 4, n. 1, p. 1-25, 1973.

HÜLLER, A. **Restauração florestal através de semeadura direta de duas espécies nativas**. 2011. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia de Sementes, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2011.

HUNSAKER, C. T.; JACKSON, B. L.; SIMCOCK, A. Regional assessment for watershed management in the Mid-Atlantic states. *In*: REIMOLD, R. D. (ed.): **Watershed management: Practice, policy and coordination**. New York: McGraw-Hill, p. 11-34, 1998.

HURCK, K. **As florestas da América do Sul: ecologia, composição e importância econômica**. São Paulo: Ed. Polígono S. A. 466 p., 1972.

IBÁ – Indústria brasileira de árvores. **Relatório 2019**. São Paulo, 80 p., 2019. Disponível em: <https://www.iba.org/datafiles/publicacoes/relatorios/iba-relatorioanual2019.pdf>. Acesso em: 16 mar. 2020.

IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**. 2. ed. Rio de Janeiro: Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 275 p., 2015.

ISERNHAGEN, I.; BRANCALION, P. H. S.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Abandono da cópia de um modelo de floresta madura e foco na restauração dos processos ecológicos responsáveis pela reconstrução de uma floresta. *In*: RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; BELLOTTO, A. **Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. Piracicaba: Universidade de São Paula/LERF/ESALQ/Instituto BioAtlântica, p. 132-150, 2009.

KAGEYAMA, P.; GANDARA, F. B. Recuperação de áreas ciliares. *In*: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP, p. 249-269, 2004.

KIMMINS, J. P. **Forest ecology**. New York: Collier Macmillan Canada, 1987. São Paulo - SP. Ed. UNESP, 184 p. 1993.

LAMB, D. Large-scale ecological restoration of degraded tropical lands: the potential role of timber plantations. **Restoration Ecology**, Malden, v. 6, n. 3, p. 271-279, 1998.

LUIZ, J. S. **Caracterização de APPs em três propriedades rurais às margens do Ribeirão Três Bocas, Londrina, Paraná, que passaram por restauração há 04 anos**. 2015. Trabalho de conclusão de curso de graduação (TCC em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2015.

MALVEZZI, L. B. **Caracterização do banco de sementes e monitoramento de uma APP em restauração há sete anos às margens do Ribeirão Três Bocas, Londrina – PR**. 2018. Trabalho de conclusão de curso de graduação (TCC em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2018.

MANOLIADIS, O. G. Development of ecological indicators - a methodological framework using compromise programming. **Ecological Indicators**, v. 2, p. 169-176, nov. 2002.

MANTOVANI, W. **A degradação dos biomas brasileiros**. *In*: RIBEIRO, W. C. (Ed.). **Patrimônio ambiental brasileiro**. Editora Universidade de São Paulo, São Paulo, p. 367-439, 2003.

MARTINS, S. V. **Recuperação de áreas degradadas: ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviário e de mineração**. 2. ed. Viçosa, MG: Aprenda Fácil, 270 p. 2009.

MARTINS, S. V. *et al.* Manual de procedimentos gerais para restauração florestal no Estado do Espírito Santo. Vitória: **CEDAGRO**, 23 p. 2014.

MARTINS, S. V. **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. (2 ed), Minas Gerais: UFV, 2015.

MELO, F. P. Ç.; DIRZO, R.; TABARELLI, M. Biased seed rain in forest edges: Evidence from the Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, v. 132, p. 50-60, set. 2006.

METZGER, J. P. Tree functional group richness and landscape structure in Brazilian tropical fragmented landscape. **Ecological Applications**, New York, v. 10, n. 4, p. 1147-1161. 2000.

METZGER, J. P. O Código Florestal tem base científica? **Conservação e Natureza**, v. 8, n. 1, 2010.

MIRANDA, A. N. **Avaliação do componente arbóreo, da regeneração natural e do banco de sementes de uma floresta restaurada com 40 anos, Viçosa, MG**. 2011. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2011.

MIRANDA, A. N.; MARTINS, S. V.; SILVA, K. A.; GLERIANI, J. M. Estrato de regeneração natural de uma floresta restaurada com 40 anos. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v. 32, n. 72, p. 409-420, out./dez. 2012.

MODNA, D.; DURIGAN, G.; VITAL, M. V. C. *Pinus elliottii* Engelm como facilitadora de regeneração natural em mata ciliar em região de Cerrado, Assis, SP, Brasil. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 38, n. 85, p. 73-83, mar. 2010.

MOTTA, M. L. **Critérios para avaliação da restauração da vegetação ciliar em laudos periciais**. 2016. Dissertação (Mestrado) – Pós-graduação em Perícias Criminais Ambientais, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2016.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-845, fev. 2000.

NASCIMENTO, A. B. O.; BRACCIALLI, V. L.; YAMADA, D. S. L.; VIEIRA, D. O. Análise e comparação de dois métodos de restauração ecológica por meio de indicadores. **Revista Científica Eletrônica de Eng. Florestal**, v. 28, n. 1, 2016.

NASCIMENTO, M. C.; SOARES, V. C.; RIBEIRO, C. A. A. S.; SILVA, E. Uso do Geoprocessamento na Identificação de Conflito de Uso da Terra em Áreas de Preservação Permanente na Bacia Hidrográfica do Rio Alegrete, Espírito Santo. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 15, n. 02, p. 207-220, jun. 2005.

NIMER, E. Climatologia da região sul do Brasil: introdução à climatologia dinâmica. **Revista Brasileira de Geografia**, Rio de Janeiro, v. 33, n. 4, p. 3-65, 1971.

NETO, R. M. R.; WATZLAWICK, L. F.; CALDEIRA, M. V. W. Diversidade florística e síndromes de dispersão de diásporos das espécies arbóreas de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista. **Revista Ciências Exatas e Naturais**, Guarapuava, v. 3, n. 2, p. 209-2016, jul./dez. 2001.

OLIVEIRA, R. E. de; ENGEL, V. L. A restauração ecológica em destaque: um retrato dos últimos vinte e oito anos de publicações na área. **Oecologia Australis**, v. 15, n. 2, p. 303-315, jun. 2011.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FONTES, M. A. L. Padrões de diferenciação florística entre as florestas atlânticas no sudeste do Brasil e a influência do clima. **Biotropica**, v. 32, n. 4, p. 793-810, 2000.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; CARVALHO, D.; A.; FONTES, M. A. L. Variações estruturais do compartimento arbóreo de uma Floresta Semidecídua Alto-Montana na chapada das Perdizes, Carrancas, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 27, n. 2, p. 291-309, abr./jun. 2004.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; BUDKE, J. C.; JARENKOW, J. A.; EISENLOHR, P. V.; NEVES, D. R. M. Delving into the variations in tree species composition and richness across South American subtropical Atlantic and Pampean forests. **Journal of Plant Ecology**, Oxford, v. 8, ed. 3, p. 242-260, 2013.

PACTO PELA RESTAURAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA. **Protocolo de Monitoramento para Programas e Projetos de Restauração Florestal**. 2013. Disponível em: http://media.wix.com/ugd/5da841_c228aedb71ae4221bc95b909e0635257.pdf. Acesso em: 23 set. 2019.

PADILHA, R. T, **Avaliação da restauração de áreas de preservação permanente degradada do córrego fundo, em Cuiabá – MT**. 2016. Monografia apresentada a disciplina de Trabalho de Curso do Departamento de Engenharia Florestal, Faculdade de Engenharia Florestal – Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2016.

PARANÁ. **Portaria Nº 221, de 12 de novembro de 2012**. Instituto Ambiental do Paraná – IAP. 2012. Disponível em: <http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/Portaria/Port2212012SAPP.pdf>. Acesso em: 18 nov. 2019.

PARROTTA, J. A. Productivity, nutrient cycling, and succession in single and mixed-species plantations of *Casuarina equisetifolia*, *Eucalyptus robusta*, and *Leucaena leucocephala* in Puerto Rico. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 124, p. 45-77, nov. 1999.

PELUZIO, T. M. O.; LOUZADA, F. L. R. O.; SALIM NETO, S. C.; KUNS, S. H. Regeneração Natural de pastagens versus fragmento de floresta ombrófila densa alto montana. **Revista Nucleus**, v. 15, n. 2, out. 2018.

PEREIRA, C. A.; VIEIRA, I. C. G. A importância das florestas secundárias e os impactos de sua substituição por plantios mecanizados de grãos na Amazônia. **Interciencia**, Caracas, v. 26, p. 337-341, ago. 2001.

POGGIANI, F.; SCHUMACHER, M. Ciclagem de Nutrientes em Florestas Nativas. In: GONÇALVES, J. L. M.; BENEDETTI, V. Ed. **Nutrição e Fertilização Florestal**. Piracicaba - SP: IPEF, p. 287-308, 2000.

REIS, A.; TRES, D. R. Nucleação: integração das comunidades naturais com a paisagem. In: Fundação Cargill. **Manejo ambiental e restauração de áreas degradadas**. São Paulo, p. 29-55. 2007.

REIS, A. Nucleação: concepção biocêntrica para a restauração ecológica. **Ciência florestal**, Santa Maria, v. 24, p. 509, abr./jun. 2014.

REIS, D. N. **Desenvolvimento de um índice para avaliação da recuperação de ecossistemas ciliares**. 2008, Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2008.

REZENDE, C. L. *et al.* From hotspot to hopespot: Na opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 208-214, out./dez. 2018.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, jun. 2009.

RODE, R.; FIGUEIREDO-FILHO, A.; MACHADO, S. A.; GALVÃO, F. Grupos florísticos e espécies discriminantes em povoamentos de *Araucaria angustifolia* em uma Floresta Ombrófila Mista. **Revista Árvore**, Viçosa, v.35, n.2, p. 319-327, mar./abr. 2011.

RODRIGUES, R. R.; BRANCALION P. H. S.; ISERNHAGEN, I. (org.). **Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: LERF, 2009.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. **Conceitos, tendências e ações para recuperação de florestas ciliares**. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. de F. (Eds.). *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo: EDUSP, p. 235-247. 2004.

SAAVEDRA, P. G.; ECHEVERRÍA, C.; NELSON, C. R. Ecological indicators for assessing ecological success of forest restoration: a world review. **Restoration Ecology**. v. 25, n. 6, p. 850-857, out. 2017.

SANSEVERO, J. B. B.; PRIETO, P. V.; MORAES, L. F. D.; RODRIGUES, P. J. P. Natural regeneration in plantations of native trees in lowland Brazilian Atlantic forest: Community structure, diversity, and dispersal syndromes. **Restoration Ecology**, v. 19, n. 3, p. 379-389, mai. 2011.

SANTA CATARINA. **Lei Nº 14.675, de 13 de Abril de 2009**. Governo do Estado de Santa Catarina. 2009. Disponível em: http://leis.ale.sc.gov.br/html/2009/14675_2009_lei.html. Acesso em: 16 ago. 2020.

SÃO PAULO. **Resolução SMA Nº 32, de 03 de abril de 2014**. Secretaria do Estado do Meio Ambiente. 2014. Disponível em: <https://www.iniciativaverde.org.br/upfiles/arquivos/resolucao/Resolucao-SMA-32-2014-Restauracao-Ecologica.pdf>. Acessado em: 08 nov. 2019.

SCHORN, L. A.; KRIEGER, A.; NADOLNY, M. C.; FENILLI, T. A. B. Avaliação de técnicas para indução da regeneração natural em área de preservação permanente sob uso anterior do solo com *Pinus elliottii*. **Revista Floresta**, Curitiba, PR, v. 40, n. 2, p. 281-294, abr./jun. 2010.

SCHUMACHER, M. V.; BRUN, E. J.; HERNANDES, J. I.; KÖNIG, F. G. Produção de serapilheira em uma floresta de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze no município de Pinhal Grande - RS. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 28, n. 1, p. 29-37, fev. 2004.

SER - SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION INTERNATIONAL. **Princípios da SER Internacional sobre a restauração ecológica**. Tucson, 2004. Disponível em: <https://www.ser.org/default.aspx>. Acesso em: 23 set. 2019.

SEUBERT, R. C.; MACANEIRO, J. P.; SCHORN, L. A.; SEBOLD, D. C. Regeneração natural em diferentes períodos de abandono de áreas após extração de *Eucalyptus Grandis* hill ex maiden, em argissolo vermelhoamarelo álico, em Brusque, Santa Catarina. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 27, n. 1, p. 1-19, jan./mar. 2017.

SEVEGNANI, L.; SCHROEDER, E. **A vegetação no contexto brasileiro e catarinense**. 77 p., 2013.

SILVA, A. C.; HIGUCHI, P.; AGUIAR, M. D.; NEGRINI, M.; NETO, J. F.; HESS, A. F. Relações florísticas e fitossociologia de uma Floresta Ombrófila Mista Montana Secundária em Lages, Santa Catarina. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 22, n. 1, p. 193-206, jan./mar. 2012.

SILVA, J. M. C.; SOUSA, M. C.; CASTELLETTI, C. H. M. Areas of endemism for passerine birds in the Atlantic Forest. **Global Ecology and Biogeography**, v. 13, p. 85-92, jan. 2004.

SILVA, J. M. C.; SCARANO, F. R.; CARDEL, F. S. Regeneration of na Atlantic Forest in the uderstory of an *Eucalyptus grandis* stand in Southern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 11, p. 148-152, 1995.

SIMINSKI, A.; FANTINI, A. C. A Mata Atlântica cede lugar a outros usos da terra em Santa Catarina, Brasil. **Revista Biotemas**, Florianópolis, v. 23, n. 2, p. 51-59, jun. 2010.

SOUSA JÚNIOR, G. A. **Zoneamento da faixa tampão do reservatório da UHE – Camargos e avaliação de sua regeneração natural**. 2005. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2005.

SOUZA, L. M. D. E. **Regeneração natural como indicador de sustentabilidade em áreas em processo de restauração**. 2014. Tese (Doutorado em Restauração de Áreas Degradadas) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2014.

SOUZA, J. T. **Chuva de sementes em áreas abandonada após cultivo próxima a um fragmento preservado de Caatinga em Pernambuco, Brasil**. 2010. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Programa de Pós-Graduação em Botânica, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2010.

SOUZA, J. T.; FERRAZ, E. M. N.; ALBUQUERQUE, U. P.; ARAÚJO, E. L. Does proximity to a mature forest contribute to the seed rain and recovery of na abandoned agriculture area in a semiarid climate. **Plant Biology**, v. 16, p. 748-756, nov. 2014.

- STEDILLE, L. I. **Ecosistema em Restauração Florestal versus Ecosistema de referência: utilização de descritores fitossociológicos em área de preservação permanente no Planalto Sul Catarinense**. 2016. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages - SC, 2016.
- TABARELLI, M.; VILLANI, J. P.; MANTOVANI, W. A recuperação da floresta atlântica sob plantios de *Eucalyptus* no Núcleo Santa Virgínia, SP. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 5, n. 2, p. 187-201, 1993.
- TRICART, J. Morfogênese e pedogênese. **Notícia Geomorfológica**, Campinas, v.8, n.15, p. 5-18, 1968.
- UHL, C.; CLARK, H.; CLARK, K. Successional patterns associated with slash and burn agriculture in upper Rio Negro region of the Amazon Basin. **Biotropica**, v. 14, n. 4, p. 249-254, dez. 1982.
- VANZELA, L. S.; HERNANDEZ, F. B. T.; FRANCO, R. A. M. Influência do uso e ocupação do solo nos recursos hídricos do Córrego Três Barras, Marinópolis. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.14, p. 55-64, jan. 2010.
- VELOSO, H. P. *et al.* Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. **IBGE**. Rio de Janeiro, RJ. p. 124, 1991.
- VELOSO, H. P. *et al.* Manual técnico da vegetação brasileira. Rio de Janeiro: **IBGE**; 91 p., 1992.
- VIANA, V. M.; PINHEIRO, L. A. F. V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série técnica IPEF**, v. 12, n. 32, p. 25-42, 1998.
- VIBRANS, A. C.; MCROBERTS, R. E.; MOSER, P.; NICOLETTI, A. L. Using satellite image-based maps and ground inventory data to estimate the area of the remaining Atlantic forest in the Brazilian state of Santa Catarina. **Remote Sensing of Environment**. v. 130, p. 87-95, 2013.
- VIEIRA, D. L. M.; SARTORELLI, P. A. R.; SOUSA, A. P.; REZENDE, G. M. Avaliação de indicadores da recomposição da vegetação native no Distrito Federal e em Mato Grosso. **INPUT**. 2017. Disponível em: <https://pdfs.semanticscholar.org/a366/f53965302e1915f1c41703ed6464ff4d8202.pdf>. Acesso em: 18 nov. 2019.
- VIVIAN-SMITH, G. Microtopographic heterogeneity and floristic diversity in experimental wetland communities. **Journal of Ecology**, v. 85, p.71-82, 1997.
- WHITMORE, T. C. **Tropical rain forest dynamics on the far east**. Oxford: Clarendon, 352 p. 1984.
- ZAHAWI, R. A.; REID, J. L.; HOLL, K. D. Hidden Costs of Passive Restoration. **Restoration Ecology**, v. 22, n.3, p. 284-887, mai. 2014.

5 CAPÍTULO I – ANÁLISE DE INDICADORES ECOLÓGICOS DA RESOLUÇÃO SMA 32/2014 EM ÁREAS DE PROCESSO DE RESTAURAÇÃO PASSIVA EM DIFERENTES IDADES PÓS COLHEITA DE *Pinus* spp. EM SANTA CATARINA

RESUMO

A restauração de áreas de preservação permanente por meio da regeneração natural é um dos métodos mais utilizados por empresas de plantios florestais no Sul do Brasil, como uma resposta a estarem adequados com a legislação vigente. Avaliar esse processo é um grande desafio, especialmente pela ausência de uma metodologia fixa e confiável. O objetivo do estudo foi determinar o nível de adequação da Restauração Florestal em Áreas de Preservação Permanente (APP) em diferentes idades pós-colheita de *Pinus* spp. a partir dos indicadores utilizados na Resolução SMA 32/2014 do estado de São Paulo, de forma a verificar se estes são adequados para áreas de Floresta Ombrófila Mista no estado de Santa Catarina. A área de estudo está localizada em uma propriedade (\cong 3.156,65 ha) utilizada com silvicultura. No local encontram-se diferentes idades no processo de restauração (4, 9, 10, 11 e 12 anos). Foram instaladas 38 unidades amostrais permanentes (100 m²). Avaliou-se três indicadores: cobertura do solo com vegetação nativa, densidade de indivíduos nativos regenerantes e número de espécies nativas regenerantes, quantificando todos os indivíduos regenerantes com altura igual ou maior que 50 cm medida a 1,3 m e com circunferência menor que 15 cm. Além destes indicadores, avaliou-se a cobertura do solo por quaisquer formas de vida, índice de Shannon, equabilidade de Pielou, síndromes de dispersão e grupos ecológicos. No total foram avaliados 2.490 indivíduos, distribuídos em 108 espécies, o que é considerado “adequado” para os indicadores de densidade e número de espécies nativas e nível “mínimo” para cobertura do solo, exceto para a idade 9 que apresentou nível “adequado”, com 80,4%. A cobertura de solo por quaisquer formas de vida resultou em nível “adequado” para todas as idades. O índice de Shannon variou de 2,59 - 3,64 entre as idades e a equabilidade de Pielou entre 0,69 - 0,87, caracterizando uma diversidade mediana a superior, com espécies semelhantemente abundantes. A maioria das espécies foram classificadas como pioneiras (43,52%) e zoocóricas (56,48%). Os resultados indicam que os três indicadores, assim como, o indicador cobertura do solo por quaisquer formas de vida, são adequados para o monitoramento da restauração florestal em áreas como a deste estudo. As áreas também apresentaram capacidade de estabelecimento por meio da restauração passiva, visto que, os níveis de adequação demonstram que o processo de sucessão está ocorrendo de forma positiva.

Palavras-chave: Área de Preservação Permanente, Floresta Secundária, Composição Florística, Restauração Florestal

ABSTRACT

The restoration of permanent preservation areas through natural regeneration is one of the methods most used by forest planting companies in southern Brazil, as a response to being adequate with current legislation. Evaluating this process is a great challenge, especially due to the absence of a fixed and reliable methodology. The aim of this study was to determine the level of adequacy of Forest Restoration in Permanent Preservation Areas (APP) at different postharvest ages of *Pinus* spp. from the indicators used in Resolution SMA 32/2014 of the state of São Paulo, in order to verify if these are suitable for areas of Mixed Ombrophilous Forest in the state of Santa Catarina. The study area is located in a property ($\cong 3.156,65$ ha) used with forestry. Different ages are found in the restoration process (4, 9, 10, 11 and 12 years). 38 permanent sampling units were installed (100 m^2). Three indicators were evaluated: soil cover with native vegetation, density of regenerating native individuals and number of regenerating native species, quantifying all regenerating individuals with height equal to or greater than 50 cm measured at 1,3 m and with circumference less than 15 cm. In addition to these indicators, soil cover was evaluated for any life forms, Shannon index, Pielou equability, dispersal syndromes and ecological groups. A total of 2.490 individuals were evaluated, distributed in 108 species, which is considered "adequate" for the indicators of density and number of native species and "minimum" level for soil cover, except for age 9 that presented "adequate" level, with 80,4%. Soil cover for any life forms resulted in "adequate" level for all ages. The Shannon index ranged from 2,59 - 3,64 between ages and Pielou's equability between 0,69 - 0,87, characterizing a median to superior diversity, with similarly abundant species. Most species were classified as pioneers (43,52%) and zoochoric (56,48%). The results indicate that the three indicators, as well as the indicator soil cover by any life forms, are adequate for monitoring forest restoration in areas such as this study. The areas also showed capacity for establishment through passive restoration, since the levels of adequacy demonstrate that the succession process is taking place in a positive way.

Key-words: Permanent Preservation Area, Secondary Forest, Floristic Composition, Forest Restoration

5.1 INTRODUÇÃO

A degradação da Mata Atlântica brasileira é um reflexo da ocupação territorial e da exploração desordenada dos recursos naturais. Os consecutivos impactos resultantes de diferentes ciclos de exploração, tornaram uma parte substancial deste bioma em arquipélagos de pequenas ilhas de vegetação embutidas em uma matriz de áreas degradadas, agricultura, silvicultura, pastagens e áreas urbanas (JOLY; METZGER; TABARELLI, 2014).

Embora bastante destruído, este bioma é considerado um dos mais ricos em diversidade e de espécies ameaçadas do planeta, representando o equivalente a 60% de todas as listas de espécies ameaçadas de fauna e flora no Brasil, além de abranger 15% do total do território brasileiro, distribuído em 17 estados (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2019; REZENDE *et al.*, 2018). O estado catarinense está totalmente inserido neste bioma e encontra-se como o terceiro estado brasileiro com maior área de remanescentes de floresta atlântica (RESERVA DA BIOSFERA DA MATA ATLÂNTICA - RBMA, 2018).

Entre as fitofisionomias que compõem o estado catarinense, têm-se a Floresta Ombrófila Mista, também conhecida popularmente como Floresta com Araucária. Esta tipologia florestal foi altamente explorada no Sul do Brasil visto que, em Santa Catarina, essa exploração ocorreu principalmente durante as décadas de 50 e 60 com o “Ciclo da Araucária” e também no decorrer dos anos de 1966 a 1986 com intensa implantação de povoamentos comerciais devido aos incentivos fiscais (BACHA, 2005; SILVA *et al.*, 2012).

As matas ciliares, por se localizarem em locais estratégicos para a ocupação humana, são os ecossistemas que mais sofreram com perturbações e degradação entre os ambientes florestais. Porém, devido à sua importância na manutenção da qualidade da água, estabilidade do solo, regularização do regime hídrico e manutenção de corredores ecológicos que visam movimentar a fauna e a dispersão florestal, muitas empresas do setor florestal e proprietários privados/rurais têm buscado a readequação do uso e ocupação das áreas de preservação permanente, em cumprimento da legislação ambiental vigente (ALVARENGA; BOTELHO; PEREIRA, 2006; ONOFRE; ENGEL; CASSOLA, 2010). Portanto, considerando o atual estágio de degradação de grande parte destas áreas, é necessária a avaliação de técnicas de restauração visando retornar estes locais ao mais próximo do ambiente original.

Atualmente, algumas técnicas de restauração têm sido recomendadas visando maximizar os benefícios e acelerar o processo como, por exemplo, o plantio de mudas, regeneração natural, semeadura direta, chuva de sementes, entre outros (ARAÚJO *et al.*, 2004;

REIS; TRES; SCARIOT, 2007; RODRIGUES *et al.*, 2007). Contudo, a técnica adequada para cada área, depende dos níveis de degradação e fonte de propágulos (RECH *et al.*, 2015).

A condução da regeneração natural ou restauração passiva começou a ser mais utilizada após a compreensão de que as comunidades naturais são sistemas abertos e que existe a possibilidade de diferentes comunidades finais num mesmo ambiente (BELLOTTO *et al.*, 2009). Esta técnica permite conhecer o estoque da floresta e a sua distribuição na comunidade vegetal por meio de estudos quantitativos e qualitativos, quais fornecem dados que permitem previsões sobre o comportamento e o desenvolvimento da floresta no futuro (GARCIA *et al.*, 2011).

Uma das maneiras mais promissoras atualmente para realizar o monitoramento e avaliação da condição de áreas em condução de regeneração natural é pelo uso de indicadores ecológicos do funcionamento da restauração. Mesmo sendo de extrema importância, estes ainda são pouco utilizados. O estado de São Paulo apresenta uma legislação diferenciada, criada no ano de 2014 (Resolução SMA 32/2014), estabelecendo 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 (SÃO PAULO, 2014). Porém, no estado de Santa Catarina e nos outros estados do Sul do Brasil ainda não existe uma normatização quanto ao uso, metodologia e quais indicadores podem ser aplicáveis nestes locais e isso resulta em uma dificuldade no monitoramento.

Neste contexto, é fundamental a realização de uma análise criteriosa no monitoramento da regeneração natural ocorrente nas áreas de preservação permanente, uma vez que, o monitoramento é uma ferramenta de análise da fase transitória, entre a degradação e a conclusão da restauração (LUIZ, 2015).

Diante do exposto, o objetivo deste estudo foi determinar o nível de adequação da Restauração Florestal em Áreas Preservação Permanente (APP) em diferentes idades pós-colheita de *Pinus* spp. a partir dos indicadores utilizados na Resolução SMA 32/2014 do estado de São Paulo, de forma a verificar se estes são adequados para áreas de Floresta Ombrófila Mista no estado de Santa Catarina.

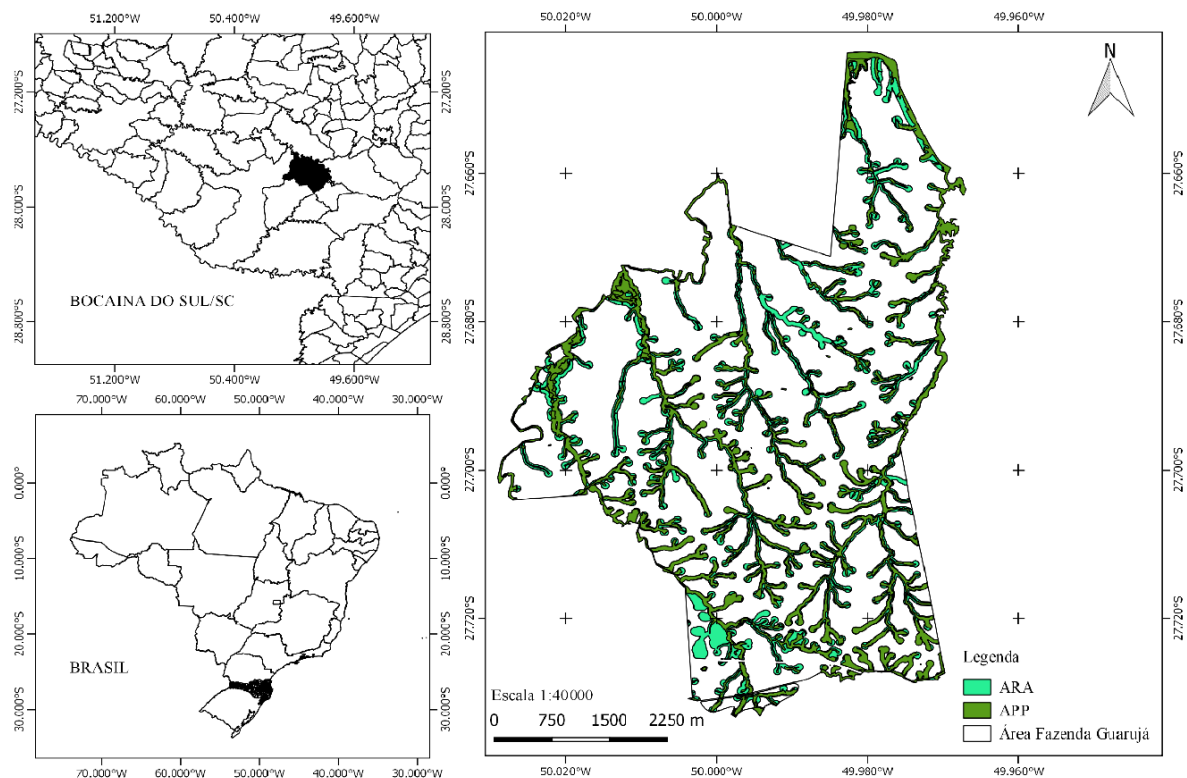
As hipóteses do presente estudo são: i) Indicadores ecológicos propostos pela Resolução SMA 32/2014 apresentam potencial para serem adequados ao monitoramento da restauração no estado de Santa Catarina; ii) O nível de sucessão florestal nas áreas de preservação permanente (APP's) está correlacionado com o ano de retirada de *Pinus* spp..

5.2 MATERIAL E MÉTODOS

5.2.1 Caracterização da área de estudo

O estudo foi realizado na fazenda Guarujá (3.156,65 hectares), propriedade da empresa Klabin S.A., localizada no município de Bocaina do Sul - SC. Na área 912,14 hectares são designados as Áreas de Preservação Permanente (APP's) e, incluindo Áreas de Recuperação Ambiental (ARA), com aproximadamente 338,3 hectares (Figura 1).

Figura 1 - Mapa de localização das áreas em estudo, delimitando as Áreas de Preservação Permanente (APP) e as Áreas de Recuperação Ambiental (ARA), no município de Bocaina do Sul - SC.



Fonte: Elaborada pelo autor (2020).

A fazenda está inserida na região hidrográfica de maior extensão territorial do estado catarinense, denominada Região Hidrográfica do Planalto de Lages (RH4) (PERH/SC, 2017) e na fitofisionomia Floresta Ombrófila Mista (FOM) (VIBRANS *et al.*, 2013). De acordo com Alvares *et al.* (2013), o clima é caracterizado como mesotérmico úmido (Cfb), com verões frescos e sem uma estação seca definida. A altitude do local é de aproximadamente 860 metros

e os solos mais comumente encontrados são: Cambissolo Húmico e Terra Bruna Estruturada (EMBRAPA, 2004).

A condução do estudo foi realizada em APP's, estritamente em áreas de recuperação ambiental relacionadas aos rios e nascentes. Estas áreas eram ocupadas por plantio comercial do gênero *Pinus*, pois foram implantados seguindo as delimitações do Código Florestal de 1965 (Lei Nº 4.771/65), que em seu artigo segundo considerava APP's de 5 metros para os rios de menos de 10 metros de largura (BRASIL, 1965). Atualmente, com as alterações efetivadas no Código Florestal por meio da Lei Nº 7.803/89, em que a faixa de cobertura vegetal passou para uma largura mínima de 30 metros considerando os cursos d'água menores de 10 metros de largura (BRASIL, 1989), é necessária introdução de mais 25 metros de mata ciliar, tanto por produtores rurais como pelas empresas do setor florestal.

Buscando adequar as áreas com a legislação ambiental atual, há cerca de doze anos (2007), considerando o ano de colheita (2019), a fazenda Guarujá sofreu sua primeira intervenção, na qual foram retirados os indivíduos de *Pinus* spp. dos talhões que concluíram seu ciclo de corte. Posteriormente, ocorreram mais quatro intervenções em talhões diferenciados respeitando a idade de corte da empresa: há onze anos (2008), dez anos (2009), nove anos (2010) e quatro anos (2015). Dessa maneira, foi eliminado o fator de degradação de todas as áreas da fazenda e as APP's isoladas para a recuperação por meio da restauração passiva. Porém, após o isolamento das áreas não foi realizada avaliação, monitoramento ou análise científica das mesmas, sendo assim, desconhecida a situação atual do processo e do nível de restauração.

5.2.2 Coleta de Dados

A Sociedade Internacional para a Restauração Ecológica (SER, 2004) relatou que áreas de referências são extremamente importantes para a tomada de decisões nos processos de restauração e o uso de indicadores ecológicos para seu monitoramento são assuntos controversos na ciência e na prática, contudo é possível encontrar inúmeros atributos estruturais e de composição (CHOI, 2004; RUIZ-JAÉN; AIDE, 2005; HOBBS, 2007). Neste contexto, o conjunto de indicadores empregados em todas as áreas fundamentou-se pela Secretaria do Estado do Meio Ambiente de São Paulo, Nº 32 de 03 de abril de 2014, que estabelece as orientações, diretrizes e critérios acerca da restauração ecológica no estado. Os critérios para monitoramento de restauração foram padronizados a partir da Portaria CBRN 01/2015, que estabelece o Protocolo de Monitoramento de Projetos de Restauração Ecológica no estado de

São Paulo. Esta portaria prevê a aplicação dos seguintes indicadores ecológicos para a fitofisionomia Floresta Ombrófila Mista: (1) cobertura do solo com vegetação nativa, em porcentagem; (2) densidade de indivíduos nativos regenerantes, em indivíduos por hectare; (3) número de espécies nativas regenerantes (SÃO PAULO, 2015).

Para determinar o número de unidades amostrais representativas na área total do estudo, adaptou-se o método estabelecido pela Portaria CBRN 01/2015, por meio do cálculo da suficiência amostral, resultando em 38 unidades amostrais subdivididas em cinco idades diferentes (Tabela 1), alocadas permanentemente com área fixa de 100 m², sendo 25 metros de comprimento e 4 metros de largura. Na instalação, estabeleceu-se primeiramente com uma trena a linha amostral (25 m), e na sequência a largura da unidade amostral fixada em 2 metros para cada lado da linha amostral, conforme a Figura 2. Todas as unidades amostrais foram sorteadas aleatoriamente.

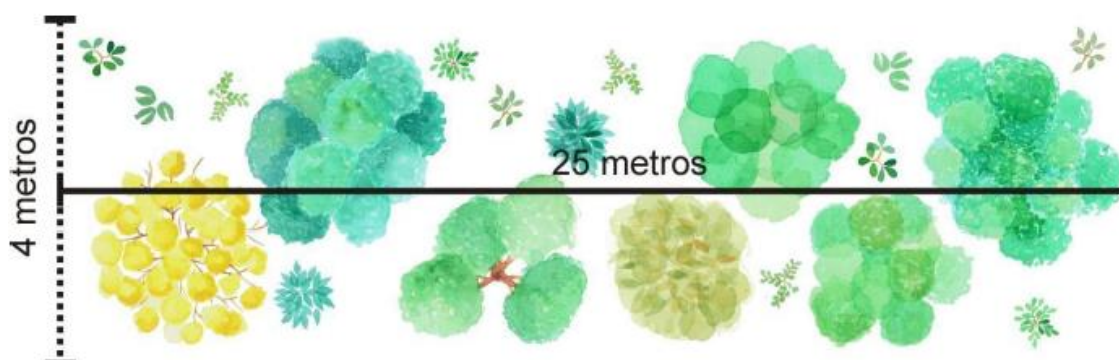
Tabela 1 - Quantidades de unidades amostrais e tamanho da área (ha) em cada uma das idades no processo de restauração nas Áreas de Preservação Permanente na fazenda Guarujá,

Bocaina do Sul - SC.

Idade (anos)	Nº Unidades Amostrais	Área (ha)
4	8	102,5
9	9	17,3
10	8	105,8
11	6	84,8
12	7	27,9

Fonte: Elaborada pelo autor (2020).

Figura 2 - Esquematização de uma unidade amostral, em função de linha central expandida lateralmente.

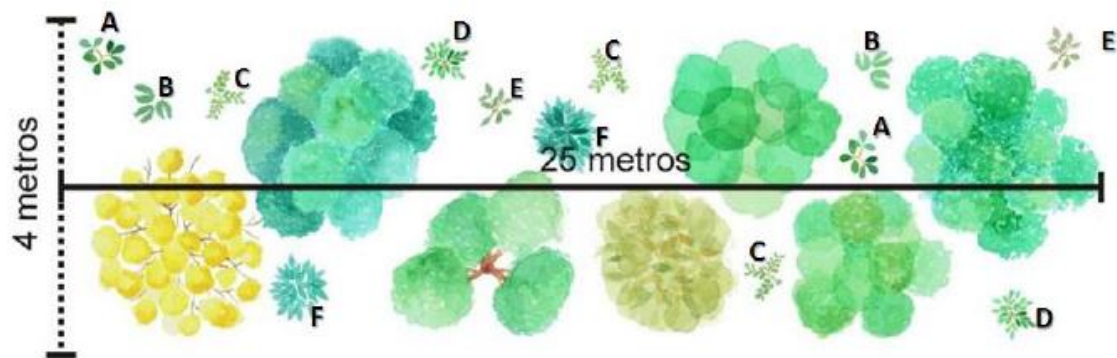


Fonte: Elaborada por São Paulo (2015).

5.2.2.1 Número de espécies nativas regenerantes

O número de espécies nativas regenerantes quantifica o total de espécies lenhosas (arbustivas ou arbóreas) de regenerantes nativos encontrados nas unidades amostrais (Figura 3).

Figura 3 - Representação de uma unidade amostral com seis espécies nativas regenerantes.



Fonte: Elaborada por São Paulo (2015).

Na análise foram incluídos somente indivíduos com altura igual ou maior que 50 cm e com Circunferência à Altura do Peito menor que 15 cm ou inexistente ($H \geq 50$ cm e $CAP < 15$ cm).

5.2.2.2 Densidade de indivíduos nativos regenerantes

Este indicador mede a quantidade de indivíduos nativos regenerantes de espécies lenhosas (arbustivas ou arbóreas) por hectare. A quantidade de indivíduos encontrado em cada unidade amostral (ua) é convertido para número de indivíduos por hectare (ind.ha^{-1}), obtendo a densidade (dens), por meio da equação 1, e, posteriormente, o valor da média de todas as unidades amostrais (N) é o valor do indicador, equação 2.

$$\text{Densidade na unidade amostral (ind.ha}^{-1}\text{)} = (\text{n}^{\circ} \text{ de ind encontrados na ua})/0,01 \quad (1)$$

$$\text{Indicador densidade (ind.ha}^{-1}\text{)} = (\text{dens ua 1} + \text{dens ua 2} + \dots \text{dens ua N})/N \quad (2)$$

Assim como no indicador de número de espécies nativas regenerantes, entrou-se na contagem apenas os indivíduos com altura igual ou maior a 50 cm e com Circunferência à Altura do Peito menor que 15 cm ou inexistente ($H \geq 50$ cm e $CAP < 15$ cm).

5.2.2.3 Cobertura do solo com vegetação nativa arbórea/arbustiva

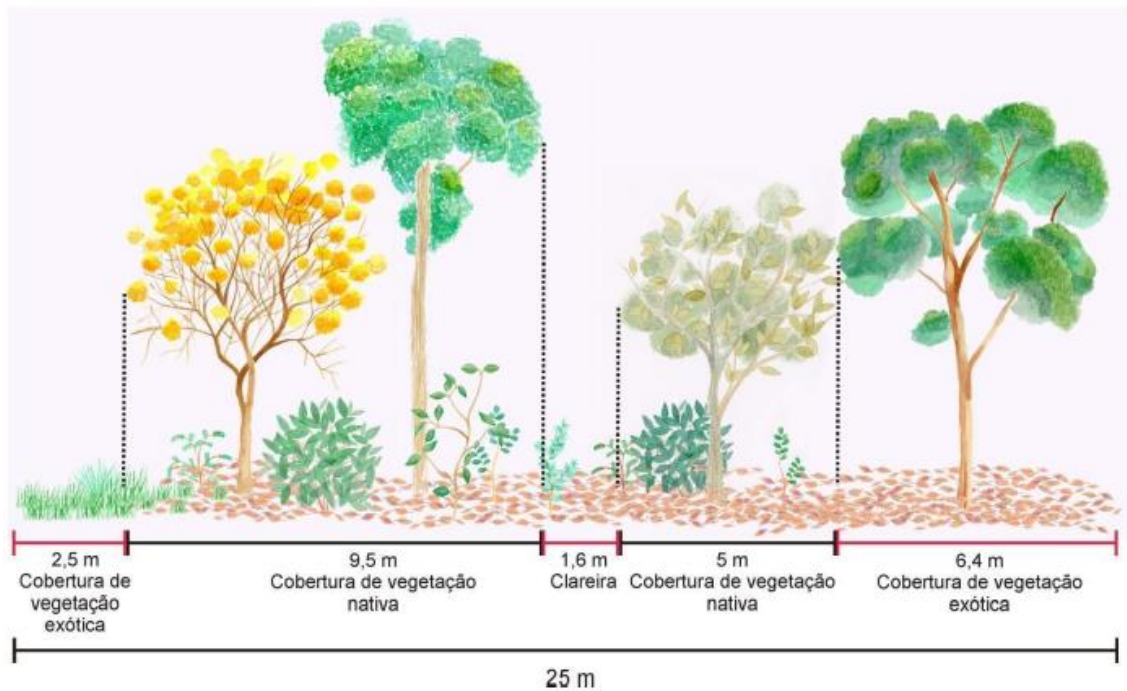
A cobertura do solo com vegetação nativa se deu por meio da projeção das copas, por espécies nativas arbustivas e arbóreas, sobre a linha amostral, ou seja, somou-se os valores (m) de uma projeção a outro (s) ao longo dos 25 m (Figura 4).

Este indicador é medido por meio da porcentagem (%) de solo coberto (cob.) por espécies nativas, então para o processamento dos dados, foi realizada a somatória dos trechos em relação ao comprimento total da unidade amostral (25m), equação 3, e, para o valor do indicador, foi considerado a cobertura média de todas as unidades amostrais, equação 4.

$$\text{Cobertura por unidade amostral (\%)} = ((\text{trecho1} + \text{trecho2} + \dots \text{trecho n}) \times 100) / 25 \quad (3)$$

$$\text{Indicador cobertura (\%)} = (\text{cob. ua 1} + \text{cob. ua2} + \dots \text{cob.uaN}) / N \quad (4)$$

Figura 4 - Esquema amostral da avaliação de cobertura do solo com vegetação nativa, somando-se a área da linha amostral coberta pela copa das espécies nativas. Neste exemplo, a cobertura do solo com vegetação nativa resultou-se na unidade amostral em 23 metros, ou seja, 92 %, pois é desconsiderado os trechos com linhas avermelhadas, que representa a cobertura por vegetação exótica.



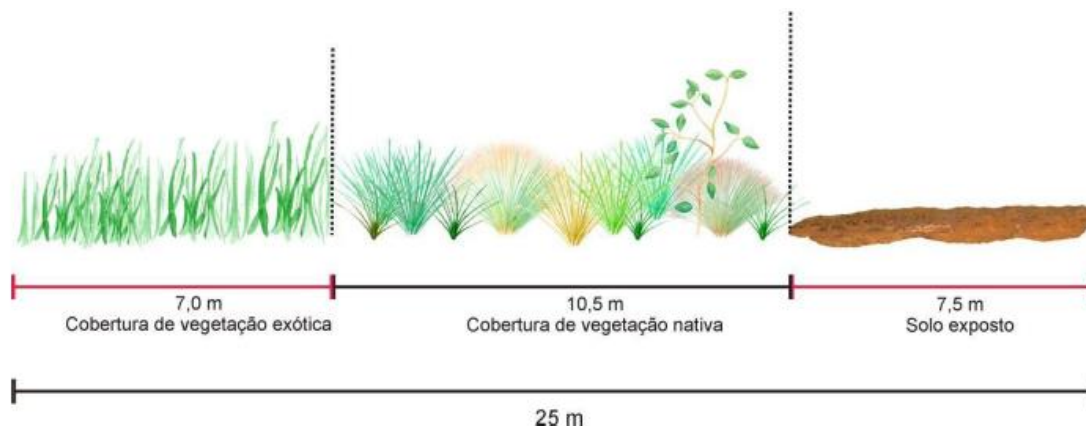
Fonte: Elaborada por São Paulo (2015).

5.2.2.4 Cobertura do Solo por quaisquer formas de vida

Além da avaliação dos três indicadores descritos na Resolução SMA 32/2014, quantificou-se também a área de solo coberta por quaisquer formas de vida de vegetação nativa, diferentemente do indicador já caracterizado pela resolução que considera em sua cobertura somente espécies arbustivas e arbóreas. Matas ciliares impactadas com alta presença de luz na fase inicial, como as áreas de estudo, favorecem o crescimento de espécies pioneiras não arbóreas, como gramíneas e trepadeiras (NÓBREGA *et al.*, 2007).

A coleta deste indicador seguiu a mesma metodologia aplicada no indicador de cobertura da resolução. Dessa forma, contabilizou-se os trechos da linha amostral com solo coberto por quaisquer formas de vida nativa, ignorando na soma a presença de solo exposto e espécies exóticas (Figura 5).

Figura 5 - Exemplificação da avaliação do indicador de cobertura do solo coberta por quaisquer formas de vida de vegetação nativa.



Fonte: Elaborada por São Paulo (2015).

A identificação das espécies encontradas pelos indicadores, quando reconhecidas, foi realizada *in loco*. No entanto, as demais, foram coletadas, herborizadas e em seguida identificadas em laboratório com base em bibliografias especializadas ou por especialistas, sendo os nomes científicos baseados na Flora do Brasil 2020 (FLORA DO BRASIL, 2020), Flora Digital do Rio Grande do Sul e Santa Catarina (FLORA, 2019) e na Flora Ilustrada de Santa Catarina (SMITH; DOWNS, 1966).

5.2.3 Análise e Processamento de Dados

A determinação do número de unidades amostrais foi processada por meio da suficiência amostral. Essa foi analisada por meio da construção da curva de acumulação de espécies, sendo o eixo “x” a intensidade amostral e eixo “y” o número de espécies amostradas, utilizando-se do método de aleatorização, com 1.000 permutações. Devido a presença de idades diferenciadas no processo de restauração na área, foi construída uma curva de acumulação de espécies para a área total e, também, para cada uma das idades do processo de restauração.

A quantificação dos indicadores ecológicos também foi realizada com base em cada idade e os resultados comparados com os valores de referência (Quadro 1) propostos pela resolução SMA 32/2014. Os valores de referências são classificados em três níveis de adequação:

- Adequado: Quando foram atingidos os valores esperados para o prazo determinado;
- Mínimo: Quando os valores estão dentro da margem de tolerância para o prazo determinado e cumprem as exigências mínimas, porém os valores são inferiores ao

esperado, o que indica a necessidade da realização de ações corretivas para não comprometer os resultados futuros;

- Crítico: Quando não foram atingidos os valores mínimos esperados no prazo determinado e será exigida a readequação do projeto por meio da realização de ações corretivas.

Quadro 1 - Valores intermediários de referência para monitoramento dos projetos de restauração ecológica para a fitofisionomia Floresta Ombrófila Mista.

Indicador	Cobertura do solo com vegetação nativa (%)			Densidade de indivíduos nativos regenerantes (ind./ha)*			Número de espécies nativas regenerantes (n° spp.)*		
	Crítico	Mínimo	Adequado	Crítico	Mínimo	Adequado	Crítico	Mínimo	Adequado
3 anos	0 a 15	15 a 80	> 80	-	0 a 200	> 200	-	0 a 3	> 03
5 anos	0 a 30	30 a 80	> 80	0 a 200	200 a 500	> 500	0 a 3	3 a 10	> 10
10 anos	0 a 50	50 a 80	> 80	0 a 500	500 a 1000	> 1000	0 a 10	10 a 15	> 15
15 anos	0 a 70	70 a 80	> 80	0 a 1000	1000 a 1500	> 1500	0 a 15	15 a 20	> 20

*Critério de inclusão dos regenerantes: altura (H) > 50 cm e circunferência medida à altura do peito (CAP) < 15 cm.

Fonte: Elaborada por São Paulo (2014).

A partir da análise preliminar dos indicadores obtidos nas diferentes idades pós-colheita de *Pinus* spp., em comparação com aqueles contidos no Quadro 1, realizou-se adequação dos valores para fins de futuras estruturas de valores de referência. Utilizou-se os valores obtidos por meio dos quartis para determinar os níveis de adequação, no qual o nível de adequação crítico variou de zero até o primeiro quartil; o nível mínimo do primeiro quartil até o terceiro quartil; e, o nível adequado foi determinado pelo valor acima do valor encontrado no terceiro quartil.

Após a identificação das espécies, estas foram classificadas em famílias de acordo com o sistema APG - ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP IV (APG, 2016) e também, quanto aos grupos ecológicos com base em revisões de trabalhos abrangendo florestas do bioma Mata Atlântica que empregaram o uso da classificação de Budowski (1965): pioneira (P), secundária inicial (Si), secundária tardia (St) e clímax (C). Além disso, foram caracterizadas as espécies quanto as síndromes de dispersão e a forma de vida. A determinação das síndromes de dispersão foi embasada na classificação de Van Der Pijl (1982): zoocórica (Zoo), anemocórica (Ane) ou autocórica (Aut). A forma de vida de cada espécie em árvore (A), arvoreta (Arv) e arbusto (Arb), estabelecida pela categorização da Flora do Brasil 2020 (FLORA DO BRASIL, 2020) e pelo inventário florístico florestal de Santa Catarina (MEYER *et al.*, 2013).

Consecutivo à classificação em grupos ecológicos e síndrome de dispersão, foi realizado o teste de independência Qui-Quadrado para verificar a existência de uma associação entre a variável de linha (grupo ecológico ou síndrome de dispersão) e a variável de coluna (idade de regeneração) em uma tabela de contingência formada a partir de dados da amostra. A hipótese nula é de que as variáveis são independentes e a hipótese alternativa é de que as variáveis são dependentes da idade em que se encontra o processo de restauração, considerando 5% de probabilidade.

A análise das espécies de alto interesse para a conservação, foi realizada por meio de uma classificação de acordo com seu valor de conservação (VC), conforme método proposto por Brancalion, Gandolfi e Rodrigues (2015). O VC parte da relação das espécies foi elaborada com base no somatório de valores obtidos para três parâmetros de seleção: síndrome de dispersão; status de conservação em escala nacional e endemismo (Tabela 2). Cada espécie recebe uma pontuação entre 0 e 8 na matriz da relação, correspondendo ao seu valor de conservação. A classificação foi fundamentada em escala global pela União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN, 2019), em grandeza nacional pela Lista Oficial de Espécies da Flora Brasileira Ameaçada de Extinção (MMA, 2014) e pela Flora do Brasil 2020 (FLORA DO BRASIL, 2020), além da Resolução CONSEMA nº 051/2014, qual reconhece a Lista Oficial das Espécies da Flora Catarinense Ameaçada de Extinção (CONSEMA, 2014).

Tabela 2 - Descrição dos valores de cada parâmetro de seleção para classificação do valor de conservação.

Parâmetro de Seleção		Nota
Dispersão	Não zoocórica	0
	Zoocórica	1
Status de conservação em escala nacional	Não avaliada	0
	Pouco preocupante	1
	Quase ameaçada	2
	Vulnerável	3
	Em perigo	4
Endemismo	Não endêmica	0
	Endêmica do Brasil	1
	Endêmica ao bioma	2
	Endêmica à formação fitogeográfica	3

Fonte: Elaborada por Brancalion; Gandolfi; Rodrigues (2015).

Também foi feita a avaliação de diversidade da composição florística pelo índice de Shannon (H') para cada uma das idades em processo de restauração, o qual é fundamentado em

medir o grau de incerteza na predição correta de qual espécie pertence um indivíduo retirado aleatoriamente da população e, a equabilidade pelo índice de Pielou (J'), que permite representar a uniformidade da distribuição dos indivíduos entre as espécies existentes, na qual seu valor apresenta uma amplitude de 0 (uniformidade mínima) a 1 (uniformidade máxima) (BROWER; ZAR, 1984; PIELOU, 1966).

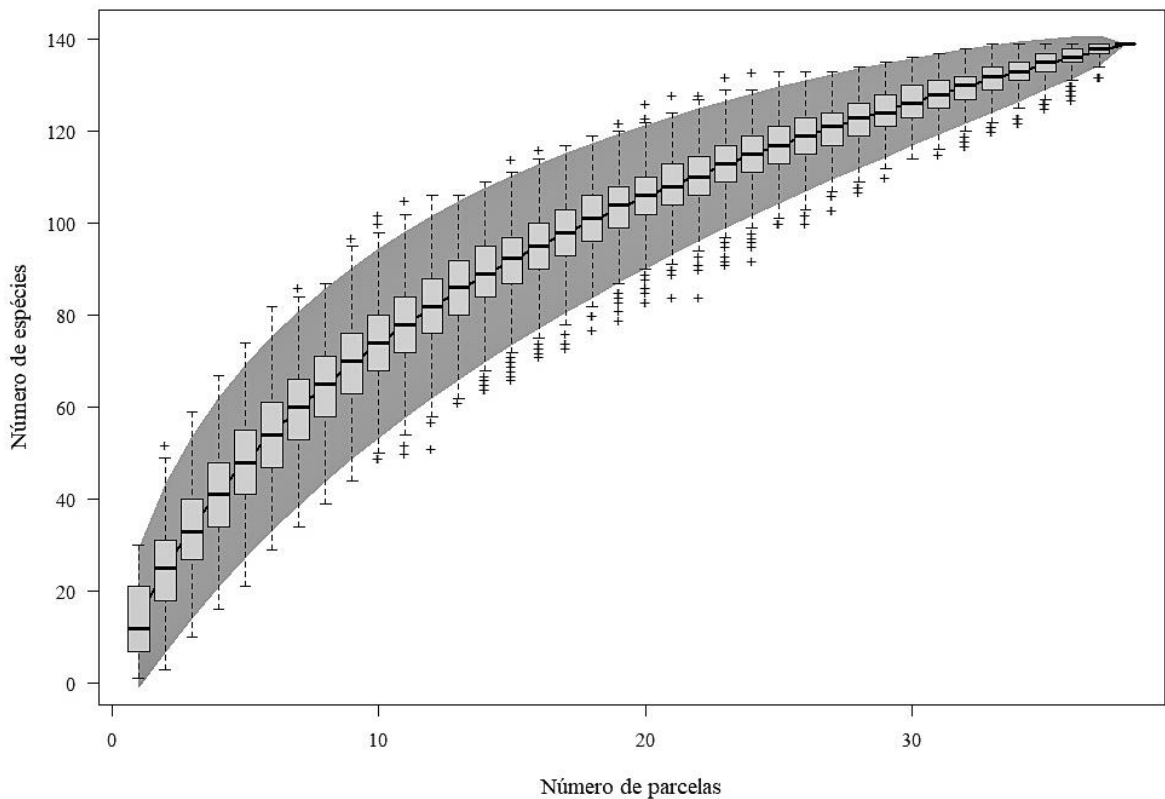
Para avaliar a similaridade florística entre as idades do processo de restauração foi utilizado o método de Bray-Curtis (OKSANEN, *et al.* 2019), no qual foi gerada uma matriz de similaridade, sendo o método de ligação AVERAGE - Algoritmo de ligação utilizado para a construção do dendrograma. Além disso, foi realizado um teste de permutação de uma matriz de distância envolvendo uma variável categórica (PERMANOVA), com objetivo de dar vigor estatístico aos agrupamentos (REFFATTI, 2019). As análises dos dados foram realizadas no programa estatístico R Studio (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2019), com uso da biblioteca Vegan (OKSANEN *et al.*, 2019).

5.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.3.1 Esforço Amostral

Na avaliação do esforço amostral em área total do estudo (Figura 6), objetivando à real riqueza das espécies amostradas, este foi adequado, uma vez que a curva tendeu à estabilidade. A suficiência amostral foi fundamentada por dois métodos, o proposto por Cain e Castro (1959) e o mais atual proposto por Kersten e Galvão (2011). Estes trabalham com valores intermediários, no qual o primeiro método limita em 10% a inclusão de novas espécies em um acréscimo de 10% em área amostral, enquanto o segundo, define que o esforço amostral foi atingido quando o acréscimo de 10% em área permite a inclusão máxima de 5% de novas espécies amostradas.

Figura 6 - Curva de acumulação de espécies em área total na fazenda Guarujá, Bocaina do Sul - SC.



Fonte: Elaborada pelo autor (2020).

Desse modo, a área total amostrada, considerando as 38 unidades amostrais, apresentou um ganho de 3,8 %, estando dentro dos limites de valores propostos pelos dois métodos, confirmando o esforço amostral.

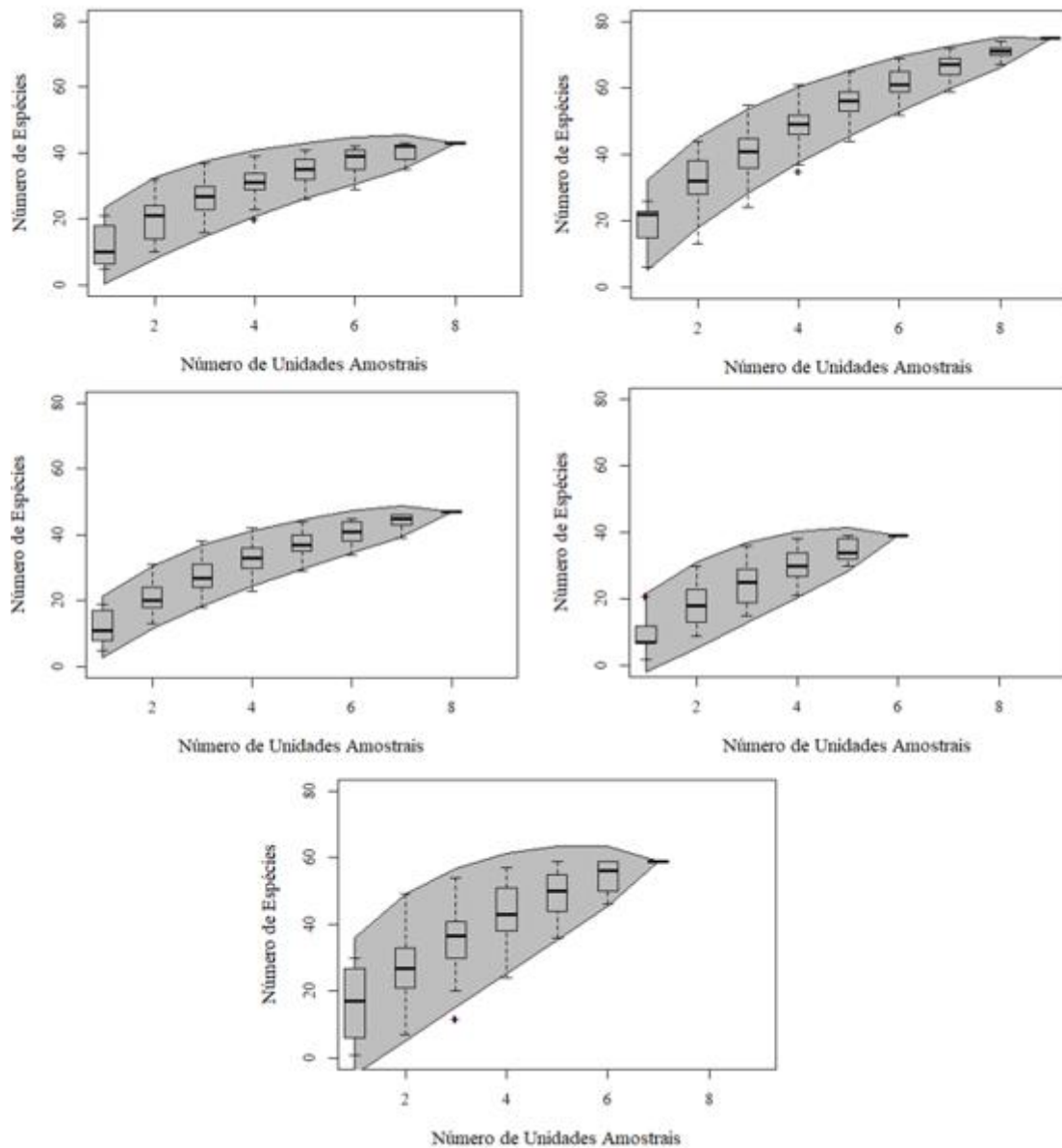
O esforço amostral também foi atestado quanto as diferentes idades no processo de restauração, onde os valores também se encontram dentro dos limites de valores propostos pelos dois métodos (Tabela 3) e todas as curvas tenderam à estabilidade (Figura 7).

Tabela 3 - Relação dos valores de suficiência amostral para cada uma das idades em processo de restauração.

Idade (anos)	Valor de Suficiência (%)
4	4,64
9	4,80
10	4,88
11	5,00
12	5,00

Fonte: Elaborada pelo autor (2020).

Figura 7 - A) Curva de acumulação de espécies para a idade de 4 anos; B) Curva de acumulação de espécies para a idade de 9 anos; C) Curva de acumulação de espécies para a idade de 10 anos; D) Curva de acumulação de espécies para a idade de 11 anos; E) Curva de acumulação de espécies para a idade de 12 anos.



Fonte: Elaborada pelo autor (2020).

5.3.2 Composição Florística

Na área amostral (3.800 m²) foram mensurados 2.490 indivíduos arbustivo-arbóreos nativos, destes, 2.465 foram identificados, pertencendo a 108 espécies, 59 gêneros e a 32

famílias (Tabela 4). Quanto à classificação botânica das espécies amostradas, uma pertence à Gimnosperma (Araucariaceae) e as demais Angiospermas.

Tabela 4 - Espécies amostradas com seus respectivo (s) número (s) de indivíduos (IND), forma de vida (FV), síndrome de dispersão (SD) e grupo ecológico (GE) em Áreas de Preservação Permanente em processo de restauração da fazenda Guarujá, Bocaina do Sul – SC.

(continua)

FAMÍLIA/ESPÉCIES	NOME POPULAR	IND	FV	SD	GE
ACANTHACEAE					
<i>Justicia</i> sp.	*	5	*	*	*
ANACARDIACEAE					
<i>Lithraea brasiliensis</i> Marchand	Aroeira-brava	6	A	Zoo	P
<i>Schinus</i> sp.	*	1	*	Zoo	*
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	Pimenteira	8	A	Zoo	P
ANNONACEAE					
<i>Annona rugulosa</i> (Schltdl.) H.Rainer	Araticum	2	A	Zoo	Si
<i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil.	Ariticum	3	A	Zoo	Si
AQUIFOLIACEAE					
<i>Ilex</i> cf. <i>microdonta</i> Reissek	Caúna	2	A	Zoo	C
<i>Ilex dumosa</i> Reissek	Caúzinha	4	Arv	Zoo	Si
<i>Ilex paraguariensis</i> A.St.-Hil.	Erva-mate	50	A	Zoo	St
<i>Ilex theezans</i> Mart. ex Reissek	Caúna	3	A	Zoo	Si
ARALIACEAE					
<i>Oreopanax fulvum</i> Marchal	Figueira-brava	7	Arv	Zoo	Si
ARAUCARIACEAE					
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	Pinheiro-brasileiro	4	A	Zoo	P
ASTERACEAE					
Asteraceae 1	*	3	*	*	*
Asteraceae 2	*	9	*	*	*
Asteraceae 3	*	2	*	*	*
<i>Austroeupatorium inulaefolium</i> (Kunth) R.M.King & H.Rob.	Erva-de-embira	5	Arb	Ane	P
<i>Baccharis</i> cf. <i>microdonta</i> DC.	Vassoura	1	Arb	Ane	P
<i>Baccharis dentata</i> (Vell.) G.M.Barroso	Vassourinha	42	Arb	Ane	P
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	Vassourinha	63	Arb	Ane	P
<i>Baccharis erioclada</i> DC.	Vassoura-lageana	139	Arb	Ane	P
<i>Baccharis leucocephala</i> Dusén	Vassoura-branca	1	Arb	Ane	P
<i>Baccharis microdonta</i> DC.	Vassoura	2	Arb	Ane	P

A: Árvore; Arb: Arbusto; Arv: Arvoreta; Ane: Anemocórica; Aut: Autocórica; Zoo: Zoocórica; C: Clímax; P: Pioneira; Si: Secundária inicial; St: Secundária tardia.

Fonte: Elaborada pelo autor (2020).

Tabela 4 - Espécies amostradas com seus respectivo (s) número (s) de indivíduos (IND), forma de vida (FV), síndrome de dispersão (SD) e grupo ecológico (GE) em Áreas de Preservação Permanente em processo de restauração da fazenda Guarujá, Bocaina do Sul – SC.

(continuação)					
FAMÍLIA/ESPÉCIES	NOME POPULAR	IND	FV	SD	GE
<i>Baccharis montana</i> DC.	Vassoura	57	Arb	Ane	P
<i>Baccharis oblongifolia</i> (Ruiz & Pav.) Pers.	Vassoura-da-folha-fina	10	Arb	Ane	P
<i>Baccharis uncinella</i> DC.	Vassoura	119	Arb	Ane	P
<i>Campovassouria bupleurifolia</i> (DC.) R.M.King & H.Rob.	Vassoura	2	Arv	Ane	P
<i>Chromolaena cf. laevigata</i> (Lam.) R.M.King & H.Rob.	*	60	Arb	Ane	P
<i>Chromolaena laevigata</i> (Lam.) R.M.King & H.Rob.	Assa-peixe	11	Arb	Ane	P
<i>Eupatorium</i> sp. 1	*	2	*	*	*
<i>Eupatorium</i> sp. 2	*	1	*	*	*
<i>Grazielia intermedia</i> (DC.) R.M.King & H.Rob.	Vassoura	97	Arb	Ane	P
<i>Moquiniastrium polymorphum</i> (Less.) G. Sancho	Cambára-acú	1	A	Ane	P
<i>Piptocarpha angustifolia</i> Dusén ex Malme	Vassourão-branco	13	A	Ane	P
<i>Symphyopappus compressus</i> (Gardner) B.L.Rob.	Vassoura	7	A	Ane	P
<i>Symphyopappus itaiyensis</i> (Hieron.) R.M.King & H.Rob.	*	6	Arb	Ane	P
<i>Symphyopappus</i> sp.	*	1	*	*	*
<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H.Rob.	Vassourão-branco	110	A	Ane	P
<i>Vernonanthura montevidensis</i> (Spreng.) H.Rob.	Vassoura-rosa	14	Arb	Ane	P
<i>Vernonanthura tweedieana</i> (Baker) H.Rob.	Assa-peixe	13	Arb	Ane	P
<i>Vernonanthura westiniana</i> (Less.) H.Rob.	Assa-peixe-roxo	201	Arb	Ane	P
BIGNONIACEAE					
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	Carobinha	13	A	Ane	P
BORAGINACEAE					
Boraginaceae 1	*	3	*	*	*
CELASTRACEAE					
<i>Maytenus boaria</i> Molina	Boaria	1	A	Zoo	St
<i>Maytenus</i> sp.	*	2	*	*	*
CLETHRACEAE					
<i>Clethra scabra</i> Pers.	Carne-de-vaca	53	A	Ane	P
CUNONIACEAE					
<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	Guaperê	1	A	Ane	Si
ERYTHROXYLACEAE					
<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil.	Fruta-de-pomba	3	Arv	Zoo	St

A: Árvore; Arb: Arbusto; Arv: Arvoreta; Ane: Anemocórica; Aut: Autocórica; Zoo: Zoocórica; C: Clímax; P: Pioneira; Si: Secundária inicial; St: Secundária tardia.

Fonte: Elaborada pelo autor (2020).

Tabela 4 - Espécies amostradas com seus respectivo (s) número (s) de indivíduos (IND), forma de vida (FV), síndrome de dispersão (SD) e grupo ecológico (GE) em Áreas de Preservação Permanente em processo de restauração da fazenda Guarujá, Bocaina do Sul – SC.

(continuação)					
FAMÍLIA/ESPÉCIES	NOME POPULAR	IND	FV	SD	GE
EUPHORBIACEAE					
<i>Croton serratifolius</i> Baill.	*	10	Arb	Aut	P
<i>Croton triqueter</i> Lam.	*	83	Arb	Zoo	P
<i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll.Arg.	Braquilho	2	A	Aut	Si
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	Leiteiro	13	A	Aut	P
FABACEAE					
<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	Canela-do-brejo	15	Arv	Ane	C
<i>Inga lentiscifolia</i> Benth.	Ingá	1	A	Zoo	Si
<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	Bracatinga	183	A	Aut	P
LAURACEAE					
<i>Cinnamomum amoenum</i> (Nees & Mart.) Kosterm.	Canela	61	A	Zoo	St
<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	Canela-amarela	16	A	Zoo	Si
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	Canela-imbuia	8	A	Zoo	Si
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	Canela-sebo	123	A	Zoo	Si
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez	Canela-lageana	12	A	Zoo	St
<i>Persea major</i> (Meisn.) L.E.Kopp	Pau-de-andrade	4	A	Zoo	St
MALVACEAE					
Malvaceae 1	*	1	*	*	*
Malvaceae 2	*	1	*	*	*
Malvaceae 3	*	1	*	*	*
Malvaceae 4	*	1	*	*	*
<i>Pavonia</i> cf. <i>dusenii</i> Krapov.	*	9	Arb	Ane	*
MELASTOMATACEAE					
<i>Leandra</i> cf. <i>australis</i> (Cham.) Cogn.	Pixirica	35	Arb	Zoo	*
<i>Leandra</i> sp.	*	3	*	Zoo	*
<i>Miconia cinerascens</i> Miq.	Jacatirão	3	Arb	Zoo	Si
MELIACEAE					
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Cedro	3	A	Ane	St
MYRTACEAE					
<i>Campomanesia rhombea</i> O.Berg	Guaviroveira-da-folha-crespa	2	A	Zoo	St
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg	Guavirova	2	A	Zoo	St
<i>Eugenia pluriflora</i> DC.	Guamirim	3	A	Zoo	Si

A: Árvore; Arb: Arbusto; Arv: Arvoreta; Ane: Anemocórica; Aut: Autocórica; Zoo: Zoocórica; C: Clímax; P: Pioneira; Si: Secundária inicial; St: Secundária tardia.

Fonte: Elaborada pelo autor (2020).

Tabela 4 - Espécies amostradas com seus respectivo (s) número (s) de indivíduos (IND), forma de vida (FV), síndrome de dispersão (SD) e grupo ecológico (GE) em Áreas de Preservação Permanente em processo de restauração da fazenda Guarujá, Bocaina do Sul – SC.

(continuação)					
FAMÍLIA/ESPÉCIES	NOME POPULAR	IND	FV	SD	GE
<i>Myrceugenia</i> cf. <i>glaucescens</i> (Cambess.) D.Legrand & Kausel	Guamirim	11	A	Zoo	St
<i>Myrceugenia euosma</i> (O.Berg) D.Legrand	Cambuí	4	A	Zoo	Si
<i>Myrcia glomerata</i> (Cambess.) G.Burton & E.Lucas	Guamirim-ferro	1	A	Zoo	St
<i>Myrcia palustris</i> DC.	Jabuticaba	6	A	Zoo	P
<i>Myrcia selloi</i> (Spreng.) N.Silveira	Cambuizinho-vermelho	1	Arv	Zoo	Si
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	Guamirim-miúdo	11	A	Zoo	P
<i>Myrrhinium atropurpureum</i> Schott	Pau-ferro	1	A	Zoo	St
PICRAMNIACEAE					
<i>Picramnia parvifolia</i> Engl.	Pau-amargo	1	A	Zoo	St
PIPERACEAE					
<i>Piper aduncum</i> L.	Pimenta-de-macaco	1	Arb	Zoo	P
PRIMULACEAE					
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	Capororoca	105	A	Zoo	P
RHAMNACEAE					
<i>Rhamnus sphaerosperma</i> Sw.	Fruto-de-pombo	12	A	Zoo	P
ROSACEAE					
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	Pessegueiro-bravo	5	A	Zoo	Si
<i>Rubus erythroclados</i> Mart. ex Hook.f.	Amora-verde	3	Arb	Zoo	P
RUBIACEAE					
<i>Psychotria</i> sp.	*	17	*	*	*
RUTACEAE					
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Mamica-de-cadela	5	A	Zoo	P
SALICACEAE					
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	Cafezeiro-do-mato	1	A	Zoo	St
SAPINDACEAE					
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	Chal-chal	2	Arv	Zoo	Si
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	Camboatá-verelho	2	A	Zoo	Si
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	Miguel-pintado	33	A	Zoo	St
SOLANACEAE					
<i>Aureliana wettsteiniana</i> (Witasek) Hunz. & Barboza	Fumeirinho	23	A	Zoo	P
<i>Cestrum corymbosum</i> Schltdl.	Coerana	21	Arb	Zoo	P
Solanaceae 1	*	4	*	*	*

A: Árvore; Arb: Arbusto; Arv: Arvoreta; Ane: Anemocórica; Aut: Autocórica; Zoo: Zoocórica; C: Clímax; P: Pioneira; Si: Secundária inicial; St: Secundária tardia.

Fonte: Elaborada pelo autor (2020).

Tabela 4 - Espécies amostradas com seus respectivo (s) número (s) de indivíduos (IND), forma de vida (FV), síndrome de dispersão (SD) e grupo ecológico (GE) em Áreas de Preservação Permanente em processo de restauração da fazenda Guarujá, Bocaina do Sul – SC.

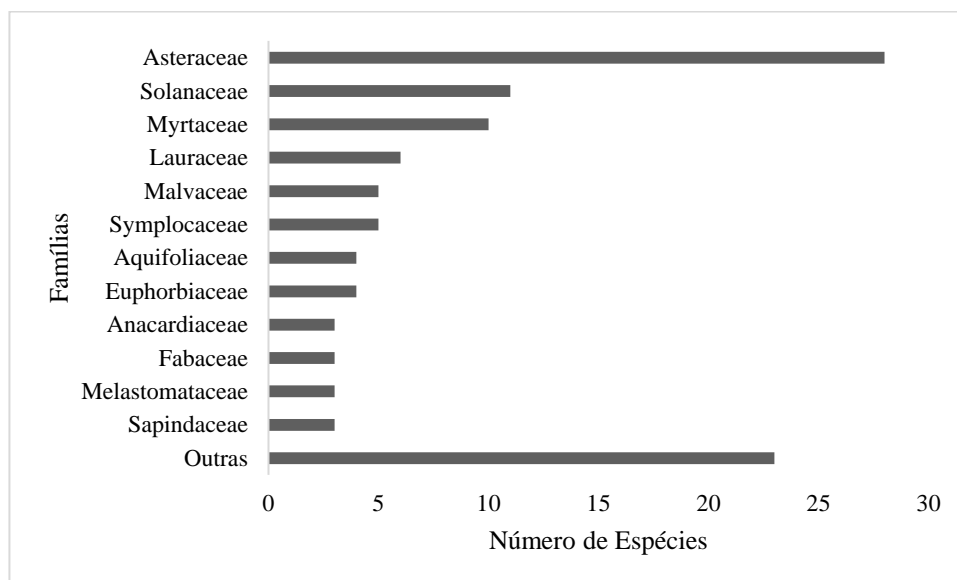
(conclusão)					
FAMÍLIA/ESPÉCIES	NOME POPULAR	IND	FV	SD	GE
<i>Solanum cf. compressum</i> L.B.Sm. & Downs	Canema-mirim	17	A	Zoo	P
<i>Solanum compressum</i> L.B.Sm. & Downs	Canema-mirim	9	A	Zoo	P
<i>Solanum corymbiflorum</i> (Sendtn.) Bohs	Coerana	11	Arb	Zoo	P
<i>Solanum lacerdae</i> Dusén	Uva-do-mato	17	Arb	Zoo	P
<i>Solanum pseudocapsicum</i> L.	Ginjeira-do-Brasil	10	Arb	Zoo	P
<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	Peloteiro	13	A	Zoo	Si
<i>Solanum sanctae-catharinae</i> Dunal	Joá-manso	209	A	Zoo	P
<i>Solanum variabile</i> Mart.	Jurubeba-velame	116	Arb	Zoo	P
STYRACACEAE					
<i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn.	Canela-seiva	15	A	Zoo	Si
SYMPLOCACEAE					
<i>Symplocos cf. tenuifolia</i> Brand	Pau-de-cangalha	8	A	Zoo	Si
<i>Symplocos pentandra</i> (Mattos) Occhioni ex Aranha	*	1	A	Zoo	St
<i>Symplocos tenuifolia</i> Brand	Pau-de-cangalha	5	A	Zoo	Si
<i>Symplocos tetrandra</i> Mart.	Maria-mole	1	Arv	Zoo	St
<i>Symplocos uniflora</i> (Pohl) Benth.	Sete-sangrias	5	Arv	Zoo	St

A: Árvore; Arb: Arbusto; Arv: Arvoreta; Ane: Anemocórica; Aut: Autocórica; Zoo: Zoocórica; C: Clímax; P: Pioneira; Si: Secundária inicial; St: Secundária tardia.

Fonte: Elaborada pelo autor (2020).

Dentre as famílias mais representativas, destacaram-se Asteraceae com 28 espécies, (25,9%), Solanaceae com 11 espécies (10,2%), Myrtaceae com 10 espécies (9,3%), Lauraceae com seis espécies (5,6%), Malvaceae e Symplocaceae com cinco espécies cada (4,6%), Aquifoliaceae e Euphorbiaceae com quatro espécies cada (3,7%), Anacardiaceae, Fabaceae, Melastomataceae e Sapindaceae com três espécies cada (2,8%), sendo que as demais famílias apresentaram duas ou uma espécie (Figura 8).

Figura 8 - Demonstração das famílias mais representativas em todas as unidades amostrais em Áreas de Preservação Permanente em processo de restauração, na fazenda Guarujá, Bocaina do Sul - SC.



Fonte: Elaborada pelo autor (2020).

A maior representatividade da família Asteraceae pode ser explicada pela sua capacidade de dispersão, predominantemente anemocórica, a qual facilmente se insere em ambientes abertos. Destaca-se pela sua característica de rápido crescimento, geralmente em estágios iniciais de sucessão, contribuindo para a formação da cobertura vegetal (JACOBI; CARMO; VINCENT, 2008; AMARAL *et al.*, 2013; JESUS *et al.*, 2016).

Solanaceae e Myrtaceae apresentam alta relevância em áreas em processo de restauração pelo seu importante recurso alimentar, sendo atração para insetos polinizadores, especialmente abelhas, e para fauna dispersora de frutos, principalmente pássaros, roedores, macacos e morcegos frugívoros (BARROSO *et al.*, 1999; MARTINS, 2017). O grande número de indivíduos de Lauraceae pode ser explicado pela alta presença da *Ocotea puberula*, que possui exigência de luminosidade para seu desenvolvimento, sendo uma espécie destaque na regeneração de formação Ombrófila Mista (MAUHS, 2002).

A família Fabaceae, mesmo não sendo uma das famílias de maior riqueza, também apresenta importância na área em estudo. Suas espécies apresentam características de rápido desenvolvimento, capacidade de adaptação em áreas abertas, incorporação de fitomassa e fixação biológica de nitrogênio, apontando o grande potencial da família para a recuperação de áreas degradadas (ALMEIDA *et al.*, 2009). A espécie *Mimosa scabrella* Benth, em especial, é a mais promissora desta família na restauração passiva para esta tipologia, pois promove um

banco de sementes persistente no solo com alta quantidade (BAGGIO; CARPANEZZI, 1995), fato positivo quando analisado a grande presença da mesma na área em estudo (Tabela 4).

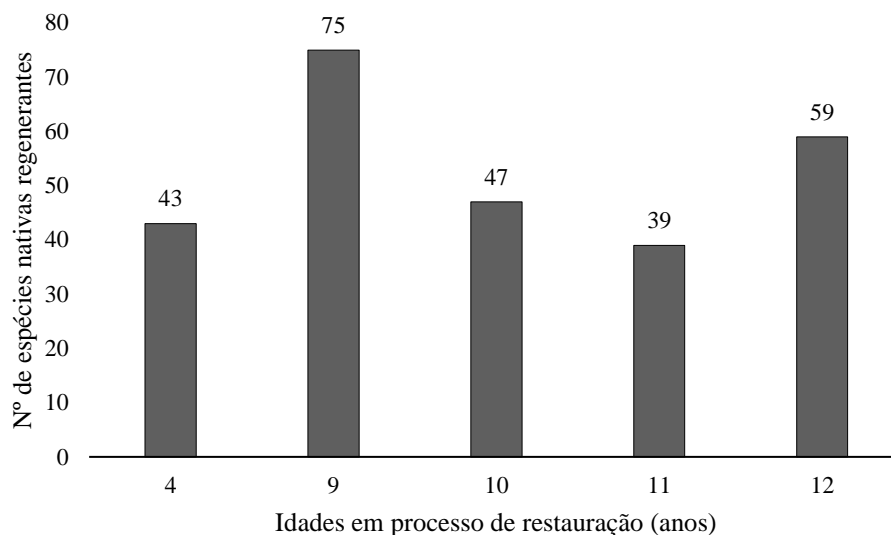
Os gêneros de maior riqueza foram *Baccharis* (nove), *Solanum* (oito), *Symplocos* (cinco), *Ilex* e *Vernonanthura* (quatro). É comum a alta presença de gêneros da família Solanaceae e Asteraceae em áreas em processo de recuperação, pois são pioneiras, de crescimento rápido e resilientes às condições do ambiente. Além disso, o elevado número de indivíduos de *Baccharis* designa o carácter do processo inicial de restauração, visto que, a maioria das espécies preferem áreas abertas ou florestas alteradas, onde ocorre uma maior incidência de luz (RECH *et al.*, 2015).

5.3.3 Indicadores Ecológicos

5.3.3.1 Número de espécies nativas regenerantes

Em relação ao número de espécies nativas regenerantes, há uma diferença na quantidade de espécies regenerantes entre as idades em processo de restauração (Figura 9), sendo diferenciadas por algumas exclusividades de espécies que há em uma idade e na outra não, mas além disso, ambas as idades estão em nível de adequação como “adequada” conforme o Quadro 1. Desse modo, todas as idades após colheita do *Pinus* spp. apresentaram número de espécies maior que o proposto para áreas que já estão em processo de restauração por 15 anos. Esse resultado indica a efetividade do método, mesmo precocemente (4 anos), para o indicador riqueza florística.

Figura 9 - Resultados do indicador riqueza de nativas regenerantes em Áreas de Preservação Permanente em processo de restauração, em suas respectivas idades na fazenda Guarujá, Bocaina do Sul - SC.



Fonte: Elaborada pelo autor (2020).

Outros estudos como o de Secco, Acra e Coraiola (2019), em seu estudo realizado em uma área pós colheita de *Pinus taeda*, com dois anos em processo de regeneração natural no município de Campo Largo - PR, cuja vegetação original pertence à formação fitogeográfica denominada Floresta Ombrófila Mista, identificaram 64 espécies arbóreas. Stedille *et al.* (2018) em áreas de preservação permanente cuja a vegetação também pertence à Floresta Ombrófila Mista, com 10 anos em processo de restauração passiva no município de Ponte Alta - SC, onde no passado entendiam-se plantios florestais, principalmente do gênero *Pinus*, relataram a presença de 38 espécies arbóreas no estrato regenerante, considerando espécies com altura $\geq 10 < 150$ cm. Já Rech *et al.* (2015), em seu estudo realizado em um trecho de área de preservação permanente no estado de Santa Catarina totalmente desprotegido e sem remanescentes de mata ciliar, em uma floresta de transição entre Floresta Ombrófila Densa e Floresta Ombrófila Mista, a uma altitude média de 385 m, foram quantificadas 48 espécies, após seis anos em processo de restauração.

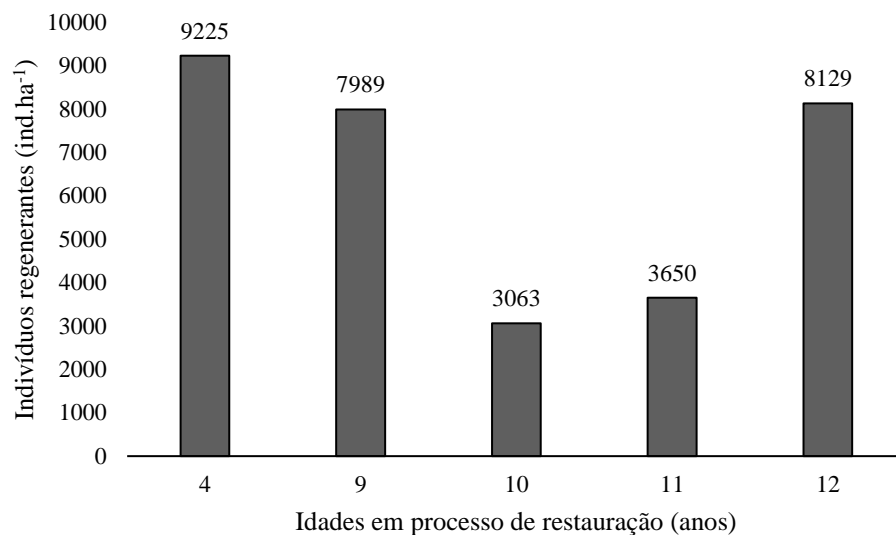
Os autores expressaram que os fragmentos próximos as áreas forneceram a maioria dos propágulos responsáveis pela regeneração, tendência possivelmente também a ser verificada neste estudo, onde a distância média entre os fragmentos e as unidades amostrais é de aproximadamente 220 metros. Isso indica que a regeneração natural colabora de forma significativa para o aumento da riqueza e este pode estar relacionado com o acréscimo da

diversidade funcional, induzindo a complexidade e disponibilidade de nichos em um ecossistema, o que pode contribuir para o processo de restauração, favorecendo o estabelecimento de um número maior de organismos (CADOTTE; CARSCADDEN; MIROTCHEV, 2011). De acordo com Valcarcel *et al.* (2007), povoamentos florestais com maior diversidade de espécies e funções são mais eficientes nos processos de reabilitação de áreas degradadas.

5.3.3.2 Densidade de indivíduos nativos regenerantes

A densidade de indivíduos nativos regenerantes (Figura 10), também atingiu nível de adequação “adequada” para todas as idades em processo de restauração, sendo que estas apresentaram valores superiores aos propostos pela resolução para áreas em processo de restauração em 15 anos, a qual considera uma área em nível adequado com a presença acima 2.500 indivíduos por hectare (Quadro 1).

Figura 10 - Resultados do indicador densidade de indivíduos nativos regenerantes (ind.ha⁻¹) em Áreas de Preservação Permanente em processo de restauração, em suas respectivas idades na fazenda Guarujá, Bocaina do Sul - SC.



Fonte: Elaborada pelo autor (2020).

A densidade de uma população, numa comunidade, depende de sua capacidade de auto-regeneração e de fatores externos que lhe são impostos, tais como clima, interações bióticas e disponibilidade de luz (DORNELES; NEGRELLE, 2000). Ferreira *et al.* (2012), encontraram

uma densidade média de 574 ind.ha⁻¹, considerando somente indivíduos arbóreos, em áreas de preservação permanente anteriormente ocupadas por plantios de *Pinus* spp. com aproximadamente dois anos e meio em processo de regeneração natural, no município de Ponte Alta - SC, pertencente a fitofisionomia Floresta Ombrófila Mista. Narvaes, Brena e Longhi (2005) registraram 7.582 ind.ha⁻¹ arbustivo-arbóreo na regeneração natural em uma área de Floresta Ombrófila Mista em estágio avançado de sucessão na FLONA de São Francisco de Paula - RS. Já Hack (2007), em uma área de regeneração natural há cinco anos, em uma Floresta Ombrófila Mista em estágios médio e avançado de sucessão, encontrou uma média 4.708 ind.ha⁻¹, no município de Nova Prata - RS. Com esses valores como referência de áreas em estágios médios e avançados de sucessão, pode-se afirmar que a floresta em estudo se encontra nos padrões esperados neste indicador ecológico.

Segundo Nascimento, Longhi e Brena (2001), em florestas secundárias a elevada densidade de árvores por hectare, representadas principalmente por arvoretas de pequeno porte que habitam os primeiros estratos de vegetação e indivíduos jovens de árvores de grande porte do dossel da floresta, isso faz com que haja uma participação intensa desses indivíduos de menor porte formando pequenas e densas manchas na vegetação.

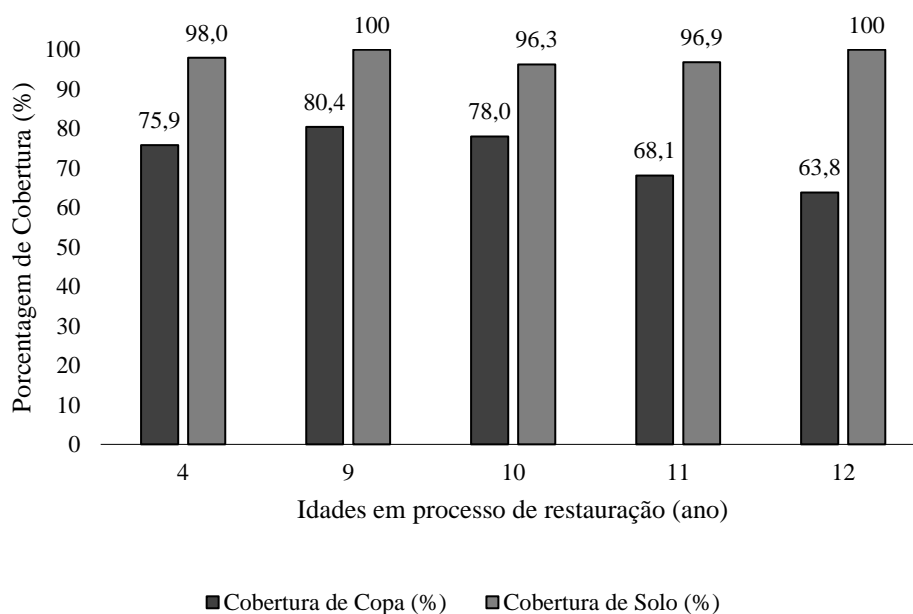
5.3.3.3 Cobertura do solo

Perante a extrema importância deste indicador no processo de restauração, uma área é classificada em nível adequado somente quando os valores encontrados forem superiores a 80%, independentemente da idade (Quadro 1). Como pode ser verificado na Figura 11, somente as áreas que se encontram no nono ano em processo de restauração podem ser classificadas como adequadas, com 80,4% de cobertura de solo por copa. As demais idades, foram classificadas em nível de adequação “mínimo”. A menor porcentagem de cobertura do solo encontrada nas idades 11 e 12 podem estar associadas a mortalidade precoce das espécies pioneiras.

A cobertura do solo com vegetação nativa quantificada pela distribuição das copas de espécies arbustivas e arbóreas nas áreas é um indicador ecológico estrutural que apresenta funções como: controlar a quantidade, qualidade e distribuição da luz; condicionar o micro-habitat interno da mata; interferir no crescimento e sobrevivência de plântulas, determinando a composição da comunidade e afetar processos de oxidação da matéria orgânica. Além da importância para restauração da estrutura e processos naturais da floresta, a rápida ocorrência

da cobertura é importante para o controle da matocompetição e a interceptação da água das chuvas que nas copas possibilita a estabilização do solo (MELO *et al.*, 2010).

Figura 11 - Resultados do indicador de cobertura de copa em porcentagem (%) e do indicador de cobertura do solo em porcentagem (%) em Áreas de Preservação Permanente em processo de recuperação, em suas respectivas idades na fazenda Guarujá, Bocaina do Sul - SC.



Fonte: Elaborada pelo autor (2020).

Para as áreas de preservação permanente, a cobertura do solo é algo indispensável, pois atua na proteção do solo contra erosões e deslizamentos, evitando assim assoreamentos de corpos d'água e preservando os recursos hídricos e a biodiversidade, além de evitar o esgotamento do banco de sementes no solo e funcionar como refúgio para a fauna (TEKLAY, 2007; GUARIGUATA *et al.*, 2009).

Diante do exposto, foi avaliado também a cobertura do solo por quaisquer formas de vida de vegetação nativa e os resultados encontrados foram excelentes. Quando analisadas as porcentagens de cada uma das idades em processo de restauração, é possível observar na Figura 11, que duas delas apresentaram o solo totalmente coberto e as outras três idades estiveram próximas de estar totalmente cobertas.

A alta diversidade de gramíneas nativas, juntamente com duas espécies de lianas/trepadeiras nativas, são as principais responsáveis por esta alta porcentagem na cobertura do solo (Figura 12 A e B). Foram encontradas 11 espécies de gramíneas, subdivididas em duas

famílias, Cyperaceae e Poaceae. A família Cyperaceae contabilizou apenas uma espécie: *Rhynchospora floribunda* Boeckeler. As outras dez espécies: *Andropogon leucostachyus* Kunth; *Bromus brachyanthera* Döll; *Chascolytrum calotheca* (Trin.) Essi, Longhi-Wagner & Souza-Chies; *Homolepis glutinosa* (Sw.) Zuloaga & Soderstr.; *Ocellochloa rudis* (Nees) Zuloaga & Morrone; *Panicum sellowii* Nees; *Paspalum plicatulum* Michx.; *Piptochaetium montevidense* (Spreng.) Parodi; *Saccharum angustifolium* (Nees) Trin. e *Setaria vulpiseta* (Lam.) Roem. & Schult., pertencem a família Poaceae. Já as duas lianas/trepadeiras são da mesma família, Asteraceae, e do mesmo gênero, *Mikania burchellii* Baker e *Mikania micrantha* Kunth.

Figura 12 - A) Cobertura do solo por gramíneas nativas na unidade amostral número 17; B) Cobertura do solo por gramíneas nativas na unidade amostral número 38.



Fonte: Elaborada pelo autor (2020).

Perante os resultados encontrados se deve uma maior atenção para este tipo de indicador. Assim como as gramíneas, as lianas/trepadeiras herbáceas exercem funções importantes durante a sucessão florestal após perturbações naturais ou antrópicas (SCHNITZER; CARSON, 2001). A maioria das trepadeiras exige luminosidade e, portanto, se beneficiam dessas perturbações, visto que a intensa proliferação das lianas/trepadeiras próximas ou nos arredores das florestas (LAURANCE *et al.*, 2001).

Desta maneira, necessita-se uma maior quantidade de estudos com essas espécies, visto que elas se renovam a cada ciclo ou a cada perturbação ambiental. Após a ocorrência de geadas nas áreas, por exemplo, fenômeno natural bastante comum e intenso na região, estas espécies auxiliaram na proteção e sobrevivência de outras espécies, devido sua abundante cobertura. Além disso, essas espécies herbáceas nativas desempenham um papel fundamental e caracterizam regionalmente a recuperação de muitas áreas, principalmente em locais onde as condições climáticas são mais afetadas pelo frio intenso, tornando-se um fator limitante na cobertura do solo por espécies arbóreas.

Este indicador é uma opção promissora para incrementar estudos que buscam estruturar uma metodologia para verificação do processo de restauração em áreas de preservação permanente localizadas na fitofisionomia Floresta Ombrófila Mista. Devido aos resultados encontrados por meio deste indicador, é possível verificar que, mesmo as idades com nível de adequação “mínimo” quando comparado somente indicador de cobertura do solo com os valores de referência, estas se encontram em avançado processo de regeneração por meio da cobertura do solo, já que as áreas estão parcialmente ou totalmente cobertas com espécies nativas, auxiliando de forma positiva na restauração.

Os valores de referência não oferecem resultados exclusivos para áreas com 4, 9, 11 e 12 anos, porém, isso não interferiu na comparação dos resultados, pois todas as áreas obtiveram um nível de adequação superior ao da idade mais próxima proposta pela resolução se tratando da densidade de indivíduos regenerantes nativos e do número de espécies nativas regenerantes. Isso novamente indica que são necessários mais estudos destes indicadores ecológicos para a realidade da regeneração natural em Floresta Ombrófila Mista no estado catarinense, buscando concretizar uma metodologia adequada para fins de comparação. Neste contexto, pretendendo auxiliar futuramente e dar suporte para outros estudos, foi elaborado um quadro (Anexo 1), no qual se encontra valores para cada indicador ecológico avaliado neste estudo, com seus respectivos níveis de adequações e idades no processo de restauração.

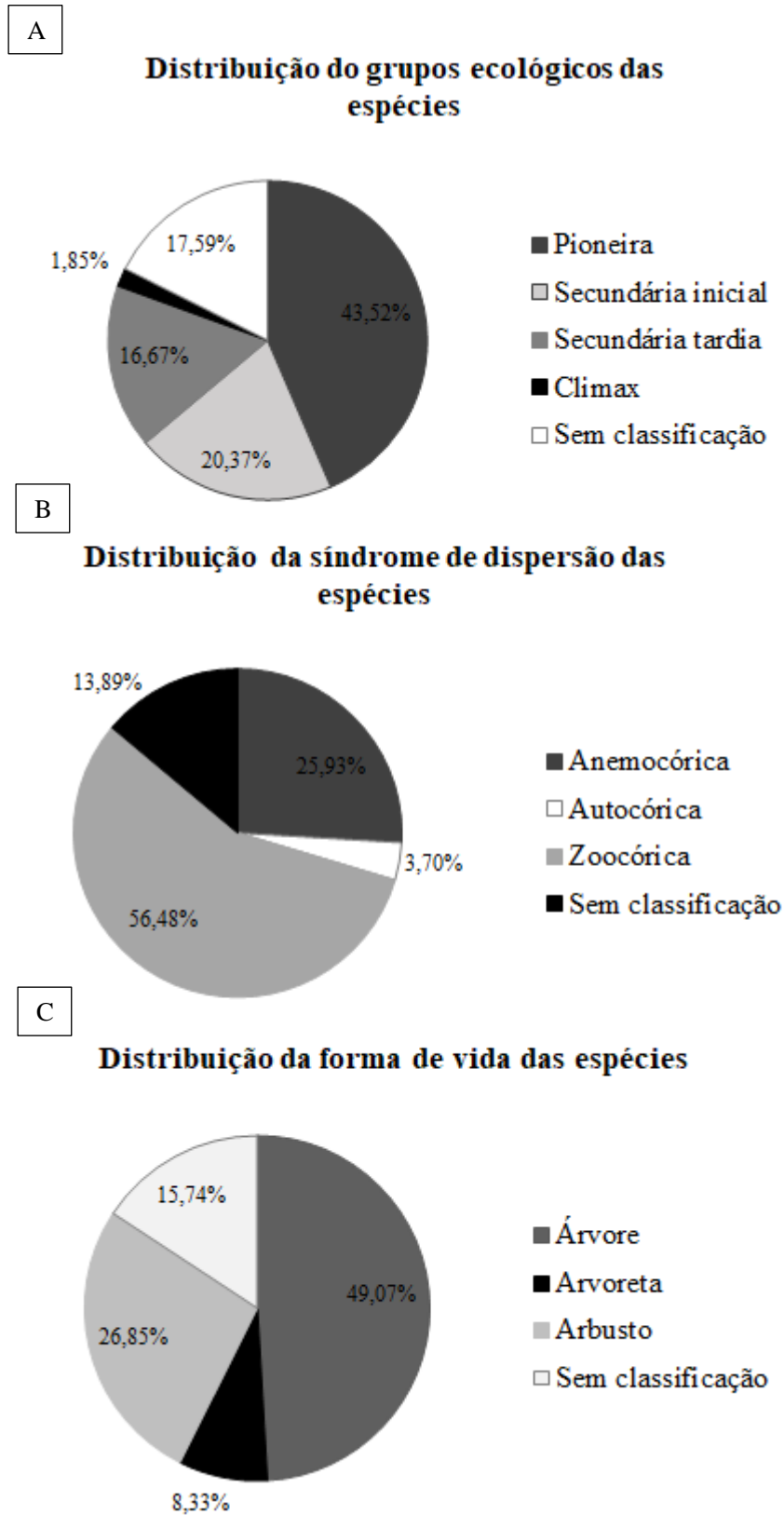
Outro indicador de função ecológica citado como de grande importância por Durigan (2011), é a presença de espécies lenhosas invasoras. Este indicador poderia ser avaliado nas áreas em estudo, uma vez que foram encontrados alguns indivíduos adultos e regenerantes de *Pinus* spp. em algumas unidades amostrais, fato que pode se tornar preocupante futuramente, pois esta espécie apresenta elevado potencial de invasão biológica. Porém, atualmente a abundância de espécies nativas caracterizando as áreas em nível adequado, demonstra que a presença desta espécie exótica não está impedindo a ocorrência da regeneração natural.

5.3.4 Caracterização dos Grupos Funcionais

Das 108 espécies amostradas (Tabela 4), 43,52% são espécies pioneiras (47 espécies), 20,37% (22 espécies) e 16,67% (18 espécies) secundárias iniciais e tardias, respectivamente, além de 1,85% (duas espécies) clímax e 17,59% (19 espécies) que não foram determinadas por serem classificadas apenas em nível de gênero ou família. No que se refere a síndrome de dispersão, 56,48% possuem dispersão zoocórica (61 espécies), seguido de dispersão anemocórica 25,93% (28 espécies), autocórica 3,70% (quatro espécies) e outros 13,89% (15 espécies) que não foram possíveis de classificação. Em relação à forma de vida, 49,07% (53 espécies) tem comportamento classificado como árvore, arbusto 26,85% (29 espécies), arvoreta 8,33% (nove espécies) e 15,74% (17 espécies) que não obtiveram categorização (Figura 13 A, B e C).

O grupo ecológico com maior porcentagem de espécies em ambas as idades foi o de pioneira (Tabela 5). A predominância de espécies pioneiras também foi identificada por Cardoso-Leite *et al.* (2004) em fragmentos remanescentes de mata ciliar em floresta estacional, no município de Rio Claro - SP, com 60% das espécies e por Klein *et al.* (2009) em regeneração natural em área degradada pela mineração de carvão há 31 anos com 51,70% das espécies, no município de Urussanga - SC. Além disso, estes mesmos autores encontraram 20,70% de espécies secundárias iniciais e 17,30% secundárias tardias. Já Stedille *et al.* (2018) em áreas de preservação permanente com 10 anos em processo de regeneração natural, na Floresta Ombrófila Mista, onde o uso do solo anteriormente era ocupado por plantios comerciais, no município de Ponte Alta - SC, verificaram 42,1% das espécies como espécies pioneiras. Entretanto, Avila *et al.* (2013) observaram em um remanescente com restauração passiva em estágio avançado na Floresta Ombrófila Mista em São Francisco de Paula - RS, porcentagens menores de espécies pioneiras (40%), mas mesmo assim, elas se sobressaíram sobre os demais grupos ecológicos que apresentaram 40% de espécies secundárias iniciais e 30% de secundárias tardias e clímax.

Figura 13 - A) Percentual (%) de espécie por grupos ecológicos; B) Síndrome de dispersão; e C) Forma de vida em Áreas de Preservação Permanente em processo de restauração, na fazenda Guarujá, Bocaina do Sul - SC.



Fonte: Elaborada pelo autor (2020).

Tabela 5 - Número e porcentagem (%) de espécies por grupo ecológico em Áreas de Preservação Permanente em processo de restauração, em suas respectivas idades na fazenda Guarujá, Bocaina do Sul - SC.

Idades	Grupo Ecológico				Total	x ² Tab	x ² Cal
	P	Si	St	C			
4	27 (71,0%)	6 (15,8%)	5 (13,2%)	0	38	21,026	11,041
9	35 (59,3%)	14 (23,8%)	9 (15,2%)	1 (1,7%)	59		
10	23 (65,7%)	4 (11,4%)	6 (17,2%)	2 (5,7%)	35		
11	23 (65,7%)	6 (17,2%)	4 (11,4%)	2 (5,7%)	35		
12	28 (54,9%)	12 (23,5%)	11 (21,6%)	0	51		

P: Pioneira; Si: Secundária inicial; St: Secundária tardia; C: Clímax, x²Tab: qui-quadrado tabelado; x²Cal: qui-quadrado calculado, a 5% de probabilidade de erro.

Fonte: Elaborada pelo autor (2020).

A partir do teste Qui-Quadrado (x²) para independência foi possível verificar que não existe uma associação da idade de regeneração com os grupos ecológicos (pioneira, secundária inicial, secundária tardia e clímax) ao considerarmos o número de espécies, já que os resultados de x² tabelado foram superiores ao de x² calculado, aceitando-se a hipótese nula.

A maior presença de espécies pioneiras independentemente da idade em que a área se encontra em processo de restauração é devido as características morfológicas de crescimento rápido e ciclo de vida curto, florescimento precoce, frutos e sementes pequenas com alta viabilidade, geralmente dispersos pelo vento, além de contribuir para o estabelecimento e subsequente desenvolvimento de espécies tolerantes à sombra e exigentes quanto à microbiologia e fertilidade do solo (KLEIN, 1980; KLEIN *et al.*, 2009). Capazes de alterar o ambiente, tanto biótico como abiótico, as espécies deste grupo ecológico são de grande importância possibilitando uma nova dinâmica sucessional (TRES; REIS, 2009).

A síndrome de dispersão zoocórica foi superior em todas as idades considerando o número de espécies (Tabela 6). Segundo Tabarelli e Mantovani (1999), ao longo do processo de regeneração natural, as espécies com síndrome de dispersão anemocóricas e autocóricas vão sendo substituídas por espécies zoocóricas e tolerantes à sombra. Porém, com base no teste Qui-Quadrado (x²) para independência foi possível observar que não existe uma associação da idade de regeneração em relação as síndromes de dispersão (anemocórica, autocórica e zoocórica),

uma vez que, o valor de χ^2 tabelado foi maior que o de χ^2 calculado, ou seja, a síndrome de dispersão independe da idade de regeneração.

Tabela 6 - Número e porcentagem (%) de espécies por síndrome de dispersão em Áreas de Preservação Permanente em processo de restauração, em suas respectivas idades na fazenda Guarujá, Bocaina do Sul - SC.

Idades	Síndrome de Dispersão			Total	χ^2 Tab	χ^2 Cal
	Ane	Aut	Zoo			
4	16 (41,0%)	1 (2,6%)	22 (56,4%)	39	15,507	1,9763
9	19 (31,2%)	3 (4,9%)	39 (63,9%)	61		
10	15 (38,5%)	1 (2,6%)	23 (58,9%)	39		
11	13 (36,1%)	2 (5,6%)	21 (58,3%)	36		
12	17 (32,7%)	2 (3,8%)	33 (63,5%)	52		

Ane: Anemocórica; Aut: Autocórica; Zoo: Zoocórica, χ^2 Tab: qui-quadrado tabelado; χ^2 Cal: qui-quadrado calculado, a 5% de probabilidade de erro.

Fonte: Elaborada pelo autor (2020).

Igualmente neste estudo, Stedille *et al.* (2018) observaram a predominância de espécies zoocóricas (68,4%) em áreas de preservação permanente após a retirada de plantios comerciais e submetidas aproximadamente 10 anos de restauração passiva, em Ponte Alta - SC. Seubert *et al.* (2017) na avaliação da composição e estrutura dos estratos arbóreo e regenerativo em três áreas sob regeneração natural, caracterizados por diferentes idades após retirada de povoamentos de *Eucalyptus grandis*, em Brusque - SC, fitofisionomia Floresta Ombrófila Densa, classificaram 73,80% das espécies em síndrome de dispersão zoocórica. Avila *et al.* (2013) encontraram 65% de espécies com dispersão zoocórica e 17% anemocórica em um remanescente com restauração passiva na Floresta Ombrófila Mista em São Francisco de Paula - RS. Ferreira *et al.* (2010), verificaram que 62,50% de espécies regenerantes são classificadas como zoocóricas, 21,90% como anemocóricas e 15,60% como autocóricas.

A grande proporção de espécies zoocóricas corresponde ao esperado para mata ciliares inseridas no bioma Mata Atlântica, que apresenta de 50% a 90% de suas espécies arbóreas dispersas por animais, principalmente aves e morcegos, considerados os grandes contribuintes para a revegetação natural em áreas perturbadas (MARTINS; POMPÉIA; ROSSI, 1995;

SILVA, 2003; CARMO; MORELLATO, 2004; JORDANO *et al.*, 2006; PEREIRA, 2006; BOCCHESI *et al.*, 2008).

Estes resultados interferem positivamente na análise realizada por Forman (1995), Lindenmayer e Franklin (2002) e Brockerhoff *et al.* (2008), que considera plantios comerciais como elemento de grande importância para dispersão da fauna, utilizando a lógica da conexão entre os diferentes componentes da paisagem, pois por apresentar porte arbóreo e ambiente caracteristicamente florestal, inferem na paisagem de maneira mais amigável que ambientes em que predomina apenas agricultura tradicional (OLIVEIRA; OLIVEIRA, 2017). Inúmeros estudos têm realçado que florestas plantadas são de extrema importância para a relação da conectividade entre fragmentos florestais. Isso se deve ao fato que esses povoamentos podem abrigar um grande número de aves, morcegos, invertebrados e répteis, atuando, também, como poleiros vivos para a avifauna (CUNHA, 2012; OLIVEIRA; OLIVEIRA, 2017).

5.3.5 Valor de Conservação

Nessa classificação, é possível verificar que 12 espécies (18,7%) que caracterizam a fitofisionomia obtiveram um alto valor de conservação, entre as 64 espécies classificadas (Tabela 7). Assim como, na listagem do valor de conservação, algumas espécies consideradas prioritárias da FOM encontradas no presente estudo estão classificadas em ameaça de extinção (Tabela 8).

A característica estrutural da Floresta Ombrófila Mista, em estágio avançado, é apresentar uma dominância da *Araucaria angustifolia* no estrato superior, com mais de 20 metros de altura e representando 40% dos indivíduos da floresta. Abaixo dela a presença de espécies como a imbuia (*Ocotea porosa* (Ness) L. Barroso), canelas (*Ocotea* sp. e *Nectandra* sp.), cedro (*Cedrela fissilis*), espécies de Myrtaceae (*Eugenia uniflora* e *Campomanesia xanthocarpa*) e no sub-bosque predominam espécies como a erva-mate (*Ilex paraguariensis*) e o xaxim (*Dicksonia sellowiana* Hook.) (DANNER; ZANETTE; REBEIRO, 2012).

Tabela 7 - Classificação das espécies em relação aos seus valores de conservação em Áreas de Preservação Permanente em processo de restauração na fazenda Guarujá, Bocaina do Sul - SC.

Espécie	Valor de Conservação (VC)	Espécie	Valor de Conservação (VC)
<i>Araucaria angustifolia</i>	7	<i>Allophylus edulis</i>	1
<i>Maytenus boaria</i>	6	<i>Annona rugulosa</i>	1
<i>Inga lentiscifolia</i>	5	<i>Annona sylvatica</i>	1
<i>Solanum pseudoquina</i>	5	<i>Baccharis erioclada</i>	1
<i>Myrcia glomerata</i>	4	<i>Baccharis leucocephala</i>	1
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	4	<i>Baccharis uncinella</i>	1
<i>Clethra scabra</i>	4	<i>Campomanesia rhombea</i>	1
<i>Eugenia pluriflora</i>	4	<i>Casearia decandra</i>	1
<i>Solanum compressum</i>	4	<i>Croton triqueter</i>	1
<i>Solanum sanctae-catharinae</i>	4	<i>Cupania vernalis</i>	1
<i>Styrax leprosus</i>	4	<i>Erythroxylum deciduum</i>	1
<i>Symplocos tetrandra</i>	4	<i>Ilex dumosa</i>	1
<i>Cedrela fissilis</i>	3	<i>Ilex theezans</i>	1
<i>Cestrum corymbosum</i>	3	<i>Jacaranda puberula</i>	1
<i>Cinnamomum amoenum</i>	3	<i>Lithraea brasiliensis</i>	1
<i>Myrceugenia euosma</i>	3	<i>Matayba elaeagnoides</i>	1
<i>Ocotea puberula</i>	3	<i>Miconia cinerascens</i>	1
<i>Sapium glandulosum</i>	3	<i>Myrcia palustris</i>	1
<i>Solanum variabile</i>	3	<i>Myrcia selloi</i>	1
<i>Symplocos pentandra</i>	3	<i>Myrcia splendens</i>	1
<i>Vernonanthura discolor</i>	3	<i>Myrrhinium atropurpureum</i>	1
<i>Aureliana wettsteiniana</i>	2	<i>Myrsine coriacea</i>	1
<i>Ilex paraguariensis</i>	2	<i>Nectandra lanceolata</i>	1
<i>Mimosa scabrella</i>	2	<i>Nectandra megapotamica</i>	1
<i>Ocotea pulchella</i>	2	<i>Oreopanax fulvum</i>	1
<i>Picramnia parvifolia</i>	2	<i>Persea major</i>	1
<i>Piptocarpha angustifolia</i>	2	<i>Piper aduncum</i>	1
<i>Rhamnus sphaerosperma</i>	2	<i>Prunus myrtifolia</i>	1
<i>Solanum lacerdiae</i>	2	<i>Rubus erythroclados</i>	1
<i>Symphyopappus compressus</i>	2	<i>Schinus terebinthifolius</i>	1
<i>Symphyopappus itatiayensis</i>	2	<i>Solanum corymbiflorum</i>	1
<i>Symplocos tenuifolia</i>	2	<i>Solanum pseudocapsicum</i>	1

Fonte: Elaborada pelo autor (2020).

Tabela 8 - Espécies ameaçadas de extinção encontradas em Áreas de Preservação Permanente em processo de restauração na fazenda Guarujá, Bocaina do Sul - SC, classificadas conforme o status de conservação em nível global (IUCN), nacional (Brasil) e estadual (Santa Catarina).

Nome Científico	Status de Conservação		
	IUCN	BRASIL	SANTA CATARINA
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	CR	EN	CR
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O.Berg	*	LC	*
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	VU	VU	*
<i>Clethra scabra</i> Pers.	LC	LC	*
<i>Eugenia pluriflora</i> DC.	*	LC	*
<i>Ilex paraguariensis</i> A. St.-Hil.	NT	LC	*
<i>Inga lentiscifolia</i> Benth.	VU	NT	*
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	LC	LC	*
<i>Maytenus boaria</i> Molina	LC	NT	*
<i>Myrcia glomerata</i> (Cambess.) G.Burton & E.Lucas	*	LC	*
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	LC	NT	*
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez	*	LC	*
<i>Picramnia parvifolia</i> Engl.	*	LC	*
<i>Rhamnus sphaerosperma</i> Sw.	*	LC	*
<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	*	LC	*
<i>Symplocos tenuifolia</i> Brand	*	LC	*

CR: Criticamente em perigo; EN: Em perigo; LC: Pouco preocupante; NT: Quase ameaçada; VU: Vulnerável. IUCN: União Internacional para conservação da natureza (IUCN, 2019); BRASIL: Lista oficial de espécies da flora brasileira ameaçada de extinção (MMA, 2014) e Flora do Brasil (FLORA DO BRASIL, 2020); SANTA CATARINA: Lista oficial das espécies da flora catarinense ameaçada de extinção (CONSEMA, 2014).

Fonte: Elaborada pelo autor (2020).

Devido a classificação do valor de conservação basear-se também pelo status de conservação das espécies, o pinheiro-brasileiro (*A. angustifolia*) é a espécie com maior valor de conservação, principalmente pelo fato estar classificado como criticamente em perigo de extinção (CR) em escala global e regional e, como em perigo (EN) em nível nacional (Tabela 9). A categoria de ameaça que se encontra esta espécie, deve-se essencialmente ao ciclo da madeira, que ocorreu nas décadas de 50 e 60, pela intensa exploração madeireira (HIGUCHI *et al.*, 2012).

Estudos populacionais da espécie conduzidos recentemente no Brasil, estão dimensionando a importância da conservação desta espécie, uma vez que a regeneração natural da *A. angustifolia* pode ser escassa em algumas áreas, pois existe dificuldade de regeneração (PALUDO *et al.* 2009, PALUDO; MANTOVANI; REIS, 2011; PALUDO *et al.* 2016). Reflexão destes estudos são vistos no estudo em questão, no qual foram encontrados somente quatro indivíduos da espécie em todas as áreas. Essa restrita regeneração da espécie pode ser

explicada pela falta de fragmentos florestais próximos com a presença da espécie, o que visualmente ocorre na área em estudo; possíveis perturbações na dispersão; presença de outras espécies, como gramíneas com alta densidade de cobertura do solo e; intensidade e qualidade de luz (PALUDO *et al.*, 2011).

Secco, Acra e Coraiola (2019), encontram apenas um indivíduo de *A. angustifolia* em uma área de regeneração natural de dois anos pós corte raso de *P. taeda*, os autores justificam que a baixa incidência de plântulas desta espécie pode estar associada ao mecanismo de dispersão e pela ausência de matrizes nas proximidades da área de estudo. Além disso, os mesmos autores ressaltam a importância ecológica desta espécie e o destaque dela como elemento característico da unidade fitogeográfica em questão, Floresta Ombrófila Mista.

Classificados com o segundo, terceiro e quarto maior valor de conservação das áreas em estudo, *Maytenus boaria*, *Inga lentiscifolia* e *Solanum pseudoquina* são espécies características da formação FOM, juntamente com *Clethra scabra*. Ambas espécies se encontram em estado de alerta em relação a sua conservação, sendo categorizados em quase ameaçada e em nível pouco preocupante na escala nacional (Tabela 8), respectivamente. Igualmente *I. lentiscifolia* e *M. boaria* foram contabilizadas por somente um indivíduo em todas as áreas, já *S. pseudoquina* e *C. scabra*, que são consideradas espécies com potencial para recuperação de APP, computaram 13 (treze) e 53 (cinquenta e três) indivíduos.

O Cedro (*Cedrela fissilis*) é uma espécie de grande importância ecológica principalmente pela sua complexidade frente aos fatores ambientais, certificando experimentalmente a capacidade elástica de sua adaptação fisiológica às condições do ambiente, resultando em grande potencial de regeneração natural (PINHEIRO; MARAGON PAIVA, 1990). Porém, nas áreas de estudo foram encontrados apenas três indivíduos desta espécie, resultado preocupante quando considerado o status de conservação e também a severa erosão genética pela perda tanto de populações como de indivíduos que esta espécie vem sofrendo (PATIÑO-VALERA, 1997).

Foram encontrados 50 indivíduos de erva-mate (*Ilex paraguariensis*), espécie qual necessita de medidas de conservação como práticas de manejo e o melhoramento genético, para assegurar a preservação da população natural (CNCFlora, 2012), pois, mesmo sendo uma espécie com ampla ocorrência natural, sua base genética é relativamente estreita. Essas informações, juntamente com a exploração contínua dos ervais nativos e à fragmentação das florestas, coloca *I. paraguariensis* como uma espécie com enorme potencial de erosão genética e risco de extinção (WENDT, 2005).

Além das espécies com alto valor de conservação e das classificadas pelo status de conservação, existem três espécies que merecem exclusiva atenção quando se trata de áreas localizadas em FOM. *Gymnanthes klotzschiana* é uma espécie arbórea característica de florestas ciliares (GIBBS e LEITÃO-FILHO, 1978), que apresenta habilidades de adaptação às condições ambientais inerentes as APP associadas a cursos d'água (FERREIRA, *et al.* 2013), porém, nas áreas em estudo foi detectado apenas dois indivíduos. Este cenário pode ser justificado pelo fato desta espécie ter alta capacidade de desenvolvimento em solos altamente hidromórficos, principalmente as margens dos rios e várzeas planas (SILVA *et al.*, 1992; CARVALHO, 2003), características que não se expressam de forma agravante nas áreas em estudo.

As outras duas espécies em destaque são conhecidas como imbuia (*Ocotea porosa*) e xaxim (*Dicksonia sellowiana*), espécies característica da formação florestal em estudo, porém com nenhum indivíduo encontrado. Além disso, ambas estão na lista oficial das espécies da flora brasileira ameaçadas de extinção, na categoria das espécies em perigo (MMA, 2014).

A Imbuia normalmente ocupa o segundo maior valor de densidade e de dominância na fase adulta, sendo inferior somente pela *A. angustifolia*. Já na regeneração natural da floresta não é frequente ela aparecer junto com as principais espécies amostradas (LONGHI, 1980; CROCE, 1991). Segundo Bittencourt (2007), a espécie apresenta descontinuidade na regeneração natural, regida principalmente, pela decorrência de uma mudança de comportamento com relação à luminosidade a partir de determinado estágio de desenvolvimento, ou seja, se os indivíduos jovens chegarem no estágio de desenvolvimento e não encontrarem condições ambientais favoráveis ao seu recrutamento, eles morrem. O autor ainda descreve que o recrutamento de indivíduos jovens de *O. porosa* aparenta ser dependente de ambientes específicos, sendo estes os mais variáveis, indo desde ambientes com diferentes níveis de fertilidade e umidade do solo até ambientes com intensidade e duração de luminosidade distintas. Desta forma, destaca-se a importância de áreas com grandes florestas bem desenvolvidas para assegurar a presença desses ambientes específicos e consequentemente dessa espécie.

Tendo em vista que o ambiente em estudo é em APP, era esperada a abundante presença de indivíduos da espécie *D. sellowiana*, em razão que esta espécie ocorre em quase todo o estado catarinense, inclusive no planalto (SEHNEM, 1978; GASPER *et al.*, 2011). A ausência da espécie pode ser explicada pela mesma forma que a carência de indivíduos de *G. klotzschiana*, ou seja, as áreas em estudo não se encontram associadas diretamente com solos altamente hidromórficos e esta espécie necessita de condições de sub-bosque, com maior

sombreamento e umidade para seu desenvolvimento (MANTOVANI, 2003). Contudo, são necessárias medidas de introdução e conservação desta espécie, levando em consideração o crescimento lento e a especificidade por ambientes úmidos. Conforme Montagna *et al.* (2018), as estratégias de conservação devem priorizar diferentes ambientes a fim de assegurar uma maior representatividade da diversidade genética das populações e certificar maior efetividade no fluxo gênico entre as populações.

Tais resultados confirmam a importância das APP's, dado que estas apresentam espécies ameaçadas de extinção que possuem um valor relevante em relação a classificação do valor de conservação, como é o caso da *Ocotea puberula*, com 123 indivíduos amostrados e da *Clethra scabra*. Entretanto, o baixo número de indivíduos e a ausência de algumas espécies deve ser acompanhado com o objetivo de monitorar e propor metodologias para aumentar a quantidade de indivíduos característicos da formação florestal e ameaçados de extinção, buscando evitar futuros distúrbios na comunidade florestal. Neste sentido, estudos com a introdução destas espécies prioritárias utilizando alguma técnica de nucleação e estudos de diversidade genética das populações remanescentes destas espécies e da estruturação desta diversidade, podem ser relevantes para o processo de restauração destas áreas.

Ainda estudos com grupos faunísticos, verificando a presença ou a ausência de animais que realizam a dispersão e que interferem no desenvolvimento dessas espécies, são consideráveis, já que em várias unidades amostrais foram encontrados vestígios de Javalis (*Sus* sp.). Essa espécie normalmente convive em bandos e a ação desses animais é devastadora no ambiente, fazendo inúmeros buracos no solo e causando a mortalidade de vários indivíduos.

5.3.6 Diversidade Florística

A diversidade florística, avaliada pelo índice de diversidade de Shannon (H'), indicou que a idade 4, com valor de 2,59 nats/indivíduo (nats/ind.), possuem diversidade inferior as demais classes, conforme os resultados da Tabela 9.

Tabela 9 - Relação dos resultados do índice de diversidade de Shannon (H') e do índice de equabilidade de Pielou (J') encontrados em Áreas de Preservação Permanente em processo de restauração em suas respectivas idades na fazenda Guarujá, Bocaina do Sul - SC.

Idades (anos)	SHANNON (H')	PIELOU (J')
4	2,59	0,69
9	3,64	0,83
10	3,37	0,87
11	3,06	0,83
12	3,13	0,77

Fonte: Elaborada pelo autor (2020).

Narvaes, Longhi e Brena (2008), comparando a diversidade florística da regeneração natural em floresta de estágio avançado de sucessão e verificação da ocorrência de grupos florísticos de uma área onde não foram constatadas alterações antrópicas intensas, encontraram valores de diversidade entre 2,11 e 2,55. Ambas as áreas avaliadas pelos autores apresentaram valores de diversidade inferiores ao presente estudo, indicando que todas as classes de idade analisada neste estudo possuem maior diversidade florística.

As diversidades encontradas para as classes de idade desse estudo também foram superiores em relação à encontrada por Mauhs (2002), que avaliou a regeneração natural em fragmento de FOM exposto a inúmeros tipos de perturbações antrópicas, no qual o índice de Shannon foi de 2,43 nats/ind. para o componente plântulas, e à encontrada por Narvaes, Brena e Longhi (2005) na Floresta Nacional de São Francisco de Paula - RS, com valor de 2,22 nats/ind. Já Fiorentin *et al.* (2015) e Stedille *et al.* (2018), em análise florística da regeneração natural em áreas de FOM nas regiões de Caçador - SC e Ponte Alta - SC, encontraram valores de 3,13 nats/ind. e 2,91 nats/ind., respectivamente, sendo inferior somente a idade 4. Silva, Ganade e Backes (2010) na avaliação da regeneração natural das espécies arbóreas em Floresta Ombrófila Mista, na Floresta Nacional de São Francisco de Paula - RS, obtiveram para o índice de diversidade Shannon o valor de 0,98 nats/ind. para plântulas.

Em relação a fundamentação do índice de diversidade de Shannon (H'), quanto maior a incerteza, maior o valor do índice de diversidade da amostra. Visto que a maioria dos valores de índice de diversidade obtido por diferentes autores em áreas localizadas na tipologia FOM estão concentrados entre 2,30 a 8,11 nats/ind. (NEGRELLE; SILVA, 1992; DURIGAN, 1999; MAUHS, 2002; NARVAES; BRENA; LONGHI, 2005; NARVAES; LONGHI; BRENA, 2008; ARAÚJO, 2010). Destaca-se valores de diversidade próximos de 3,0 nats/ind. como uma

diversidade mediana, que segundo Nascimento, Longhi e Brena (2001), é esperado em florestas que sofreram influências antrópicas, com estágio de sucessão secundária e no domínio da FOM.

Deste modo, os índices de diversidade de espécies obtidos neste estudo em todas as classes de idade, abrangem valores satisfatórios, caracterizando uma diversidade mediana a superior, indicando que as áreas de estudo apresentam alto valor para a conservação da diversidade biológica.

O índice de equabilidade de Pielou (J') foi ligeiramente diferente entre as idades analisadas. Para as idades 9 e 11, o valor foi de 0,83, enquanto que para a idade 4, 10 e 12, os valores foram 0,69, 0,87 e 0,77, respectivamente (Tabela 9).

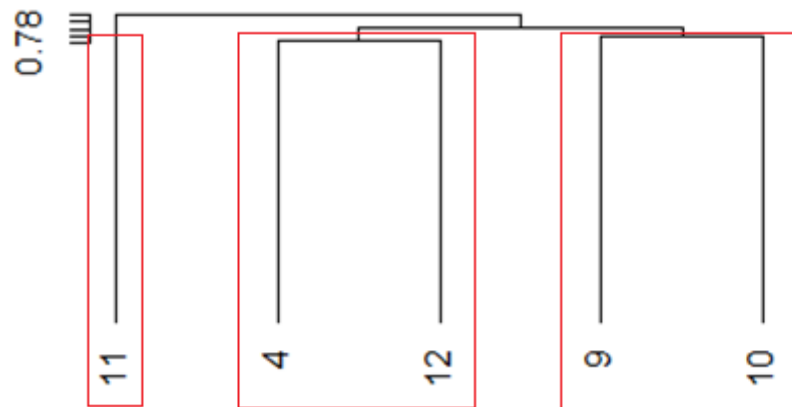
Maçaneiro *et al.* (2016), em sua avaliação da regeneração natural em área de FOM no planalto catarinense, encontram um valor do índice de Pielou semelhante ao das áreas deste estudo ($J' = 0,81$), assim como Stedille *et al.* (2018) que verificaram um valor de 0,80 para áreas em processo de restauração passiva há 10 anos na mesma tipologia florestal. Fiorenti *et al.* (2015) em sua análise florística da regeneração natural em área de FOM na região de Caçador - SC, também obtiveram valor similar aos valores do presente estudo, este foi de 0,77 para as áreas sem presença de gado invasor.

Neste contexto, os resultados encontrados indicam uma boa qualidade das áreas de preservação permanente e como as espécies são semelhantemente abundantes, não havendo uma única ou poucas espécies que dominam o ambiente.

5.3.7 Similaridade Florística

Pela análise de agrupamento pode-se observar a medida de similaridade florística representada pelo eixo Y, que quanto mais para cima ocorre a divisão, maior é a diferença entre as idades. Já quanto mais para baixo for a divisão, mais semelhantes são as idades entre si (Figura 14).

Figura 14 - Dendrograma da análise de agrupamento em relação as idades presentes em Áreas de Preservação Permanente em processo de restauração na fazenda Guarujá, Bocaina do Sul – SC, pelo método de Bray-Curtis.



Fonte: Elaborada pelo autor (2020).

Assim, é possível verificar que as idades apresentam dissimilaridade florística, formando três grupos, contudo, de acordo com a análise PERMANOVA ($p < 0,05$), não houve diferença estatística significativa entre os agrupamentos.

O Grupo I, representado pela idade 11, apresentou a maior dissimilaridade entre os grupos. Esta diferença ocorreu principalmente por esta idade ter características únicas, como a ausência de 73 espécies, ou seja, nas áreas da idade 11 não foram encontradas 73 espécies que foram registradas nas outras idades. Além disso, esta idade obteve exclusividade de quatro espécies: *C. bupleurifolia*, *Eupatorium* sp.2, *Maytenus* sp. e uma espécie que não foi possível de identificação.

A maior similaridade florística foi verificada no Grupo II, constituído pelas idades 4 e 12. Esta maior semelhança pode ser explicada por aspectos ecológicos locais, como características edáficas e vegetacionais, histórico de perturbações e também o entorno dessas áreas, sendo que na idade 4 as áreas em processo de recuperação são cercadas por povoamentos de *Pinus taeda* L. com apenas três anos de idade, caracterizando um cenário da área mais aberta (Figura 15A) e os arredores das áreas com idade de 12 anos são compostos por plantio comercial de *Pinus taeda* L. com onze anos de idade, áreas abertas localizadas pela proximidade do Rio Canoas, divisa da fazenda com terceiros e por abundantes áreas de recuperação ambiental (Figura 15B). A proximidade de algumas unidades amostrais destas idades ao Rio Canoas, pode ser mais uma causa desta semelhança, pois existem vários locais chamados de áreas alagadas do Canoas, as quais são zonas de recarga hídrica, que muitas vezes não permitem o

estabelecimento de algumas ou até mesmo de nenhuma espécie arbórea. Outros dois fatores responsáveis pela associação destas duas idades, é o número de espécies em comum e o número de espécies exclusivas. A idade 4 e 12 apresentaram 22 espécies em comum, sendo duas delas exclusivas: *I. dumosa* e *S. cf. compressum*. Os gêneros mais abundantes nesses locais foram o gênero *Baccharis* e *Solanum*. Além desses diversos fatores, esta associação, pode ser explicada também pela maior incidência de geadas, uma vez que suas áreas no entorno são mais abertas (Figura 16), resultando na morte de espécies que não suportam essa condição, tornando as idades mais semelhantes.

Figura 15 - A) Demonstração de uma unidade amostral da idade 4; B) Demonstração de uma unidade amostral da idade 12, ambas em Áreas de Preservação Permanente em processo de restauração na fazenda Guarujá, Bocaina do Sul - SC.



Fonte: Elaborada pelo autor (2020).

Figura 16 - Condição de efeito da de geada em uma unidade amostral da idade 12 em Áreas de Preservação Permanente em processo de restauração na fazenda Guarujá, Bocaina do Sul - SC.



Fonte: Elaborada pelo autor (2020).

O Grupo III por sua vez, demonstrou que as idades 9 e 10 também apresentaram boa similaridade florística entre si, qual pode ser justificada pelos seus entornos, onde as áreas em processo de restauração estão rodeadas por plantios comerciais de *Pinus taeda* L. com oito e nove anos de cultivo, essa pequena variação faz com que essas áreas próximas as unidades amostrais se tornam áreas muito semelhantes. Estas idades obtiveram 25 espécies comuns e nenhuma espécie exclusiva entre si, porém, ambas expuseram as espécies *S. sanctae-catharinae* e *S. variabile* entre as três espécies mais abundantes.

Neste sentido, estudos têm enfatizado a importância de fatores ambientais na composição de espécies de remanescentes florestais, visto que, diversos fatores abióticos como o clima, a qualidade do solo, a presença de cursos d'água e distúrbios podem afetar a distribuição e abundância das espécies arbóreas, dentro de habitats específicos, afetando diretamente na dinâmica das populações (OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 1998; VIANA; PINHEIRO, 1998; NUNES *et al.*, 2003; RIBAS *et al.*, 2003; SOUZA *et al.*, 2003; MEYER *et al.*, 2004).

5.4 CONCLUSÕES

Os três indicadores propostos pela resolução são adequados para o monitoramento da restauração florestal em áreas como a deste estudo, assim como a cobertura do solo por qualquer forma de vida.

Independentemente do ano de retirada do fator degradante, o *Pinus* spp., as áreas apresentam capacidade de estabelecimento por meio da restauração passiva, visto que, os níveis de adequação indicam que o processo de sucessão está ocorrendo de forma positiva.

Contudo, sugere-se a realização de maiores estudos para fins de comparações e adequações dos valores destes indicadores, para concretizar uma comparação correta para áreas de preservação permanente em processo de restauração passiva localizadas na fitofisionomia Floresta Ombrófila Mista no estado de Santa Catarina.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALMEIDA, L. G. F.; MOREIRA, G. G. D. L. B.; RODRIGUES, C. C.; OLIVEIRA, F. L.; FAVERO, C. Levantamento de espécies arbóreas de Matas Ciliares como subsídio a implantação de sistemas agroflorestais em áreas de agricultura familiar no Vale do Mucuri, Minas Gerais, Brasil. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 4, n. 2, p. 1999-2000, nov. 2009.
- ALVARENGA, A. P.; BOTELHO, S. A.; PEREIRA, I. M. Avaliação da regeneração natural na recomposição de matas ciliares em nascentes na região sul de Minas Gerais. **Cerne**, Lavras, v. 12, n. 4, p. 360-372, out./dez. 2006.
- ALVARES, C. A. *et al.* Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, Stuttgart, v. 22, n. 6, p. 711-728, dez. 2013.
- AMARAL, W. G.; PEREIRA, I. M.; MACHADO, E. L. M.; OLIVEIRA, P. A.; DIAS, L. G.; MUCIDA, D. P. Relação das espécies colonizadoras com as características do substrato em áreas degradadas na Serra do Espinhaço Meridional. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 29, n. 1, p. 1696-1707, nov. 2013.
- ARAÚJO, A. C. B. **Efeito do pastoreio de bovinos sobre a estrutura da mata ciliar do Arroio Espinilho em Sant'Ana do Livramento, RS, Brasil**. 2010. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2010.
- ARAUJO, M. M.; LONGHI, S. J.; BARROS, P. L. C.; BRENA, D. A. Caracterização da chuva de sementes, banco de sementes do solo e banco de plântulas em Floresta Estacional Decidua ripária Cachoeira do Sul, RS, Brasil. **Scientia Florestalis**, Piracicaba, v. 66, n. 50, p. 128-141, dez. 2004.
- AVILA, A. L.; ARAUJO, M. M.; GASPARIN, E.; LONGHI, S. J. Mecanismos de regeneração natural em remanescente de Floresta Ombrófila Mista, RS, Brasil. **Cerne**, Lavras, v. 19, p. 621-628, out./dez. 2013.
- APG IV. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 181, p. 1-20, jan. 2016.
- BACHA, C. J. Muita mata e pouca madeira. **Revista de Agronegócios da FGV**, v. 25, n. 7, p. 36-39, jul. 2005.
- BAGGIO, A. J.; CARPANEZZI, A. A. Quantificação dos resíduos florestais em bracingais na região metropolitana de Curitiba, PR. **Boletim de Pesquisa Florestal**, Colombo, n. 30/31, p. 51-66, jan./dez. 1995.
- BARROSO, G. M.; MORIN, M. P.; PEIXOTO, A. L.; ICHASO, C. L. F. Frutos e sementes: morfologia aplicada à sistemática de dicotiledôneas. Viçosa: **Editora UFV**, 1999.

BELLOTTTO, A. *et al.* Monitoramento das áreas de restauração como ferramenta para avaliação da efetividade das ações de restauração e para redefinição metodológica. In: RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. **Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. Piracicaba: Universidade de São Paulo/LERF/ESALQ/Instituto BioAtlântica, p. 132-150. 2009.

BITTENCOURT, R. **Caracterização da estrutura genética interna e aspectos da auto-ecologia de uma população natural de Imbuia (*Ocotea porosa* – Lauraceae)**. 2007. Dissertação (Mestrado em Ciências, área de concentração: Recursos Genéticos Vegetais) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

BOCCHESE, R. A.; OLIVEIRA, A. K. M. de; FÁVERO, S.; GARNÉS, S. J. dos S.; LAURA, V. A. Chuva de sementes e estabelecimento de plântulas a partir da utilização de árvores isoladas e poleiros artificiais por aves dispersoras de sementes, em área de Cerrado, Mato Grosso do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, Ararajuba, v. 16, n. 3, p. 207-213, 2008.

BRANCALION, P. H. S., GANDOLFI, S., RODRIGUES, R. R. **Restauração Florestal**. São Paulo: Oficina de Texto. 421 p. 2015.

BRASIL. **Lei Federal Nº 4.771, de 15 de setembro de 1965**. Institui o novo Código Florestal. Diário oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, set. 1965. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L4771.htm. Acesso em: 06 out. 2019.

BRASIL. **Lei Federal Nº 7.803, de 18 de julho de 1989**. Alteração a redação da Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, e revoga as Leis Nºs 6.535, de 15 de junho de 1978, e 7.511, de 7 de julho de 1986. Diário oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, jul. 1989. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L7803.htm. Acesso em: 06 out. 2019.

BROCKERHOFF, E. G.; JACTEL, H.; PARROTTA, J. A.; QUINE, C.; SAYER, J. Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? **Biodiversity and Conservation**, v. 17, n. 5, p. 925-951, 2008.

BROWER, J. E.; ZAR, J. H. **Field & laboratory methods for general ecology**. 2. ed. Iowa: Wm. C. Brown Publishers, 1984.

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

CADOTTE, M. W.; CARSCADDEN, K.; MIROTECHNICK, N. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. **Journal of Applied Ecology**, v. 48, n. 5, p. 1079-1087, ago.2011.

CAIN, S. A.; CASTRO, G.M.O. **Manual of vegetation analysis**. Harper & Brothers, New York, 1959.

CARDOSO-LEITE, E.; COVRE, T. B.; OMETTO, R. G.; CAVALCANTI, D. C.; PAGANI, M. I. Fitossociologia e caracterização sucessional de um fragmento de mata ciliar, em Rio Claro/SP, como subsídio à recuperação da área. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 16, n. 1, p. 31-41, jan. 2004.

CARMO, M. R. B.; MORELLATO, L. C. Fenologia de árvores e arbustos das matas ciliares da bacia do Rio Tabagi, estado do Paraná, Brasil. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 2. ed. São Paulo: USP, p. 125-141. 2004.

CARVALHO, P. E. R. Espécies arbóreas brasileiras. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica; Colombo: **Embrapa Florestas**, v. 1, 1039 p. 2003.

CHOI, Y. D. Theories for ecological restoration in changing environment: Toward ‘futuristic’ restoration. **Ecological Research**, v. 19, n. 1, p. 75-81, jan. 2004.

CNCFlora. ***Ilex paraguariensis* in Lista Vermelha da flora brasileira versão 2012.2**. Centro Nacional de Conservação da Flora. Disponível em: <http://cncflora.jbrj.gov.br/portal/pt-br/profile/Ilex>. Acesso em: 9 nov. 2019.

CONSEMA - Conselho Estadual do Meio Ambiente. **Resolução CONSEMA nº51 de 05 de dezembro de 2014**. Reconhece a Lista Oficial das Espécies da Flora Ameaçada de Extinção no Estado de Santa Catarina e dá outras providências.

CROCE, D. M. **Caracterização espacial estrutural e fotossociológica da Reserva Genética Florestal de Caçador-SC, através da análise de componentes principais e sistemas de informações geográficas**. 1991. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 1991.

CUNHA, C. R. da. **Avaliação de impactos imediatos da retirada de eucalipto em subosques avançado, na APTA – Pólo Regional Alta Mogiana, município de Colina/SP**. 2012. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiróz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 2012.

DANNER, M. A.; ZANETTE, F.; RIBEIRO, J. Z. O cultivo da araucária para produção de pinhões como ferramenta para a conservação. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v. 32, n. 72, p. 441-451, out./nov. 2012.

DORNELES, L. P. P.; NEGRELLE, R. R. B. Aspectos da regeneração natural de espécies arbóreas da Floresta Atlântica. **Iheringia**, Porto Alegre, n. 53, p. 85-100, 2000.

DURIGAN, M. E. **Florística, dinâmica e análise protéica de um Floresta Ombrófila Mista em São João do Triunfo – PR**. 1999. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1999.

DURIGAN, G. Uso de indicadores para monitoramento de áreas em recuperação. *In*: UEHARA, T. H. K.; GANDARA, F. B. org. **Cadernos da Mata Ciliar**. n. 4 Conteúdo: Monitoramento de áreas em recuperação: subsídios à seleção de indicadores para avaliar o sucesso da restauração ecológica. São Paulo: SMA, 2011. Disponível em: <https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br>. Acesso em: 09 nov. 2019.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Solos do Estado de Santa Catarina**. Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento. 2004. Disponível em: [file:///C:/Users/Charline/Downloads/BPD-46-2004-Santa-Catarina-%20\(1\).pdf](file:///C:/Users/Charline/Downloads/BPD-46-2004-Santa-Catarina-%20(1).pdf). Acesso em: 06 out. 2019.

FERREIRA, P. I.; TÊO, S. J.; SCHNEIDER, C. R.; COSTA, R. H.; BATISTA, S. Espécies potenciais para recuperação de Áreas de Preservação Permanente no Planalto Catarinense. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 20, n. 2, p. 173-182, abr./jun. 2013.

FERREIRA, P. I.; PALUDO, G. F.; CHAVES, C. L.; BORTOLUZZI, R. L. C.; MANTOVANI, A. Florística e fitossociologia arbórea de remanescentes florestais em uma fazende produtora de *Pinus* spp. **Floresta**, Curitiba, v. 42, n. 4, p. 783-794, out./dez. 2012.

FERREIRA, W. C.; BOTELHO, S. A.; DAVIDE, A. C.; FARIA, J. A. M.; FERREIRA, D. F. Regeneração natural como indicador de recuperação de área degradada a jusante da usina hidrelétrica de Camargos, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 34, n. 4, p. 651-660, jul./ago. 2010.

FIORENTIN, L. D. Análise florística e padrão espacial da regeneração natural em área de Floresta Ombrófila Mista na região de Caçador, SC. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 22, n. 1, p. 60-70, jan./mar. 2015.

FLORA DO BRASIL 2020 EM CONSTRUÇÃO. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>. Acesso em: 09 nov. 2019.

FLORA Digital do Rio Grande do Sul e Santa Catarina. 2019. Disponível em: <http://www.ufrgs.br/fitoecologia/florars/index.php>. Acesso em: 09 nov. 2019.

FORMAN, R. T. T. **Land mosaics: the ecology of landscapes and regions**. Cambridge: Cambridge University Press, 1995.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. **Atlas da Regeneração da Mata Atlântica**. São Paulo, 2019. Disponível em: <https://www.sosma.org.br/projeto/atlas-da-mata-atlantica/dados-mais-recentes/atlas-da-regeneracao/>. Acesso em: 07 nov. 2019.

GARCIA, C. C.; REIS, M. G. F.; REIS, G. G.; PEZZOPANE, J. E. M.; LOPES, H. N. S.; RAMO, D. C. Regeneração natural de espécies arbóreas em fragmentos de floresta estacional semidecidual montana, no domínio da Mata Atlântica, em Viçosa, MG. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 21, n. 4, p. 677-688, out./dez. 2011.

GASPER, A.L. de, *et al.* Inventário de *Dicksonia sellowiana* Hook. em Santa Catarina. **Acta Botanica Brasilica**, Feira de Santana, v. 25, n. 4, p. 776-784, out./dez. 2011.

GIBBS, P. E.; LEITÃO-FILHO, H. F. Floristic composition of an area of gallery forest near Moji-Guaçu, State of São Paulo, SP, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, Feira de Santana, n. 1, p. 151-156, jan. 1978.

GUARIGUATA, M. R.; LICONA, J. C.; MOSTACEDO, B.; CRONKLETON, P. Damage to Brazil nut trees (*Bertholletia excelsa*) during selective timber harvesting in Northern Bolivia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 25, n. 8, p. 788-793, ago. 2009.

HACK, C. **Respostas da vegetação remanescente e da regeneração natural em Floresta Ombrófila Mista cinco anos após intervenções de manejo**. 2007. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) –Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2007.

HIGUCHI, *et al.* Influência de variáveis ambientais sobre o padrão estrutural e florístico do componente arbóreo, em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista Montana em Lages, SC. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 22, n. 1, p. 79-90, jan./mar. 2012.

HOBBS, R. J. Setting effective and realistic restoration goals: Key directions for research. **Restoration Ecology**, v. 15, n. 2, p. 354-357, mai. 2007.

IUCN. **The IUCN Red List of Threatened Species**. Version 2019.2. Disponível em: <https://www.iucnredlist.org/>. Acesso em: 09 nov. 2019.

JACOBI, M.; CARMO, F. F.; VINCENT, R. C. Estudo fitossociológico de uma comunidade vegetal sobre Canga como subsídio para a reabilitação de áreas mineradas no Quadrilátero Ferrífero, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 32, n. 2, p. 345-353, mar./abr. 2008.

JESUS, E. N.; SANTOS, T. S.; RIBEIRO, G. T.; ORGE, M. D. R.; AMORIM, V. O.; BATISTA, R. C. R. C. Regeneração natural de espécies vegetais em jazidas revegetadas. **Floresta Ambient**, Seropédica, v. 23, n. 2, abr./jun. 2016.

JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; TABARELLI, M. **Experiências da Mata Atlântica brasileira: descobertas ecológicas e iniciativas de conservação**. *New Phytol*, 2014, p. 459-473.

JORDANO, P.; GALETTI, M.; PIZO, M. A.; SILVA, W. R. Ligando frugivoria e dispersão de sementes à biologia da conservação. In: ROCHA, C. F. D.; BERGALLO, H. G.; ALVES, M. A. S.; SLUYS, E. M. van. **Biologia da conservação: essências**. São Paulo: Rima, p. 411-436, 2006.

KERSTEN, R. A.; GALVÃO, F. Suficiência amostral em inventários florísticos e fitossociológicos. In: FELFILI, J. M. et al. (Org.). **Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de casos**. Viçosa, MG: Editora UFV, p. 156-173. 2011.

KLEIN, R. M. Ecologia da flora e vegetação do Vale do Itajaí. **Sellowia**, v.32, n.32, p. 164-369, 1980.

KLEIN, A. S.; CITADINI-ZANETTE, V.; LOPES, R. P.; SANTOS, R. Mineração: Regeneração natural em área degradada pela mineração de carvão em Santa Catarina, Brasil. **Revista Escola de Minas**, Ouro Preto, v. 62, n. 3, p. 297-304, jul./set. 2009.

LAURANCE, W. F.; PÉREZ-SALICRUP, D.; DELAMONICA, P.; FEARNSIDE, P.; D'ANGELO, S.; JEROZOLINSKI, A.; POHL, L.; LOVEJOY, T. Rain forest fragmentation and the structure of Amazonian liana communities. **Ecology**, n. 82, p. 105-116, jan. 2001.

LONGHI, S. J. **A estrutura de uma floresta natural de Araucaria angustifolia (Bert.) O. Ktze., no Sul do Brasil**. 1980. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1980.

LINDENMAYER, D.B., FRANKLIN, J.F. **Conserving Forest Biodiversity: A Comprehensive Multiscaled Approach**. Island Press, Washington. 351 p. 2002.

LUIZ, J. S. **Caracterização de APPs em três propriedades rurais às margens do Ribeirão Três Bocas, Londrina, Paraná, que passaram por restauração há 04 anos**. 2015. Trabalho de conclusão de curso de graduação (TCC em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina - PR. 2015.

MAÇANEIRO, J. P.; SEUBERT, R. C.; HEILMANN, A.; SCHORN, L. A. Regeneração de uma Floresta Ombrófila Mista no Planalto Catarinense. **Biotemas**, Florianópolis, v. 29, n. 4, p. 31-42, dez. 2016.

MANTOVANI, W. A degradação dos biomas brasileiros. *In*: RIBEIRO, W. C. (Ed.). **Patrimônio ambiental brasileiro**. Editora Universidade de São Paulo, São Paulo, p. 367-439, 2003.

MARTINS, D. A. P. **Restauração de áreas degradadas por exploração mineral no planalto catarinense**. 2017. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages - SC, 2017.

MARTINS, S. E.; POMPEIA, S. L.; ROSSI, L. Síndromes de dispersão de espécies arbóreas da Mata Atlântica de encosta no estado de São Paulo. *In*: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 46., 1995, Ribeirão Preto. **Resumos...** Ribeirão Preto: Sociedade Nacional de Botânica do Brasil, p. 167, 1995.

MAUHS, J. **Fitossociologia e regeneração natural de um fragmento de floresta ombrófila mista exposto a perturbação antrópicas**. 2002. Dissertação (Mestrado no Programa de Pós-Graduação em Biologia) – Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo - RS. 2002.

MELO, A. C. G. *et al.* Guia para monitoramento de reflorestamentos para restauração. **Cadernos da Mata Ciliar, Nº 4 - 2011**, São Paulo: SMA, p. 52-63, 2010.

MEYER, L. *et al.* Fitossociologia do componente arbóreo/arbustivo da Floresta Ombrófila Mista em Santa Catarina. *In*: VIBRANS, A. C.; SEVEGNANI, L.; GASPER, A. L.; LINGNER, D. V. (Ed.) **Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina, vol. III, Floresta Ombrófila Mista**, Blumenau: Edifurb, p. 34-98, 2013.

MEYER, S. T.; SILVA, A. F. da; MARCO JUNIOR, P. de; MEIRA NETO, J. A. A. Composição florística da vegetação arbórea de um trecho de floresta galeria do Parque Estadual do Rola-Moça na região metropolitana de Belo Horizonte, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v.18, n.4, p. 701-709, out./dez. 2004.

MMA - Ministério do Meio Ambiente. **PORTARIA Nº. 443/2014**. Reconhecer como espécies da flora brasileira ameaçadas de extinção aquelas constantes da "Lista Nacional Oficial de Espécies da Flora Ameaçadas de Extinção" - Lista, conforme anexo a presente Portaria, que inclui o grau de risco de extinção de cada espécie, em observância aos arts. 6º e 7º, da Portaria no 43, de 31 de janeiro de 2014.

MONTAGNA, T. *et al.* Situação atual e recomendações para conservação de 13 espécies de alto valor para o uso e conservação no estado de Santa Catarina. In: GASPER, A. L. et al. (eds.) **Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina, Vol. VII, Espécies arbóreas raras de Santa Catarina**, Blumenau: Edifurb, p. 159-241, 2018.

NASCIMENTO, A. R. T.; LONGHI, J. S.; BRENA, D. A. Estrutura e padrões de distribuição espacial de espécies arbóreas em uma amostra de Floresta Ombrófila Mista em Nova Prata, RS. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 11, n. 1, p. 105-119, 2001.

NARVAES, I. S.; BRENA, D. A.; LONGHI, S. J. Estrutura da regeneração natural em Floresta Ombrófila Mista na Floresta Nacional de São Francisco de Paula, RS. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 15, n. 4, p. 331-342, out./dez. 2005.

NARVAES, I. S.; LONGHI, S. J.; BRENA, D. A. Florística e classificação da regeneração natural em Floresta Ombrófila Mista na Floresta Nacional de São Francisco de Paula, RS. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 18, n. 2, p. 233-245, abr./jun. 2008.

NEGRELLE, R. A. B.; SILVA, F. C. Fitossociologia de um trecho de floresta com *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. no município de Caçador – SC. **Boletim de Pesquisa Florestal**, Colombo, n. 24/25, p. 37-54, jan./dez. 1992.

NÓBREGA, A. M. F.; VALERI, S. V.; PAULA, R. C.; SILVA, S. A.; RÊGO, N. H. Uso da fitossociologia na avaliação da efetividade da restauração florestal em uma várzea degradada do rio Mogi Guaçu, SP. **Scientia Forestalis**. Piracicaba, n. 75, p. 51-63, set. 2007.

NUNES, Y.R.F.; MENDONÇA, A. V. R.; BOTEZELLI, L.; MACHADO, E. L. M.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Variações da fisionomia, diversidade e composição de guildas da comunidade arbórea em um fragmento de Floresta Semidecidual em Lavras, MG. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v.17, n.2, p. 213-229, abr./jun. 2003.

OKSANEN, J. *et al.* **Vegan**: community ecology package. 2019. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/index.html>. Acesso em: 24 out. 2019.

OLIVEIRA-FILHO, A.T.; CURI, N.; VIELA, E. A.; CARVALHO, D. A. Effects of canopy gaps, topography, and soils on the distribution of woody species in a central Brazilian deciduous dry forest. **Biotropica**, v. 30, n. 3, p. 362-375, fev. 1998.

OLIVEIRA, Y. M. M.; OLIVEIRA, E. B. Plantações Florestais: Geração de benefícios com baixo impacto ambiental. **Embrapa Florestas**, Colombo, PR, 2017.

ONOFRE, F. F.; ENGEL, V. L.; CASSOLA, H. Regeneração natural de espécies da Mata Atlântica em sub-bosque de *Eucalyptus saligna* Smith. em uma antiga unidade de produção florestal no Parque das Neblinas, Bertioga, SP. **Scientia Forestalis.**, Piracicaba, v. 38, n. 85, p. 39-52, mar. 2010.

PALUDO, G. F.; MANTOVANI, A.; KLAUBERG, C.; REIS, M. S. Estrutura demográfica e padrão espacial de uma população natural de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze (Araucariaceae), na Reserva Genética Florestal de Caçador, Estado de Santa Catarina. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 66, n. 9, p. 1109-1121, nov./dez. 2009.

PALUDO, G. F.; MANTOVANI, A.; REIS, M. S. Regeneração de uma população natural de *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae). **Revista Árvore**, Viçosa, v. 35, n. 5, p. 1107-1119, set./out. 2011.

PALUDO, G. F.; LAUTERJUNG, M. B.; MANTOVANI, A.; REIS, M. S. Inferring population trends Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina 238 of *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae) using a transition matrix model in an old-growth forest. **Journal of Forest Science**, v. 78, n. 2, p. 137-143, mar. 2016.

PATÍÑO-VALERA, F. Genetic resources of *Swietenia* and *Cedrela* in the neotropics. Rome: **United Nations Food and Agriculture Organization**, 58 p., 1997.

PEREIRA, I. M. **Estudo da vegetação remanescente como subsídio para a recomposição de áreas ciliares nas cabeceiras do Rio Grande - Minas Gerais**. 2006. Tese (Doutorado em Manejo Ambiental) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2006.

PIELOU, E. C. Species diversity and pattern diversity in the study of ecological succession. **Journal of Theoretical Biology**, v.10, n.2, p. 370-383, fev. 1966.

PINHEIRO, A. L.; MARAGON, L. C.; PAIVA, G. L. R. M. Características Fenológicas do Cedro (*Cedrela fissilis* Vell.) em Viçosa, Minas Gerais. **Boletim de Pesquisa Florestal**, Colombo, n. 12, p. 21-26, dez. 1990.

PLANO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS DE SANTA CATARINA – PERH/SC. **Caracterização geral das regiões hidrográficas de Santa Catarina/RH4 – Planalto de Lages**. 2017. Disponível em: http://www.aguas.sc.gov.br/jsmaifib_top/DHRI/Plano%20Estadual/etapa_a/PERH_SC_RH4_CERTI-CEV_2017_final.pdf. Acesso em: 06 out. 2019.

RBMA – Reserva da Biosfera da Mata Atlântica. Santa Catarina. **Mapas de abrangência - fase V e fase VI**. 2018. Disponível em: http://www.rbma.org.br/rbma/rbma_fase_vi_06_estados_sc.asp. Acesso em: 07 nov. 2019.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, 2019. Disponível em: <https://www.r-project.org/>. Acesso em: 24 out. 2019.

RECH, C. C. C. *et al.* Avaliação da Restauração Florestal de uma APP Degradada em Santa Catarina. **Floresta e Ambiente**, v. 22, n. 2, p. 194-203, abr./jun. 2015.

REFFATTI, L. **Módulo 5 – Estatística Multivariada – PERMANOVA**. 2019. Disponível em: http://rstudio-pubs-static.s3.amazonaws.com/497041_0705aac93c0a42f2865e122479c931d1.html. Acesso em: 18 mar. 2020.

REIS, A.; TRES D. R.; SCARIOT, E. C. Restauração na Floresta Ombrofila Mista através da sucessão natural. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, n. 55, p. 67-73, jul./dez. 2007.

REZENDE, C. L. *et al.* From hotspot to hopespot: Na opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, p. 208-214, 2018.

RIBAS, R.F.; MEIRA NETO, J. A. A.; SILVA, A. F. da; SOUZA, A. L. de. Composição florística de dois trechos em diferentes etapas gerais de uma Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa, Minas Gerais. **Revista Árvore**, Viçosa, v.27, n.6, p. 821-830, nov./dez. 2003.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; NAVE, A. G.; ATTANASIO, C. M. Atividade de adequação ambiental e restauração florestal do LERF/ESALQ/USP. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, n. 55, p. 7-21, jul./dez. 2007.

RUIZ-JAÉN, M. C.; AIDE, T. M. Vegetation structure, species diversity and ecosystem processes as measures of restoration success. **Forest Ecology and Management**, v. 218, n. 1-3, p. 159-173, out. 2005.

SÃO PAULO. 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. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**. São Paulo, SP, p. 36-37, 2014.

SÃO PAULO. Portaria CBRN 01/2015. Estabelece o Protocolo de Monitoramento de Projetos de Restauração Ecológica. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**. São Paulo, SP, p. 46-46, 2015.

SCHNITZER, S. A.; CARSON, W. P. Treefall gaps and the maintenance of species diversity in a tropical forest. **Ecology**, n. 82, p. 913-919, abr. 2001.

SECCO, R. T.; ACRA, L. A.; CORAIOLA, M. Regeneração natural em área de corte raso de *Pinus taeda* L. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 29, n. 1, jan./mar. 2019.

SEHNEM, A. Ciateáceas. In: Reitz, R. (Ed.). **Flora Ilustrada Catarinense**. Herbário Barbosa Rodrigues, Itajaí, pp. 1-115. 1978.

SER - SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION INTERNATIONAL. **Princípios da SER Internacional sobre a restauração ecológica**. Tucson, 2004. Disponível em: <https://www.ser.org/default.aspx>. Acesso em: 23 set. 2019.

SEUBERT, R. C.; MACANEIRO, J. P.; SCHORN, L. A.; SEBOLD, D. C. Regeneração natural em diferentes períodos de abandono de áreas após extração de *Eucalyptus Grandis* hill ex maiden, em argissolo vermelhoamarelo álico, em Brusque, Santa Catarina. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 27, n. 1, p. 1-19, jan./mar. 2017.

SILVA, A. C.; HIGUCHI, P.; AGUIAR, M. D.; NEGRINI, M.; NETO, J. F.; HESS, A. F. Relações florísticas e fitossociologia de uma Floresta Ombrófila Mista Montana Secundária em Lages, Santa Catarina. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 22, n. 1, p. 193-206, jan./mar. 2012.

SILVA, M. M.; GANADE, G. M. S.; BACKES, A. Regeneração natural em um remanescente de Floresta Ombrófila Mista, na Floresta Nacional de São Francisco de Paula, Rio Grande do Sul, Brasil. **Instituto Achietano de Pesquisa**, São Leopoldo, n. 61, p. 259-278, 2010.

SILVA, S. M.; SILVA, F. C.; VIEIRA, A. O. S.; NAKAJIMA, J. N.; PIMENTA, J. R.; COLLI, S. Composição florística e fitossociologia do componente arbóreo das florestas ciliares da bacia do Rio Tibagi: 2. Várzea do Rio Bitumirim, município de Ipiranga, PR. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 5, n. 1, p. 191-198, 1992.

SILVA, W. R. A importância das interações planta-animal nos processos de restauração. In: KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA, R. E.; MORAES, L. F. D.; ENGEL, V. L.; GANDARA, F. B. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais, p. 77-90. 2003.

SMITH, L. B.; DOWNS, R. J. **Flora Ilustrada Catarinense**. Tipografia e Livraria Blumenauense, Itajaí. 1966.

SOUZA, J.S.; ESPÍRITO-SANTO, F. D. B.; FONTES, M. A. L.; OLEIVEIRA-FILHO, A. T.; BOTEZELLI, L. Análise das variações florísticas e estruturais da comunidade arbórea de um fragmento de floresta semidecídua às margens do rio Capivari, Lavras-MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v.27, n.2, p.185-206, mar./abr. 2003.

STEDILLE, L. I. B.; GOMES, J. P.; COSTA, N. C. F.; VARGAS, O. F.; LUZ, L.; MANTOVANI, A. Passive restoration of Mixed Ombrophilous Forest a decade after forest plantation removal in the south of Brazil. **Floresta**, Curitiba, v. 48, n. 4, p. 523-534, mai. 2018.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo-Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v. 59, n. 2, p. 239-250, mai.1999.

TEKLAY, T. Decomposition and nutrient release from pruning residues of two indigenous agroforestry species during the wet and dry seasons. **Nutrients Cycle in Agroecosystems**, Ithaca, v. 77, p. 115-126, fev. 2007.

TRES, D. R.; REIS, A. Técnicas nucleadoras na restauração de floresta ribeirinha em área de Floresta Ombrófila Mista, Sul do Brasil. **Biotemas**, Florianópolis, v.22, n.4, p. 59-71, dez. 2009.

VALCARCEL, R., VALENTE, F. D. W.; MOROKAWA, M. J.; CUNHA NETO, F. V.; PEREIRA, C. R. Avaliação da biomassa de raízes finas em áreas de empréstimo submetida a diferentes composições de espécies. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 31, n. 5, p. 923-930, set./out. 2007.

VAN DER PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants**. Berlim: Springer-Verlag, 162 p. 1982.

VIANA, V. M.; PINHEIRO, L. A. F. V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série técnica IPEF**, v. 12, n. 32, p. 25-42, dez. 1998.

VIBRANS, A. C.; MCROBERTS, R. E.; MOSER, P.; NICOLETTI, A. L. Using satellite image-based maps and ground inventory data to estimate the area of the remaining Atlantic forest in the Brazilian state of Santa Catarina. **Remote Sensing of Environment**. v. 130, p. 87-95, 2013.

WENDT, S. N. **Genética de populações em *Ilex paraguariensis* St. Hil.** 2005. Tese (Doutorado em Processos Biotecnológicos) – Programa de Pós-Graduação em Processos Biotecnológicos, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

6 CAPÍTULO II – CHUVA DE SEMENTES E APORTE DE SERAPILHEIRA COMO INDICADORES ECOLÓGICOS EM ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL NA FLORESTA OMBRÓFILA MISTA EM SANTA CATARINA

RESUMO

A avaliação e o monitoramento são etapas essenciais de todo processo de restauração florestal, os quais necessitam de indicadores ecológicos que avaliam a reconstrução dos processos ecológicos mantenedores da dinâmica florestal. Neste sentido, o objetivo deste estudo foi verificar se o método da chuva de sementes e o aporte de serapilheira podem ser indicadores ecológicos pertinentes na avaliação do processo de restauração florestal em áreas de preservação permanente em diferentes idades pós-colheita de *Pinus* spp. em Floresta Ombrófila Mista, Santa Catarina. A área de estudo está localizada em uma propriedade ($\cong 3.156,65$ ha) utilizada com silvicultura. No local encontram-se diferentes idades no processo de restauração (4, 9, 10, 11 e 12 anos). Foram instalados 25 coletores de 0,5 m x 0,5 m (0,25m²). O material foi coletado mensalmente, durante um ano. Para chuva de sementes foram calculados valores de densidade (absoluta e relativa), frequência relativa, índice de riqueza de Margalef, equabilidade de Pielou e índice de diversidade de Shannon. A similaridade florística da chuva de sementes foi verificada pelo método de Bray-Curtis. Foram calculados o aporte mensal e anual de serapilheira (kg⁻¹.ha⁻¹), subdivido em frações e relacionados com as variáveis meteorológicas pelo Teste de Correlação de Pearson ($p<0,05$). A densidade média da chuva de sementes e o aporte médio anual de serapilheira foram submetidos a ANOVA ($p<0,05$). A eficiência destes indicadores foi definida por meio de uma classificação baseado em aspectos e descritores. Tanto a chuva de sementes como o aporte de serapilheira não apresentaram diferenças significativas entre as idades. O total de sementes amostradas foi de 2.140, distribuídas em 29 espécies. A família Asteraceae foi a mais representativa (15 espécies), contribuindo para maior representatividade da síndrome de dispersão anemocórica (86,48%). O índice de Margalef foi maior na idade 12, e os demais na idade 4. As idades apresentam dissimilaridade florística, formando três grupos que não foram estatisticamente diferentes entre si. O aporte médio foi de 2.663,98 kg.ha⁻¹.ano⁻¹, apresentando correlação positiva com a temperatura média mensal. Os resultados obtidos indicam que a chuva de sementes e o aporte de serapilheira são indicadores ecológicos eficientes para identificar o nível de restabelecimento

de áreas antropizadas e diferenciar as condições do ecossistema, sendo pertinentes para avaliação do processo de restauração florestal.

Palavras-chave: Propágulos, Síndrome de Dispersão, Restauração Passiva

ABSTRACT

Evaluation and monitoring are essential stages of the entire forest restoration process, which require ecological indicators that assess the reconstruction of ecological processes that maintain forest dynamics. In this sense, the objective of this study was to verify whether the seed rain method and litter-fall can be relevant ecological indicators in the evaluation of the forest restoration process in permanent preservation areas at different postharvest ages of *Pinus* spp. in Mixed Ombrophilous Forest, Santa Catarina. The study area is located in a property (\cong 3.156,65 ha), used with forestry. Different ages are found in the restoration process (4, 9, 10, 11 and 12 years). 25 collectors were installed as 0,5m x 0,5m (0,25m²). The material was collected monthly for one year. For seed rain, values of density (absolute and relative), relative frequency, Margalef richness index, Pielou equability and Shannon diversity index were calculated. The floristic similarity of seed rain was verified by the Bray-Curtis method. The monthly and annual litter-fall (kg⁻¹.ha⁻¹), subdivided into fractions and related to meteorological variables by Pearson Correlation Test ($p < 0,05$) was calculated. The average density of seed rain and the average annual litter-fall were submitted to ANOVA ($p < 0,05$). The efficiency of these indicators was defined by means of a classification based on aspects and descriptors. Both seed rain and litter-fall did not show significant differences between ages. The total number of seeds sampled was 2,140, distributed in 29 species. The Family Asteraceae was the most representative (15 species), contributing to greater representativeness of anemococcal dispersion syndrome (86,48%). The Margalef index was higher at age 12, and the other at age 4. Ages present floristic dissimilarity, forming three groups that were not statistically different from each other. The average contribution was 2.663,98 kg.ha⁻¹.year⁻¹, with a positive correlation with the monthly average temperature. The results obtained indicate that seed rain and litter-fall are efficient ecological indicators to identify the level of restoration of anthropized areas and differentiate ecosystem conditions, being relevant for evaluation of the forest restoration process.

Key-words: Propagules, Dispersal Syndrome, Passive Restoration

6.1 INTRODUÇÃO

A Floresta Ombrófila Mista (FOM), também conhecida como Floresta com Araucária, é uma unidade fitoecológica pertencente ao domínio Mata Atlântica que teve elevada exploração antrópica. Atualmente, Santa Catarina é o estado que possui a maior cobertura florestal desta unidade fitoecológica, entretanto, cobre menos de 25% da sua área original (LEITE; KLEIN, 1990; VIBRANS *et al.*, 2013), o que relata o elevado grau de alteração de sua cobertura original. Toda essa alteração é resultado da intensa exploração madeireira, juntamente com a conversão das áreas florestais em áreas de agricultura, pecuária, plantios homogêneos com espécies exóticas e ampliação das zonas urbanas (NASCIMENTO; LONGHI; BRENA, 2001; SAMPAIO; GUARINO, 2007; VIBRANS *et al.*, 2011; MARTINS *et al.*, 2017).

Diante deste cenário, as Áreas de Preservação Permanente (APP), são os ecossistemas mais degradados e/ou perturbados entre os ambientes florestais, principalmente, por estarem em locais estratégicos para ocupação humana (ALVARENGA; BOTELHO; PEREIRA, 2006). Estes ecossistemas florestais desempenham funções ambientais e sociais de extrema importância, pois abrigam grande diversidade da fauna e flora, contribuindo para a conservação de espécies, manutenção do fluxo gênico, da qualidade de água, dos processos evolutivos, estabilidade do solo e proporcionando bem-estar à população (AVILA *et al.*, 2013), sendo essencial a realização de estudos sobre a avaliação de técnicas de restauração visando a recuperação destes locais.

A condução da regeneração natural em ecossistemas florestais vem se tornando uma das técnicas mais promissoras para restaurar áreas degradadas, não somente por ser economicamente viável e, sim, por conter um banco de sementes com uma grande densidade de indivíduos e riqueza de espécies que auxiliam no reestabelecimento da vegetação local (GUIMARÃES *et al.*, 2014). Entretanto, no processo de restauração florestal, independentemente do método utilizado, é indispensável a execução de monitoramentos periódicos para avaliação de indicadores ecológicos que provem o desenvolvimento do processo de restauração. Possibilitando, com esses resultados, avaliar se a evolução do processo de restauração está sendo eficiente e seguindo a trajetória planejada ou se necessita de readequações (KAUANO *et al.*, 2013).

Dentre os potenciais indicadores, que podem ser utilizados para monitorar o processo de restauração florestal, destaca-se o aporte de serapilheira e a chuva de sementes. O aporte de serapilheira é formado pela deposição de folhas, galhos, material reprodutivo e carcaças de animais (RODRIGUES; MARTINS; LEITE, 2010). Este indicador contribui para a formação

e manutenção da fertilidade dos solos por meio do seu processo de decomposição, o qual contribui positivamente para acelerar o desenvolvimento do ecossistema. Além disso, a camada de serapilheira em ambientes em início de restauração florestal impede ou minimiza os processos erosivos (QUESADA *et al.*, 2011; MACHADO *et al.*, 2015; LONDE; SOUSA; KOZOVITS, 2016; VILLA *et al.*, 2016).

Já a chuva de sementes, por sua vez, é representada pelas sementes que chegam ao solo por meio das diferentes formas de dispersão. Elas podem chegar da própria área, mantendo assim a diversidade local, ou de fragmentos próximos e áreas mais afastadas, possibilitando o aumento da riqueza de espécies e a variabilidade genética das populações, sendo avaliada em função da quantidade de sementes que chegam a uma área específica em um determinado período de tempo (CAMPOS *et al.*, 2009; SCCOTI *et al.*, 2016).

Nesse contexto, a chuva de sementes representa um dos componentes mais importantes na dinâmica, recomposição e estrutura da floresta, visto que viabiliza o ingresso e o estabelecimento de novos indivíduos, juntamente com o aporte de serapilheira que auxilia na proteção e manutenção dos solos e ciclagem de nutrientes, demonstrando a capacidade produtiva de uma floresta ao atuar na relação dos nutrientes disponíveis com as necessidades nutricionais de cada espécie (FIGUEIREDO-FILHO *et al.*, 2003; SCCOTI *et al.*, 2011; GONÇALVES, 2012; AVILA *et al.*, 2013). Portanto, verifica-se a importância de estudos que possibilitam informações sobre a regeneração em remanescentes florestais e como estas áreas irão responder a determinadas alterações ambientais.

O objetivo deste estudo foi verificar se o método da chuva de sementes e o aporte de serapilheira podem ser indicadores ecológicos pertinentes na avaliação do processo de Restauração Florestal em Áreas de Preservação Permanente em diferentes idades pós-colheita de *Pinus* spp. em Floresta Ombrófila Mista, Santa Catarina.

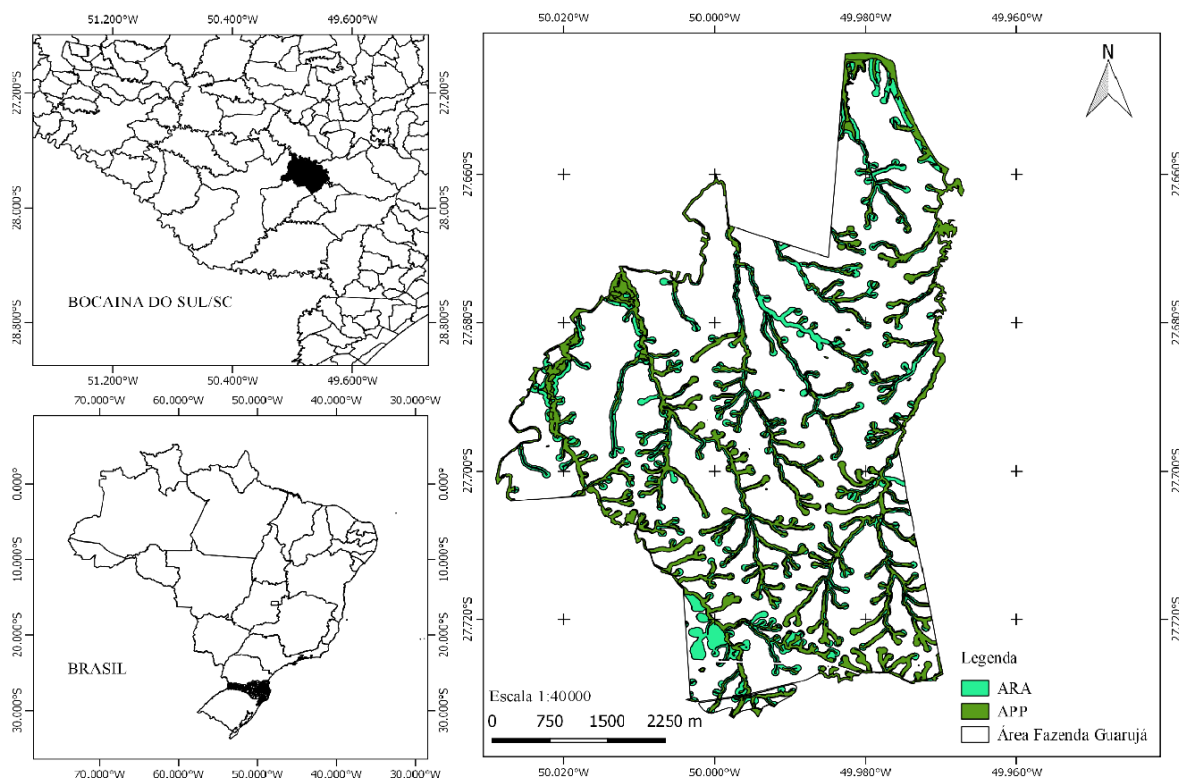
As hipóteses do presente estudo foram: i) Indiferente da idade pós-colheita e abandono de áreas de preservação permanente (APP's), previamente cultivadas com *Pinus* spp., ocorre alta diversidade da dispersão dos propágulos e acúmulo de serapilheira; ii) A chuva de sementes e o aporte de serapilheira são indicadores ecológicos capazes de identificar o nível de restabelecimento de áreas antropizadas.

6.2 MATERIAL E MÉTODOS

6.2.1 Caracterização da área de estudo

O estudo foi realizado na fazenda Guarujá (3.156,65 hectares), propriedade da empresa Klabin S.A., localizada no município de Bocaina do Sul - SC. Na área 912,14 hectares são designados as Áreas de Preservação Permanente (APP's) e, incluindo Áreas de Recuperação Ambiental (ARA), com aproximadamente 338,3 hectares (Figura 17).

Figura 17 - Mapa de localização das áreas em estudo, delimitando as Áreas de Preservação Permanente (APP) e as Áreas de Recuperação Ambiental (ARA), no município de Bocaina do Sul - SC.



Fonte: Elaborada pelo autor (2020).

A fazenda está inserida na região hidrográfica de maior extensão territorial do estado catarinense, denominada Região Hidrográfica do Planalto de Lages (RH4) (PERH/SC, 2017) e na fitofisionomia Floresta Ombrófila Mista (FOM) (VIBRANS *et al.*, 2013). De acordo com Alvares *et al.* (2013), o clima é caracterizado como mesotérmico úmido (Cfb), com verões frescos e sem uma estação seca definida. A altitude do local é de aproximadamente 860 metros

e os solos mais comumente encontrados são: Cambissolo Húmico e Terra Bruna Estruturada (EMBRAPA, 2004).

O estudo foi realizado em APP's, estritamente em áreas de recuperação ambiental relacionadas aos rios e nascentes. Estas áreas eram ocupadas anteriormente por plantio comercial do gênero *Pinus*, pois foram implantados seguindo as delimitações do Código Florestal de 1965 (Lei Nº 4.771/65), que em seu artigo segundo considerava APP's de 5 metros para os rios de menos de 10 metros de largura (BRASIL, 1965). Atualmente, com as alterações efetivadas no Código Florestal por meio da Lei Nº 7.803/89, em que a faixa de cobertura vegetal passou para uma largura mínima de 30 metros considerando os cursos d'água menores de 10 metros de largura (BRASIL, 1989), é necessária introdução de mais 25 metros de mata ciliar tanto por produtores rurais como pelas empresas do setor florestal para atender a alteração de distância mínima ao redor dos rios.

Buscando adequar as áreas com a legislação ambiental atual, há cerca de doze anos (2007), considerando o ano de início das coletas (2019), a fazenda Guarujá passou sua primeira intervenção, na qual foram retirados os indivíduos de *Pinus* spp. dos talhões que concluíram seu ciclo de corte, posteriormente, ocorreram mais quatro intervenções em talhões diferenciados respeitando a idade de corte da empresa: há onze anos (2008), dez anos (2009), nove anos (2010) e quatro anos (2015). Dessa maneira, foi eliminado o fator de degradação de todas as áreas da fazenda e as APP's isoladas para a recuperação por meio da restauração passiva. Porém, após o isolamento das áreas não se obteve nenhuma avaliação ou monitoramento científico destas, sendo assim, desconhecida a situação atual do processo e do nível de restauração.

6.2.2 Coleta de dados

Para melhor caracterização e representatividade da área total, os coletores foram alocados no centro de 25 unidades amostrais, das 38 já existentes na área, demarcadas para avaliação dos indicadores ecológicos propostos pela Resolução SMA 32/2014 do estado de São Paulo em áreas em processo de regeneração natural, considerando o nível de inclusão de indivíduos com menor que 15 cm de CAP ou inexistente (Circunferência à Altura do Peito medida a 1,30 acima do solo) e altura igual ou maior que 50 cm. Essas 25 unidades amostrais representam as cinco idades em processo de regeneração que se encontram na área levando em consideração o ano de início das coletas (Tabela 10), além disso, estas foram alocadas

permanentemente com área fixa de 100 m², sendo 25 metros de comprimento e 4 metros de largura (SÃO PAULO, 2015).

Tabela 10 - Quantidade de coletores e tamanho da área (ha) em cada uma das idades no processo de restauração em Áreas de Preservação Permanente na fazenda Guarujá, Bocaina do Sul - SC.

Idade (anos)	Nº de Coletores Amostrados	Área (ha)
4	5	102,5
9	5	17,3
10	6	105,8
11	4	84,8
12	5	27,9

Fonte: Elaborada pelo autor (2020).

6.2.2.1 Chuva de sementes e aporte de serapilheira

Para amostragem da chuva de sementes e do aporte de serapilheira foram distribuídos, no centro de cada unidade amostral permanente, um coletor feito de madeira, medindo 50 cm x 50 cm (0,25 m²), com rede de nylon ao fundo (malha de 2 mm), com altura de 1 m em relação ao chão (Figura 18 A e B). A chuva de sementes e o aporte de serapilheira foram coletados durante o período de 12 meses, compreendido entre julho do ano de 2019 e junho do ano de 2020, sendo a coleta realizada mensalmente (CADALTO *et al.*, 1996; BATTILANI, 2010).

Após coleta, em laboratório, o material foi submetido a secagem em estufa a 65 °C, de acordo com metodologia proposta por Fernandes *et al.* (2006). Posteriormente, os diásporos (frutos e sementes) foram separados do material inerte (galhos, folhas, insetos e excrementos) (Figura 19). Os frutos foram abertos para a retirada e contagem das sementes. Por fim, as sementes foram identificadas em níveis taxonômicos de espécie, gênero e de família quando possível, a partir de comparações com as coletas realizadas nas áreas (indivíduos identificados), observação por especialistas e literatura especializada e ilustrada (LEGRAND; KLEIN, 1970; CABRERA; KLEIN, 1980; CABRERA; KLEIN, 1989; BARROSO *et al.*, 1999; BARROSO; BUENO, 2002).

Figura 18 - Coleta da chuva de sementes e do aporte de serapilheira. A) Disposição do coletor no centro da unidade amostral; B) Coletor de madeira (50 cm x 50 cm) com rede de nylon ao fundo (2 mm de espessura) e altura de 1 m em relação ao chão.



Fonte: Elaborada pelo autor (2020).

Figura 19 - Demonstração da separação dos materiais inertes e das sementes coletadas mensalmente.



Fonte: Elaborada pelo autor (2020).

As sementes identificadas foram classificadas em família de acordo com o sistema APG - ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP IV (APG, 2016) e, também, quanto aos grupos ecológicos com base em revisões de trabalhos abrangendo florestas do bioma Mata Atlântica que empregam o uso da classificação de Budowski (1965): pioneira (P), secundária inicial (Si), secundária tardia (St) e clímax (C). Além disso, foram caracterizadas quanto as síndromes de dispersão e a forma de vida. A determinação das síndromes de dispersão foi embasada na classificação de Van Der Pijl (1982): zoocórica (Zoo), anemocórica (Ane) ou autocórica (Aut). A forma de vida (árvore (A), arvoreta (Arv), arbusto (Arb), subarbusto (S-A)) foi estabelecida pela categorização da Flora do Brasil 2020 (FLORA DO BRASIL, 2020) e pelo inventário florístico de Santa Catarina (MEYER *et al.*, 2013).

Paralelamente à chuva de sementes, foi realizada a separação e organização do aporte de serapilheira. Para tal, o material inerte foi submetido à secagem em estufa, igualmente as sementes, a uma temperatura de 65 °C até o material atingir peso constante. Após a secagem, o material foi separado em frações (galhos > 2 mm diâmetro, flores, inflorescências, casca e outros fragmentos < 2 mm de diâmetro não identificáveis) conforme adaptação da metodologia de Fernandes *et al.* (2006) e pesado em balança analítica para a realização do cálculo do aporte em kg.ha⁻¹.ano⁻¹.

6.2.3 Análise e Processamento da Chuva de sementes

Para a caracterização da chuva de sementes, foram empregados parâmetros fitossociológicos, como a densidade (absoluta e relativa) e a frequência relativa para cada espécie e para cada idade no processo de regeneração.

De acordo com Felfili e Rezende (2003), a densidade expressa o número total de indivíduos de uma determinada espécie por unidade de área. A densidade em sua forma absoluta, equação 5, considera o número total de indivíduos (n_i) amostrados de cada espécie em uma dada área. Enquanto a densidade relativa, equação 6, consiste em uma relação entre o número de indivíduos de uma espécie e o número de indivíduos de todas as espécies, sendo seu resultado expresso em porcentagem.

$$DA_i = \frac{n_i}{A} \quad (5)$$

$$DR_i = \left(\frac{n_i}{N} \right) * 100 \quad (6)$$

Em que, n_i : número total de indivíduos de uma determinada espécie; A: área amostrada em hectares (ha); N: número total de indivíduos amostrados de todas as espécies.

A frequência é um parâmetro expresso em porcentagem que caracteriza a ocorrência de uma determinada espécie dentro das unidades amostrais, indicando o grau de uniformidade de distribuição da vegetação. A frequência relativa, equação 8, é a relação entre a frequência absoluta, equação 7, de uma espécie com a soma das frequências absolutas de todas as espécies (FELFILI; REZENDE, 2003).

$$FAi = \left(\frac{Ui}{Ut} \right) * 100 \quad (7)$$

$$FRi = \left(\frac{FAi}{\sum FAi} \right) * 100 \quad (8)$$

Em que, U_i : número de unidades amostrais com presença de espécies; U_t : número total de unidades amostrais amostradas; $\sum FA_i$: soma de todas as frequências absolutas.

Consecutivo à determinação dos parâmetros fitossociológicos, foi realizada uma análise da densidade média da chuva de sementes entre as idades em processo de restauração amostradas. Foram aplicados os testes de Shapiro-Wilk e Bartlett, para verificar às pressuposições de normalidade da distribuição de erros e homogeneidade de variância, respectivamente, seguidos da análise de variância (ANOVA) ($p < 0,05$). Como o pressuposto normalidade não foi atendido pelos dados de densidade, procedeu-se a transformação logarítmica.

As presenças das síndromes de dispersão foram analisadas em função das estações do ano. Como o local em estudo não apresenta uma estação seca bem definida, por meio dos dados fornecidos pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2020), foi possível determinar que os meses mais secos do ano ocorrem de abril a setembro (inverno e outono) e os meses mais chuvosos e úmidos nos meses de outubro a março (primavera e verão).

Também foi realizada a análise da chuva de sementes por meio do número de sementes, número de espécies, índice de riqueza específica de Margalef, equabilidade de Pielou e índice de diversidade de Shannon. O índice de Margalef (d), é considerado como um índice de riqueza específica pois, assume uma relação direta entre o número de espécies e o número de indivíduos amostrados (MORENO, 2001; MAGURRAN, 2013). O índice de equabilidade de Pielou (J')

representa a uniformidade da distribuição dos indivíduos entre as espécies existentes, onde seu valor apresenta uma amplitude de 0 (uniformidade mínima) a 1 (uniformidade máxima) e, o índice de diversidade Shannon (H') expressa riqueza e uniformidade, considerando pesos iguais entre as espécies raras e abundantes, quanto maior seu valor, maior será a diversidade (BROWER; ZAR, 1984; MAGURRAN, 1988; PIELOU, 1966).

Para avaliar a similaridade florística da chuva de sementes entre as idades do processo de restauração foi utilizado o método de Bray-Curtis (OKSANEN, *et al.* 2019), no qual foi gerada uma matriz de similaridade, sendo o método de ligação AVERAGE - Algoritmo de ligação utilizado para a construção do dendrograma. Além disso, foi realizado um teste de permutação de uma matriz de distância envolvendo uma variável categórica (PERMANOVA), com objetivo de dar vigor estatístico aos agrupamentos (REFFATTI, 2019). As análises dos dados foram todas realizadas no programa estatístico R Studio (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2019), com uso da biblioteca Vegan (OKSANEN *et al.*, 2019).

6.2.4 Análise e Processamento do Aporte de Serapilheira

A quantificação do aporte de serapilheira foi realizada por meio da equação 9, proposta por Lopes, Domingos e Struffaldi-de Vuono (2002).

$$PAS = \frac{(\sum PS * 10.000)}{Ac} \quad (9)$$

Em que, PAS: Produção média anual de serapilheira ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$); PS: Produção média mensal de serapilheira ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{mês}^{-1}$); Ac: Área do coletor (m^2).

Posteriormente, foi realizada uma análise entre o aporte de serapilheira médio anual e as idades em processo de restauração amostradas. Foram aplicados os testes de Shapiro-Wilk e Bartlett, para verificar às pressuposições de normalidade da distribuição de erros e homogeneidade de variância, respectivamente, seguidos da análise de variância (ANOVA) ($p < 0,05$). Além disso, estes dados foram subdivididos em suas frações, determinando suas respectivas quantidades em porcentagem para cada idade em processo de restauração.

Também foi comparada a médio mensal do aporte de fração folhas e galhos em relação as variáveis meteorológicas, precipitação pluviométrica e temperatura média mensal. Por fim, realizou-se o Teste de Correlação de Pearson (r) ($p < 0,05$) para verificar a influência das

condições meteorológicas (precipitação pluviométrica, temperatura média mensal e velocidade do vento) na produção total mensal do aporte de serapilheira. Para a interpretação dos resultados, foi seguida a classificação de Dancey e Reidy (2006): $r = 0,10$ até $0,30$ (fraco); $r = 0,40$ até $0,60$ (moderado); $r = 0,70$ até 1 (forte). Os dados meteorológicos utilizados foram fornecidos pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2020), como já citado anteriormente, tendo como referência a cidade de Lages, Santa Catarina, a qual está localizada a uma distância aproximada de 38 km da área de estudo.

6.2.5 Avaliação da eficiência da chuva de sementes e do aporte de serapilheira como indicador ecológico

A avaliação do potencial da chuva de sementes e do aporte de serapilheira como indicador ecológico foi a partir das características principais de um indicador ecológico, de acordo com SEGIP (1995) e Metzger e Casatti (2006), e adaptadas por Scoriza (2009), que utilizou o método para analisar o estado de conservação de fragmentos florestais. Para avaliar esses aspectos e descritores propostos neste modelo, utilizou-se a escala Likert de cinco níveis, do menos eficiente (1) ao mais eficiente (5), cujo o valor máximo é de 35 (Quadro 2).

Para a classificação dos indicadores avaliados foi utilizada a classificação de Sousa (2015) que emprega três intervalos de eficiência ecológica dos indicadores (Tabela 11), com base nas avaliações dos aspectos e descritores dos autores já citados.

Quadro 2 - Aspectos e descritores atribuídos aos indicadores ecológicos para determinar sua eficiência em avaliar o estado de uma área e monitorar tendências.

Aspectos	Descritores	Crítérios/Ponderação
Sensibilidade	Capaz de detectar alterações no ambiente e diferenças entre eles.	Qual a capacidade de ser afetado/influenciado pelo ambiente (análise ponderada do resultado)?
Resultabilidade	Produz resultados mensuráveis.	Qual a facilidade e confiabilidade (precisão na mensuração)?
Custo	Baixo custo de implantação.	Qual o custo relativo de implantação (ponderação homem/tempo)?
Compreensão e interpretação	Capaz de ser compreendido e interpretado com facilidade.	Qual a facilidade de ser compreendido/interpretado pelo agricultor/homem do campo
Previsibilidade ou tendência	Indicam claramente tendências em resposta a alterações no ambiente ao longo do tempo, permitindo a avaliação e monitoramento.	Indicam tendências ou permitem fazer previsões ao longo do tempo (resultado avaliado e monitorado ao longo do tempo/análise ponderada)?
Escala	Apresentam valores e parâmetros claros que podem ser aplicados como referência para avaliar o estado de cada área e suas alterações.	Qual a capacidade dos valores e parâmetros do indicador de serem usados como referência para outras áreas?
Síntese	Permite a formulação de critérios que reúnem vários atributos do ecossistema ou área, possibilitando uma análise única de várias características ou estados das áreas em foco.	Qual a capacidade do indicador de reunir e expressar os atributos/características do ecossistema/fragmento do entorno da área?

Fonte: Elaborada por SEGIP (1995); Merzger e Casatti (2006); Scoriza (2009).

Tabela 11 - Classificação do indicador ecológico por meio de três intervalos de eficiência ecológica.

Intervalo de Eficiência Ecológica do Indicador	Nível
01 - 20	Baixo
21 - 27	Razoável
28 - 35	Excelente

Fonte: Elaborada por Sousa (2015).

6.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.3.1 Chuva de Sementes

Na composição florística da chuva de sementes em todas as idades em processo de restauração, foram contabilizadas 2.140 sementes (343 sementes.m⁻²), pertencentes a 29

espécies, 15 gêneros e 10 famílias. Entre essas, 14 tiveram classificação completa, três em nível de gênero, cinco em nível de tribo e quatro ao nível de família, não se obtendo identificação para três, assim, denominando-as de morfoespécies (Tabela 12). Quanto a classificação botânica das espécies amostradas, uma pertence à Gimnosperma (Pinaceae) e as demais Angiospermas.

Tabela 12 - Espécies de sementes amostradas com seu (s) respectivo (s) número (s) de semente (s) (NS), Densidade absoluta (DA), Densidade relativa (DR) e Frequência relativa (FR), ao longo de 12 meses, em Áreas de Preservação Permanente em processo de restauração na fazenda Guarujá, Bocaina do Sul - SC.

(continua)					
FAMÍLIA/ESPÉCIES	NOME POPULAR	NS	DA	DR	FR
ASTERACEAE					
Asteraceae 1	*	70	11,2	3,27	6,73
Asteraceae 2	*	3	0,48	0,14	0,96
Asteraceae 3	*	26	4,16	1,21	0,96
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	Vassourinha	369	59,04	17,23	2,88
<i>Chromolaena laevigata</i> (Lam.) R.M.King & H.Rob.	Assa-peixe	82	13,12	3,83	12,50
<i>Chrysolaena platensis</i> (Spreng.) H.Rob.	Assa-peixe	1	0,16	0,05	0,96
Eupatorieae 1	*	18	2,88	0,84	0,96
Eupatorieae 2	*	10	1,6	0,47	0,96
<i>Grazielia intermedia</i> (DC.) R.M.King & H.Rob.	Vassoura	78	12,48	3,64	5,77
<i>Piptocarpha angustifolia</i> Dusén ex Malme	Vassourão-branco	888	142,08	41,48	6,73
<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H.Rob.	Vassourão-branco	104	16,64	4,86	2,88
<i>Vernonanthura westiniana</i> (Less.) H.Rob.	Assa-peixe-roxo	2	0,32	0,09	0,96
Vernonieae 1	*	69	11,04	3,22	6,73
Vernonieae 2	*	62	9,92	2,90	9,62
Vernonieae 3	*	15	2,4	0,70	4,81
FABACEAE					
<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	Bracatinga	142	22,72	6,64	10,58
LAURACEAE					
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	Canela-sebo	1	0,16	0,05	0,96
PINACEAE					
<i>Pinus</i> spp.	Pinus	14	2,24	0,65	8,65
POACEAE					
<i>Saccharum angustifolium</i> (Nees) Trin.	Cará	48	7,68	2,24	1,92
PRIMULACEAE					
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	Capororoca	6	0,96	0,28	1,92

NS: Número de sementes contadas; DA: Densidade Absoluta (semente.m⁻²); DR: Densidade Relativa (%); FR: Frequência Relativa (%).

Fonte: Elaborada pelo autor (2020).

Tabela 12 - Espécies de sementes amostradas com seu (s) respectivo (s) número (s) de semente (s) (NS), Densidade absoluta (DA), Densidade relativa (DR) e Frequência relativa (FR), ao longo de 12 meses, em Áreas de Preservação Permanente em processo de restauração na fazenda Guarujá, Bocaina do Sul - SC

(conclusão)					
FAMÍLIA/ESPÉCIES	NOME POPULAR	NS	DA	DR	FR
RHAMNACEAE					
<i>Rhamnus sphaerosperma</i> Sw.	Fruto-de-pombo	4	0,64	0,19	0,96
RUTACEAE					
cf. <i>Zanthoxylum</i>	*	1	0,16	0,05	0,96
SOLANACEAE					
Solanaceae 1	*	2	0,32	0,09	0,96
<i>Solanum sanctae-catharinae</i> Dunal	Joá-manso	94	15,04	4,39	2,88
<i>Solanum variabile</i> Mart.	Jurubeba-velame	1	0,16	0,05	0,96
SYMPLOCACEAE					
<i>Symplocos</i> sp.	*	1	0,16	0,05	0,96
NÃO IDENTIFICADAS					
Morfotipo 1	*	20	3,20	0,93	1,92
Morfotipo 2	*	1	0,16	0,05	0,96
Morfotipo 3	*	8	1,28	0,37	0,96

NS: Número de sementes contadas; DA: Densidade Absoluta (semente.m⁻²); DR: Densidade Relativa (%); FR: Frequência Relativa (%).

Fonte: Elaborada pelo autor (2020).

As famílias com maior representatividade foram a Asteraceae com 15 espécies e Solanaceae com três espécies. Tres *et al.* (2007), em seu estudo de análise de chuva de sementes em uma área de mata ciliar de Floresta Ombrófila Mista ocupada anteriormente por *Pinus taeda* L., na região norte do estado de Santa Catarina, encontraram também a família Asteraceae como a mais representativa, apresentando 15 espécies, considerando qualquer forma de vida. Porém, os estudos com chuva de sementes na Floresta Ombrófila Mista, geralmente, são realizados em fragmentos de vegetação natural, com predomínio de Araucária no estrato superior, resultando na predominância das famílias Fabaceae, Lauraceae, Myrtaceae e Sapindaceae (LONGHI *et al.*, 1996; ALIVA *et al.*, 2013; ZANIN; SANTOLIN; CAPELLESSO, 2015).

Além de ser uma família representativa, Asteraceae foi a família com maior densidade de sementes nas áreas em estudo, sendo responsável por aproximadamente 288 sementes/m⁻², representando 84,0% da densidade total (Tabela 12). A alta densidade, assim como a maior frequência relativa desta família, está relacionada principalmente à abundância de sementes de *Piptocarpha angustifolia* e *Baccharis dracunculifolia*, correspondendo a 41,48% e 17,23% do total da densidade encontrada (aproximadamente 142 e 59 sementes.m⁻²), respectivamente,

conforme os resultados descritos na Tabela 12. Segundo Lorenzi (1992), a espécie *P. angustifolia* é uma espécie arbórea, pioneira, que produz anualmente elevada quantidade de sementes que são facilmente disseminadas pelo vento, e, são essas características que facilitam a sua dispersão.

Mimosa scabrella, popularmente conhecida como Bracatinga, foi a terceira espécie com maior densidade de sementes, por volta de 23 sementes/m² (Tabela 12). Esta espécie também se destacou em relação a frequência relativa, com 10,58%, como observado novamente na Tabela 12. Esta representação pode ser explicada especialmente pela alta presença de indivíduos adultos desta espécie dentro das unidades amostrais, favorecendo a chegada dos propágulos nos coletores.

Estudos sobre a densidade absoluta da chuva de sementes têm apresentado uma variação de sementes depositadas em áreas pertencentes a Mata Atlântica no Brasil, entre 125 a 10.619 sementes.m² (RODRIGUES *et al.*, 2010; SCCOTI *et al.*, 2011; AVILA *et al.*, 2013; PIETRO-SOUZA; SILVA; CAMPOS, 2014; PIÑA-RODRIGUES; AOKI, 2014; BRAGA; BORGES; MARTINS, 2015; SILVA *et al.*, 2018). Essa elevada variação existentes entre os inúmeros fragmentos florestais, pode ser explicada pelas espécies presentes e dominantes na área, a idade do processo de restauração, bem como o estágio de sucessão de cada área, a metodologia aplicada, juntamente com o período de avaliação de cada estudo, além da proximidade de espécies dos coletores ou sobre eles, a quantidade de produção de frutos e sementes de cada espécie, síndrome de dispersão e seus agentes dispersores, fatores climáticos e outros fatores que influenciam de alguma forma nesse processo (ARAÚJO *et al.*, 2004).

Considerando as diferentes idades em processo de restauração, foi possível verificar uma alta variação entre as mesmas e suas densidades. A idade 11 apresentou o maior valor de densidade absoluta total, sendo aproximadamente 142 sementes.m². A idade que apresentou menor densidade absoluta total foi a idade 9, com apenas 9 sementes.m². Essa elevada variação consequentemente também ocorreu nas densidades médias (Tabela 13), porém, quando submetidas a ANOVA ($p < 0,05$), não apresentaram diferença estatística significativa, principalmente pelo fato de consistir de uma chuva de sementes autóctone, ou seja, todas as espécies coletadas são de espécies encontradas nas áreas em estudo.

Tabela 13 - Densidade média da chuva de sementes em suas respectivas idades em processo de restauração em Áreas de Preservação Permanente na fazenda Guarujá, Bocaina do Sul - SC.

Idade (anos)	Densidade média (sementes.m ⁻²)
4	16
9	2
10	2
11	36
12	20

Fonte: Elaborada pelo autor (2020).

As maiores médias de densidade absoluta da chuva de sementes nas idades 11 e 12, podem ser explicadas pela presença das espécies *P. angustifolia* e *B. dracunculifolia*, as quais foram as mais abundantes em densidade de sementes nas áreas em processo de restauração. Além disso, a paisagem do entorno das áreas tem influência direta na chegada de sementes. As áreas de recuperação ambiental, encontram-se entre os plantios comerciais de *Pinus* spp. de diferentes idades e as áreas de preservação permanente, porém, adjacentes à área experimental ocorrem fragmentos de vegetação nativa em uma distância média geral de, aproximadamente, 200 metros.

A presença de fragmentos de vegetação nativa próximos as áreas em processo de restauração favorecem, mas não obrigatoriamente acarretam na chegada e recrutamento de propágulos (PACHÊCO, 2014). Fator que provavelmente ocorre nestes locais, entretanto, é necessário realizar um estudo de referência nestes fragmentos, a fim de verificar se as espécies que apresentaram propágulos também estão presentes nestas vegetações nativas. Uma vez que, a associação das sementes autóctones e alóctones são fundamentais na regeneração natural e tornam a chuva de sementes como um direcionador sucessional na comunidade, pois, as autóctones asseguram a composição florística, enquanto as sementes alóctones permitem o aumento da variabilidade genética ao introduzir novas espécies e criam uma heterogeneidade florística (VAN DER PIJL, 1982; ARAUJO *et al.*, 2004; CAMPOS *et al.*, 2009; BARBOSA *et al.*, 2012; ALMEIDA-JUNIOR; BARBOSA, 2015).

Em relação a frequência relativa, a espécie *Chromolaena laevigata*, foi a mais representativa, com 12,50% (Tabela 12). As sementes desta espécie foram amostradas em 13 coletores dos 25 instalados nas áreas em estudo, além de, serem dispersos em todas as idades em processo de restauração, conforme demonstrado na Tabela 14. Assim como, *C. larvigata*, *Pinus* spp. apresentou uma frequência relativa relevante, com 8,65% (Tabela 12), estando

presente em nove coletores. Espécies deste gênero possuem uma alta capacidade invasora e, esta capacidade está relacionada principalmente à sua grande produção de sementes, elevadas porcentagem de germinação, dispersão anemocórica e estoque de sementes sobre a árvore, onde, vários estróbilos do ano anterior permanecem na árvore com sementes viáveis (RICHARDSON; HIGGINS, 1998; LEDGARD; LANGER, 1999; BECHARA; REIS; TRENTIN, 2014).

De acordo com Miashike (2015), a quantidade de sementes lançadas pelas árvores do gênero *Pinus* diminui à medida que aumenta a distância da planta-mãe, sendo dispersas até uma distância geralmente inferior a 100 metros. Porém, segundo o mesmo autor, é aconselhável o cultivo de espécies deste gênero a uma distância de aproximadamente 250 metros dos ecossistemas mais propícios à invasão, pois algumas sementes podem ser dispersas por distâncias bem maiores, sendo reflexo principalmente de ventos mais fortes. Áreas antropizadas, áreas abertas e áreas de florestas em estágio inicial de regeneração, são consideradas áreas propícias para a invasão deste gênero (BECHARA; REIS; TRENTIN, 2014). Neste contexto, é possível verificar que as áreas em estudo se apresentam susceptíveis à invasão do *Pinus* spp., uma vez que, no entorno destas áreas se encontram os plantios comerciais desta espécie.

Mesmo sendo áreas com condições favoráveis à disseminação de sementes de *Pinus* spp., foi observado que os propágulos desta espécie começaram a aparecer somente nas idades mais avançadas do processo de restauração (Tabela 14). Isto provavelmente ocorre devido a espécie começar a produzir suas primeiras sementes por volta dos cinco anos de idade (SÃO PAULO, 2020). Embora a frequência relativa desta espécie tenha sido uma das mais representativas, a espécie não apresentou altos valores de propágulos nas áreas, contabilizando somente 14 propágulos (Tabela 12), visto que, apenas uma árvore de *Pinus elliottii* var. *elliottii*, com 30 - 40 anos de idade, em um talhão com espaçamento 3 m x 4 m, dispersa aproximadamente 2.500 sementes viáveis.ha⁻¹.ano⁻¹ (BECHARA *et al.*, 2013). Este resultado demonstra que o controle já realizado pela empresa Klabin S.A. está sendo eficiente e que as áreas em processo de restauração apresentam um bom conjunto de interações mutualísticas e antagonísticas. Este conjunto é responsável pela manutenção dos padrões demográficos e pela seleção do recrutamento dos indivíduos, evitando que a espécie exótica invasora tenha poucos encontros interespecíficos, os quais impedem o controle demográfico, formando uma comunidade dominada por poucas espécies (BECHARA; REIS; TRENTIN, 2014). Ainda que o controle esteja refletindo de forma positiva, recomenda-se uma manutenção de arranquio

manual a cada dois anos para evitar que as árvores exóticas invasoras estabelecidas entrem na fase reprodutiva (SÃO PAULO, 2020).

Tabela 14 - Espécies verificadas no indicador chuva de sementes com suas respectivas idades no processo de restauração, síndrome de dispersão (SD), grupo ecológico (GE) e forma de vida (FV) em Áreas de Preservação Permanente em processo de restauração da fazenda Guarujá, Bocaina do Sul - SC.

(continua)

FAMÍLIA/ESPÉCIES	Idades					SD	GE	FV
	4	9	10	11	12			
ASTERACEAE								
Asteraceae 1	x				x	*	*	*
Asteraceae 2			x			*	*	*
Asteraceae 3					x	*	*	*
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.					x	Ane	P	Arb
<i>Chromolaena laevigata</i> (Lam.) R.M.King & H.Rob.	x	x	x	x	x	Ane	P	Arb
<i>Chrysolaena platensis</i> (Spreng.) H.Rob.					x	Ane	P	S-A
Eupatorieae 1			x			*	*	*
Eupatorieae 2				x		*	*	*
<i>Grazielia intermedia</i> (DC.) R.M.King & H.Rob.	x	x		x		Ane	P	Arb
<i>Piptocarpha angustifolia</i> Dusén ex Malme	x	x		x	x	Ane	P	A
<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H.Rob.		x			x	Ane	P	A
<i>Vernonanthura westiniana</i> (Less.) H.Rob.			x			Ane	P	Arb
Vernonieae 1	x	x	x	x	x	*	*	*
Vernonieae 2	x	x	x	x	x	*	*	*
Vernonieae 3	x	x		x		*	*	*
FABACEAE								
<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	x	x	x	x	x	Aut	P	A
LAURACEAE								
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	x					Zoo	Si	A
PINACEAE								
<i>Pinus</i> spp.		x	x	x	x	Ane	P	A
POACEAE								
<i>Saccharum angustifolium</i> (Nees) Trin.				x	x	Ane	P	H
PRIMULACEAE								
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	x		x			Zoo	P	A
RHAMNACEAE								
<i>Rhamnus sphaerosperma</i> Sw.	x					Zoo	P	A
RUTACEAE								
cf. <i>Zanthoxylum</i>	x					*	*	*
SOLANACEAE								
Solanaceae 1					x	*	*	*
<i>Solanum sanctae-catharinae</i> Dunal	x		x		x	Zoo	P	A

Ane: Anemocórica; Aut: Autocórica; Zoo: Zoocórica; P: Pioneira; Si: Secundária inicial; A: Árvore; Arb: Arbusto; H: Herbácea; S-A: Sub-arbusto.

Fonte: Elaborada pelo autor (2020).

Tabela 14 - Espécies verificadas no indicador chuva de sementes com suas respectivas idades no processo de restauração, síndrome de dispersão (SD), grupo ecológico (GE) e forma de vida (FV) em Áreas de Preservação Permanente em processo de restauração da fazenda Guarujá, Bocaina do Sul - SC.

FAMÍLIA/ESPÉCIES	Idades					SD	GE	FV
	4	9	10	11	12			
<i>Solanum variabile</i> Mart.				x		Zoo	P	Arb
SYMPLOCACEAE								
<i>Symplocos</i> sp.				x		*	*	*
NÃO IDENTIFICADAS								
Morfotipo 1					x	*	*	*
Morfotipo 2		x				*	*	*
Morfotipo 3					x	*	*	*

Ane: Anemocórica; Aut: Autocórica; Zoo: Zoocórica; P: Pioneira; Si: Secundária inicial; A: Árvore; Arb: Arbusto; H: Herbácea; S-A: Sub-arbusto.

Fonte: Elaborada pelo autor (2020).

Das espécies que foram possíveis de classificação, as árvores foram a forma de vida que mais contribuíram para a composição da chuva de sementes, representadas por oito espécies (53,3%), enquanto o hábito arbustivo totalizou cinco espécies (33,3%), seguido do hábito subarbustivo e herbáceo que apresentaram somente uma espécie (6,7%) para cada forma de vida. Quanto ao número de sementes, o grupo das árvores juntamente com o grupo das espécies arbustivas corresponderam a 97,33% do total da chuva de sementes. Esta alta proporção de arbóreas/arbustivas, também foi encontrada por Capellesso, Santolin e Zanin (2015) em um fragmento de vegetação natural numa transição entre Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional. Já Tres *et al.* (2007), em uma área pós corte de *Pinus taeda* L. encontrou predominância de ervas (42%), seguido de árvore (20%) e arbusto (15%).

A superioridade das espécies arbóreas/arbustivas nas áreas em estudo está inteiramente ligada ao seu grupo ecológico e a sua síndrome de dispersão. As quatro espécies mais representativas em número de sementes (*P. angustifolia*, *B. dracunculifolia*, *M. scabrella* e *V. discolor*) são pioneiras e três delas apresentam dispersão anemocórica e uma autocórica (Tabela 14). Espécies pioneiras, são espécies de crescimento rápido e consequentemente sua maturação e produção de sementes ocorre em poucos meses/anos de vida, além disso, apresentam alta produção de sementes pequenas e com alta longevidade, sendo facilmente dispersas (SOUZA; VALIO, 2001; SAMPAIO; POLO; BARBOSA, 2012).

As espécies pioneiras praticamente dominaram a classificação dos grupos ecológicos na chuva de sementes, no qual das 15 espécies classificadas, 14 são pioneiras (93,3%) e somente

uma espécie foi determinada como secundária inicial (6,7%). Em relação ao número de sementes, apenas uma semente foi considerada secundária inicial, sendo o restante todas sementes advindas de espécies pioneiras (Tabela 14), representando 99,95% de todos os propágulos.

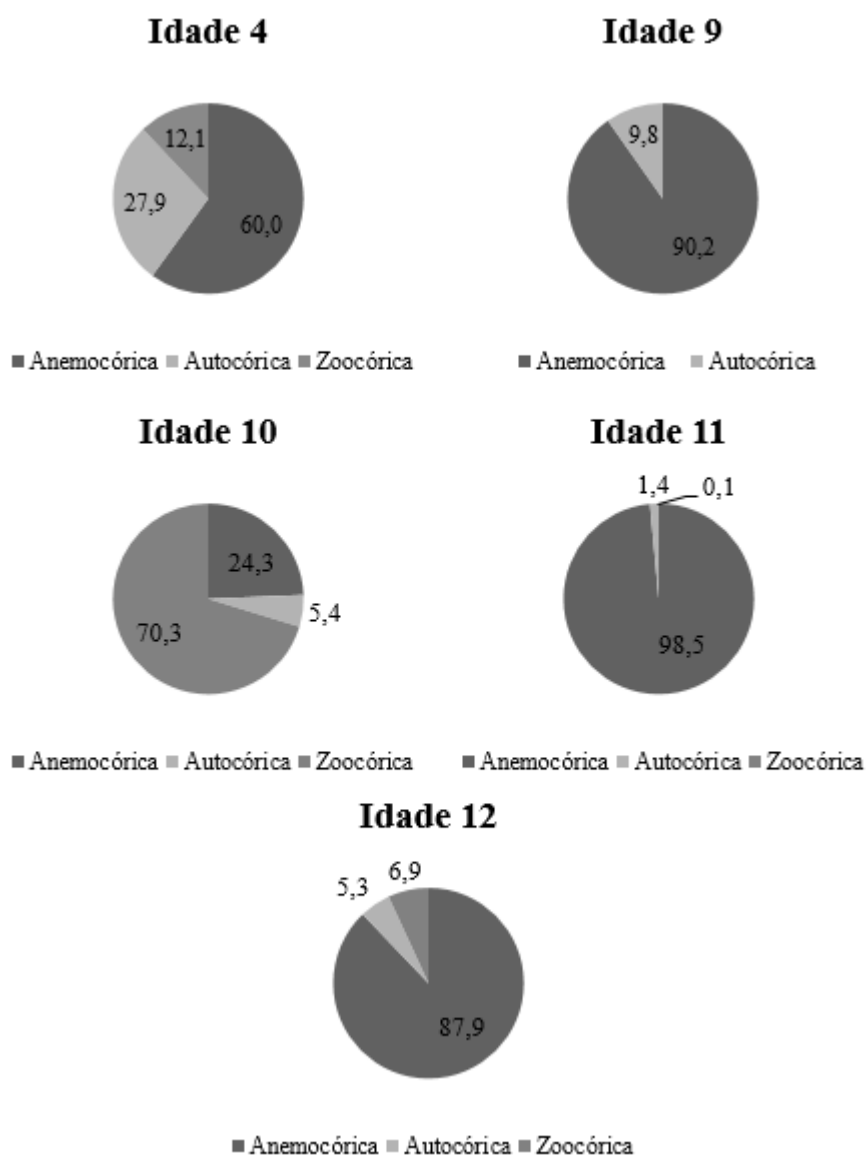
Esta alta abundância de espécies pioneiras presentes na chuva de sementes, juntamente com o predomínio de espécies arbóreas/arbustivas sobre o estrato herbáceo, pode comprovar que as áreas em estudo se encontram em transição do estágio inicial para o estágio médio de regeneração. Segundo as resoluções do CONAMA de Nº 10/93 e Nº 388/07, uma floresta em estágio inicial de regeneração é caracterizada por uma fisionomia herbáceo/arbustiva, com presença de muitas espécies pioneiras e ausência de sub-bosque, já uma floresta em estágio médio de regeneração é composta por uma fisionomia arbórea e/ou arbustiva predominantemente lenhosas e sub-bosque presente. Neste sentido, é possível verificar que as áreas apresentam sub-bosque predominante de espécies lenhosas, em sua maioria pioneiras já em fase reprodutiva, que auxiliam no desenvolvimento das espécies secundárias, quais provavelmente ainda não atingiram sua fase reprodutiva, justificando seus números baixíssimos na presença de sementes dispersas.

O predomínio de espécies pioneiras em fase inicial na chuva de sementes pode aparentar uma diversidade pobre, principalmente se a preocupação do restaurador estiver focada prevalentemente na presença de espécies arbóreas tardias. Porém, a dominância destas espécies na chuva de sementes não pode ser menosprezada, pois, quando recrutadas, estas espécies apresentam capacidades de modificar o ambiente, iniciando o processo sucessional e auxiliando no seu desenvolvimento até comunidades mais maduras. A restauração é um processo de longo prazo, constituído por inúmeras fases que atuam de forma individual para a construção das comunidades, então, acelerar os estágios de sucessão retrata perda de funções irreversíveis durante o processo de restauração (TRES *et al.*, 2007). Assim, a manifestação das etapas iniciais do processo de restauração, ainda segundo Tres *et al.* (2007), é a garantia de que as áreas estão se desenvolvendo de forma conjunta e equilibrada entre os produtores, consumidores e decompositores, restaurando todos os elementos da comunidade, em especial a riqueza de espécies e mudanças físicas e biológicas do solo.

Quanto à síndrome de dispersão, a anemocoria foi a que apresentou maior proporção, tanto em número de espécies (60,0%), como em número de sementes (86,48%). Em menor quantidade se observou a zoocoria, com 33,3% das espécies identificadas e autocoria, com menor representatividade (6,70%) dentre as síndromes identificadas. Porém, analisando somente o número de sementes, a dispersão autocórica foi superior a dispersão zoocórica, com

7,74% e 5,78%, respectivamente. Entre as diferentes idades no processo de restauração, todas as idades constataram maior percentual de sementes anemocóricas, exceto a idade 10 que apresentou percentual superior em sementes zoocóricas (Figura 20).

Figura 20 - Percentual de sementes em relação à síndrome de dispersão amostradas em diferentes idades em processo de restauração em Áreas de preservação permanente, na fazenda Guarujá, Bocaina do Sul - SC.



Fonte: Elaborada pelo autor (2020).

Esta maior interação das diferentes idades no processo de restauração com a síndrome de dispersão anemocórica, corrobora com o estudo de Tres *et al.* (2007), em que 57% das espécies registradas foram anemocóricas, 18% zoocóricas e 7% autocóricas. Resultados semelhantes também ao estudo de Souza, Gandolfi e Rodrigues (2018), que encontraram maior

predomínio de sementes anemocóricas em duas áreas com nove anos em processo de regeneração natural localizadas na borda de um remanescente florestal de Floresta Ombrófila Densa Montana. Ainda Souza *et al.* (2014), em uma área agrícola abandonada há 18 anos, porém com fragmentos de florestas maduras próximos, amostraram que 95% das espécies da chuva de sementes eram espécies anemocóricas. Estes autores, assim como Nóbrega *et al.* (2008), mencionam que este resultado pode ser justificado principalmente pela ausência de um dossel fechado, favorecendo a dispersão deste tipo de síndrome. Além disso, as próprias sementes anemocóricas já são adaptadas para diminuir seu peso específico e facilitar seu movimento por meio do vento, chegando rapidamente ao solo em locais e principalmente em áreas abertas (ALMEIDA-CORTEZ, 2004).

A superioridade de espécies anemocóricas e zoofílicas na chuva de sementes, demonstra a importância desses componentes para dar início e garantir a qualidade do processo sucessional. Essas espécies apresentam características essenciais em áreas em fase inicial de sucessão, no qual as espécies anemocóricas são responsáveis por aumentar a probabilidade de dispersão por longas distâncias e as espécies com dispersão zoocórica são encarregadas pela manutenção da chuva de sementes, a qual é realizada pelos agentes dispersores atraídos para as áreas degradadas em função das fontes alimentares e da coloração dos frutos proporcionados por estas espécies zoofílicas (WHEELWRIGHT; JANSON, 1985; TRES *et al.*, 2007; AVILA *et al.*, 2013; SANTOS-FILHO *et al.*, 2016). Além de atrair potenciais dispersores de espécies características do ambiente, as espécies zoocóricas acarretam atração de dispersores de espécies de etapas subsequentes da sucessão, que eventualmente não ocorram nestes locais, incrementando a riqueza e a complexidade estrutural destas áreas (MIKICH; SILVA, 2001).

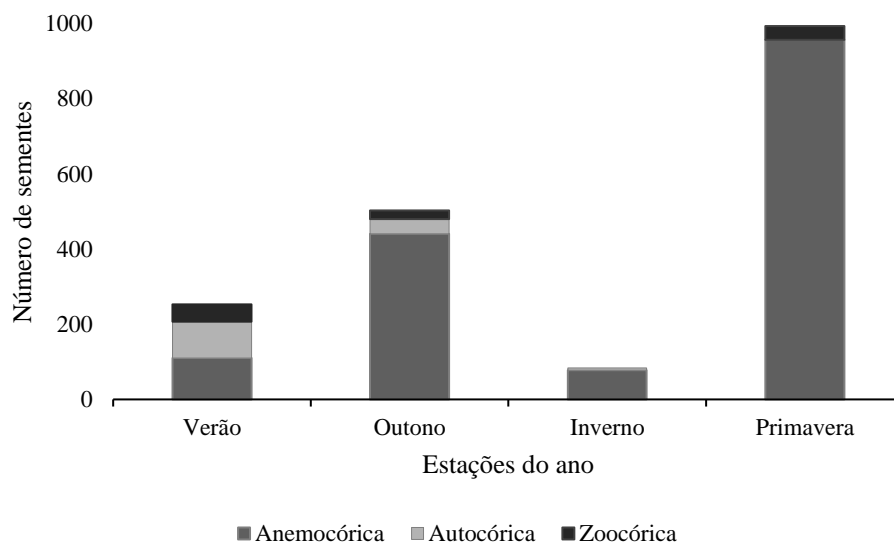
As espécies anemocóricas estiveram presentes em todas as estações do ano, com maior representatividade durante a primavera e o outono (Figura 21). No decorrer da primavera não se obteve nenhuma semente autocórica, assim como no inverno, que não se encontrou nenhuma semente zoocórica.

Desta maneira, é possível verificar que a maior produção de sementes zoocóricas aconteceu no verão e na primavera, ou seja, no período mais chuvoso e úmido. Segundo Penhalber e Mantovani (1997), é nesta época que ocorre a maior disponibilidade hídrica e a maior insolação que facilitam o amadurecimento dos frutos, tornando-os mais atrativos aos dispersores.

Segundo Griz, Machado e Tabarelli (2002); Tabarelli, Vicente e Barbosa (2003) e Vicente, Santos e Tabarelli (2003), em ecossistemas com elevada pluviosidade e distribuição ao longo do ano verifica-se o predomínio de espécies com síndrome de dispersão zoocórica e,

à medida que a precipitação é reduzida, os ambientes tornam-se mais secos e os fatores abióticos, como a ação do vento e da gravidade, constituem-se dos principais responsáveis pelas síndromes de dispersão.

Figura 21 - Número de sementes amostradas ao longo das estações do ano na chuva de sementes em diferentes idades em processo de restauração em Áreas de preservação permanente, na fazenda Guarujá, Bocaina do Sul - SC.



Fonte: Elaborada pelo autor (2020).

Estudos sobre os mecanismos de síndromes de dispersão das espécies arbóreas/arbustivas em diferentes formações florestais, vêm sendo desenvolvidos, e os resultados apontam uma maior produção de frutos zoocóricos na estação chuvosa (GRIZ; MACHADO, 2001; BARBOSA; BARBOSA; LIMA, 2003; VICENTE; SANTOS; TABARELLI, 2003), enquanto que na estação seca a frutificação se concentra de espécies anemocóricas (FOSTER, 1982; MORELLATO; LEITÃO-FILHO, 1990; BARBOSA; BARBOSA; LIMA, 2003).

Neste sentido, o predomínio de espécies anemocóricas nos períodos mais secos (outono e inverno), podem ser justificados. Assim como, a alta abundância de sementes na primavera, em que possivelmente as espécies anemocóricas ficaram maduras durante o período seco e consequentemente sua dispersão foi mais expressiva no início do período chuvoso. Por sua vez, a síndrome de dispersão autocórica se destacou durante o término do período chuvoso (verão) e o início da estação seca (outono), provavelmente a baixa umidade foi o fator principal que contribuiu para ativação de seu mecanismo dispersor (CAMPOS *et al.* 2009).

Analisando os índices de diversidade, riqueza e equabilidade (Tabela 15), observa-se que a idade 12 apresentou o maior número de espécies (NE: 16), seguido pela idade 4 (NE: 13). Contudo, considerando que a diversidade de Shannon é uma relação entre a riqueza e a abundância (PIÑA-RODRIGUES, AOKI, 2014), apesar da idade 12 ter sido a idade com maior número de espécies presentes, esta apresentou alta abundância (NS: 630), o que interferiu diretamente no valor de diversidade (H' : 1,48), fazendo com que o índice de Shannon seja reduzido. Por outro lado, nas idades 9 e 10 onde a riqueza de espécies foi menor, com dez espécies em cada idade, a abundância foi mais baixa, com 56 e 64 sementes, respectivamente, elevando assim o índice de diversidade. Cabe ressaltar, que a razão matemática deste índice de diversidade pode conduzir interpretações errôneas do ponto de vista ecológico, ocasionando uma super estimativa de diversidade principalmente para áreas empobrecidas (MAGURRAN, 2013).

Tabela 15 - Índices de diversidade, riqueza e equabilidade para chuva de sementes em diferentes idades em processo de restauração em Áreas de preservação permanente, na fazenda Guarujá, Bocaina do Sul - SC.

Idades (anos)	NS	NE	d	J'	H'
4	501	13	1,93	0,84	2,15
9	56	10	2,24	0,83	1,90
10	64	10	2,16	0,78	1,79
11	889	12	1,62	0,24	0,60
12	630	16	2,33	0,54	1,48

NS: Número de sementes; NE: Número de espécies; d: Índice de riqueza de Margalef; J': Equabilidade de Pielou; H': Índice de diversidade de Shannon.

Fonte: Elaborada pelo autor (2020).

A área com idade 4 apresentou-se muito similar à idade 11, porém, em relação a equabilidade, a idade 4 relatou a maior equabilidade (J' : 0,84), indicando que a chuva de sementes é composta por espécies semelhantemente abundantes, não havendo uma única ou poucas espécies dominando a dispersão. Porém, a baixa equabilidade da idade 11 (J' : 0,24) indica que poucas espécies concentraram a maior quantidade de sementes aportada na chuva. Esta idade também apresentou a menor diversidade (H' : 0,60), devido, principalmente, à presença abundante de sementes da espécie *P. angustifolia*.

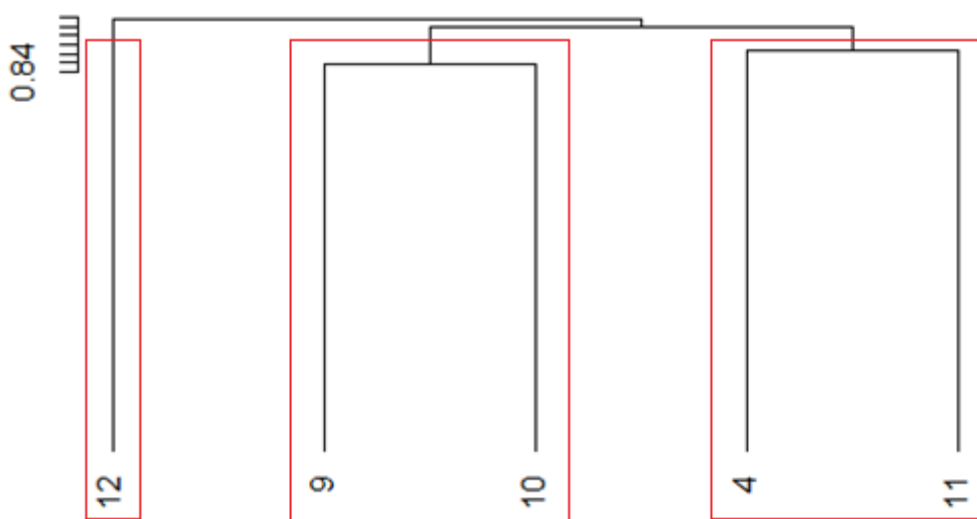
Com o objetivo de avaliar a chuva de sementes em uma área de preservação permanente, de 0,5 hectares, submetida à 12 anos de restauração passiva, no município de Caçapava do Sul - RS, onde a vegetação predominante é campos, Procknow (2019) classificou o valor do índice

de Margalef de 2,468 como baixa diversidade. Semelhante ao ocorrido no estudo de Pinã-Rodrigues e Aoki (2014), os quais classificaram como baixa riqueza de espécies, uma chuva de sementes com valor de 1,002 para o índice de Margalef.

Diante do exposto, pode-se inferir que a idade 12 apresentou uma diversidade de espécies maior (d: 2,33) que as demais idades, com seis espécies exclusivas (Asteraceae 3, *B. dracunculifolia*, *C. platensis*, Morfotipo 1, Morfotipo 3 e Solanaceae). Porém, considerando o índice de Margalef, todas as idades em processo de restauração encontram-se com baixa diversidade na chuva de sementes. No entanto, por serem áreas em estágio de transição da fase inicial para a fase intermediária no processo de restauração, é esperado que ocorra predominância de algumas espécies, as quais normalmente são pioneiras. São estas que possuem capacidade de produzir grande quantidade de sementes neste estágio, auxiliando na recuperação da estrutura e na capacidade de resiliência do ecossistema.

O dendrograma da análise de agrupamento das idades em processo de restauração para a chuva de sementes pode ser visualizado na Figura 22. Pela análise de agrupamento pode-se observar a medida de similaridade florística representada pelo eixo Y, que quanto mais para cima ocorre a divisão, maior é a diferença entre as idades e, quanto mais para baixo for a divisão, mais semelhantes são as idades entre si.

Figura 22 - Dendrograma da análise de agrupamento em relação as idades presentes nas APP's em processo de restauração na fazenda Guarujá, Bocaina do Sul – SC, pelo método de Bray-Curtis.



Fonte: Elaborada pelo autor (2020).

Assim, foi possível verificar que as idades apresentam dissimilaridade florística pela chuva de sementes, formando três grupos, contudo, de acordo com a análise PERMANOVA ($p < 0,05$), não houve diferença estatística significativa entre os agrupamentos.

O Grupo I, representado pela idade em processo de regeneração 12, apresentou maior dissimilaridade entre os grupos. Esta diferença ocorreu principalmente por esta idade ter maior número de espécies, apresentando exclusividade de seis espécies: Asteraceae 3, *B. dracunculifolia*, *C. platensis*, Solanaceae 1, Morfotipo 1 e 3. Além da exclusividade destas espécies, a dissimilaridade desta idade pode ser explicada pela expressiva quantidade de sementes da espécie *B. dracunculifolia* (369 sementes) e também devido a maior diversidade quando observado o índice de Margalef (d: 2,33).

A maior similaridade florística da chuva de sementes foi verificada no Grupo II, constituído pelas idades 9 e 10. Esta maior semelhança pode ser explicada pelas características do entorno dessas áreas que são cercadas por povoamentos de *Pinus taeda* L., com padrões de desenvolvimentos praticamente idênticos, podendo influenciar de forma expressiva na dispersão das sementes. Outros dois fatores responsáveis pela associação destas duas idades, é o número de espécies e o número de sementes. A idade 9 e 10 apresentaram dez espécies em cada uma das idades, sendo cinco espécies em comum. O número de sementes encontrado também foi muito semelhante entre estas idades, com 56 sementes na idade 9 e 64 sementes na idade 10, não ocorrendo quantidade expressiva de semente em nenhuma espécie.

O Grupo III por sua vez, demonstrou que as idades 4 e 11 também apresentaram boa similaridade florística da chuva de semente entre si. Estas idades obtiveram sete espécies comuns e nenhuma espécie exclusiva entre si, porém, ambas expuseram a espécie *P. angustifolia* entre as duas espécies mais abundante.

Na eficiência da chuva de sementes como indicador ecológico a partir da análise dos dados coletados e dos descritores verificou-se que quanto aos aspectos sensibilidade, compreensão e interpretação, previsibilidade ou tendência, escala e síntese o valor obtido foi o mais eficiente (cinco) para cada um, para o aspecto resultabilidade e custo, o valor foi três e dois, respectivamente (Tabela 16).

Tabela 16 - Eficiência da chuva de sementes como indicador ecológica com base nos aspectos e descritores de SEGIP (1995) e Metzger e Casatti (2006), e adaptadas por Scoriza et al. (2009), em áreas em processo de restauração em Áreas de preservação permanente, na fazenda Guarujá, Bocaina do Sul - SC.

Aspectos	Resultados
Sensibilidade	5
Resultabilidade	3
Custo	2
Compreensão e interpretação	5
Previsibilidade ou tendência	5
Escala	5
Síntese	5
Total	30

Fonte: Elaborada pelo autor (2020).

A chuva de sementes apresentou sensibilidade, pois detectou as diferenças e as semelhanças das diferentes idades em processo de regeneração, além de, tornar possível uma avaliação do estágio sucessional em que as áreas se encontram. As mensurações dos dados foram realizadas de forma quantitativa e qualitativa, gerando resultabilidade e fácil compreensão, porém, a alta dificuldade de identificação das sementes, acarreta um maior esforço. Observando-se os resultados é possível afirmar que as áreas manifestam um potencial de regeneração natural, sendo capaz e, mantendo afastado o fator de degradação, prever o futuro das áreas. A metodologia de coleta, processamento e as análises dos dados são plausíveis de serem replicadas em diferentes áreas em processo de restauração e pode-se chegar a uma conclusão clara para nortear tomadas de decisões futuras sobre a restauração por meio dos resultados da chuva de sementes.

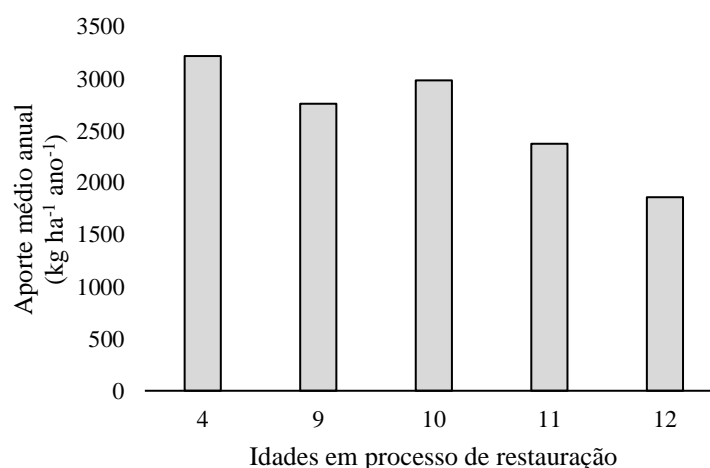
Com base nos resultados obtidos com este estudo, a nota atribuída à chuva de sementes foi 30 (Tabela 16). O principal ponto negativo da análise foi o aspecto custo. Trabalhar com este indicador demanda um custo econômico maior, assim como, uma disponibilidade de tempo maior. Em função dos gastos com a confecção dos coletores, materiais de alto custo utilizados em laboratório para identificação das sementes, necessidade de pessoas capacitadas para realizar as identificações, bem como, necessidade de coletar durante todas as estações do ano e com intervalos de tempo bem distribuídos. Porém, esta maior demanda de custos e tempo não inviabilizam o uso da chuva de sementes como um bom indicador ecológico, uma vez que, o valor de um excelente indicador varia de 28 - 35, a chuva de sementes apresentou-se acima da média, sendo, portanto, um ótimo indicador ecológico para áreas em processo de restauração.

Perante ao exposto, verifica-se que é recomendável utilizar o indicador de chuva de sementes como um indicador com ênfase na pesquisa científica que busca incrementar de forma positiva e eficaz os resultados dos indicadores ecológicos práticos, visto que, é um indicador que demanda custo, tempo e, principalmente, pessoas capacitadas para a identificação das sementes. E não, como um indicador ecológico prático, o qual em um pequeno período de tempo coleta, processa, analisa e apresenta resultados. Os indicadores científicos são de extrema importância para o processo de restauração, pois são utilizados em projetos de pesquisas, nos quais se necessita realizar o monitoramento dos parâmetros ecológicos com o propósito de se avaliar o grau de retorno dos processos ecológico nos experimentos de restauração (LIMA *et al.*, 2015).

6.3.2 Aporte de Serapilheira

A produção anual média total de todas as áreas em processo de restauração foi de 2.663,98 kg.ha⁻¹.ano⁻¹. Porém, considerando as diferentes idades em processo de restauração, o maior aporte anual médio de serapilheira total foi encontrado na idade 4, com 3.217,55 kg.ha⁻¹.ano⁻¹ (Figura 23), entretanto não apresentou diferença estatística significativa com as demais idades quando submetidas a ANOVA ($p < 0,05$).

Figura 23 - Aporte médio anual da serapilheira total em diferentes idades em processo de restauração em Áreas de preservação permanente, na fazenda Guarujá, Bocaina do Sul - SC.



Fonte: Elaborada pelo autor (2020).

O aporte médio anual de serapilheira encontrado nas diferentes idades em processo de restauração é inferior aos resultados já registrados para Floresta Ombrófila Mista. Bauer *et al.*

(2018), constataram um acúmulo total médio anual de 5.720,01 kg.ha⁻¹.ano⁻¹ para uma área em estágio avançado de sucessão no Rio Grande do Sul, valor semelhante ao encontrado por Figueiredo-Filho et al. (2005) em seu primeiro ano de avaliação (5.407,16 kg.ha⁻¹.ano⁻¹) em uma floresta com características de floresta primária. Ainda, Longhi *et al.* (2011) relataram valores de 8.354,40 e 7.017,80 kg.ha⁻¹.ano⁻¹ para fisionomia florestal com predomínio de *Araucaria angustifolia* e floresta secundária de encosta, respectivamente. Esta variação na deposição pode associada a complexidade estrutural da vegetação. De acordo com Mueller-Dombois e Ellenberg (1974) e Chazdon (2012), durante a trajetória sucessional, ocorrem alterações na composição e na riqueza de espécies vegetais, e aumento na complexidade estrutural da vegetação. Essas mudanças, também são acompanhadas por alterações no habitat que podem interferir na produção de serapilheira, como diminuição da intensidade luminosa, tamanho do dossel, incremento de biomassa e disponibilidade de nutrientes (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001; CALDEIRA *et al.*, 2008).

A diferença do aporte médio anual das diferentes idades pode ser justificada principalmente pela fração foliar, uma vez que florestas perturbadas depositam maior quantidade de folhas, pelo fato da característica de alta renovação da folhagem em curto espaço de tempo encontrada em espécies pioneiras (LEITÃO-FILHO, 1987). Além disso, ao fim da fase de crescimento inicial, o aumento da deposição desacelera e pode diminuir com a morte dos indivíduos de árvores pioneiras (CHAZDON *et al.*, 2007; CHAZDON, 2016).

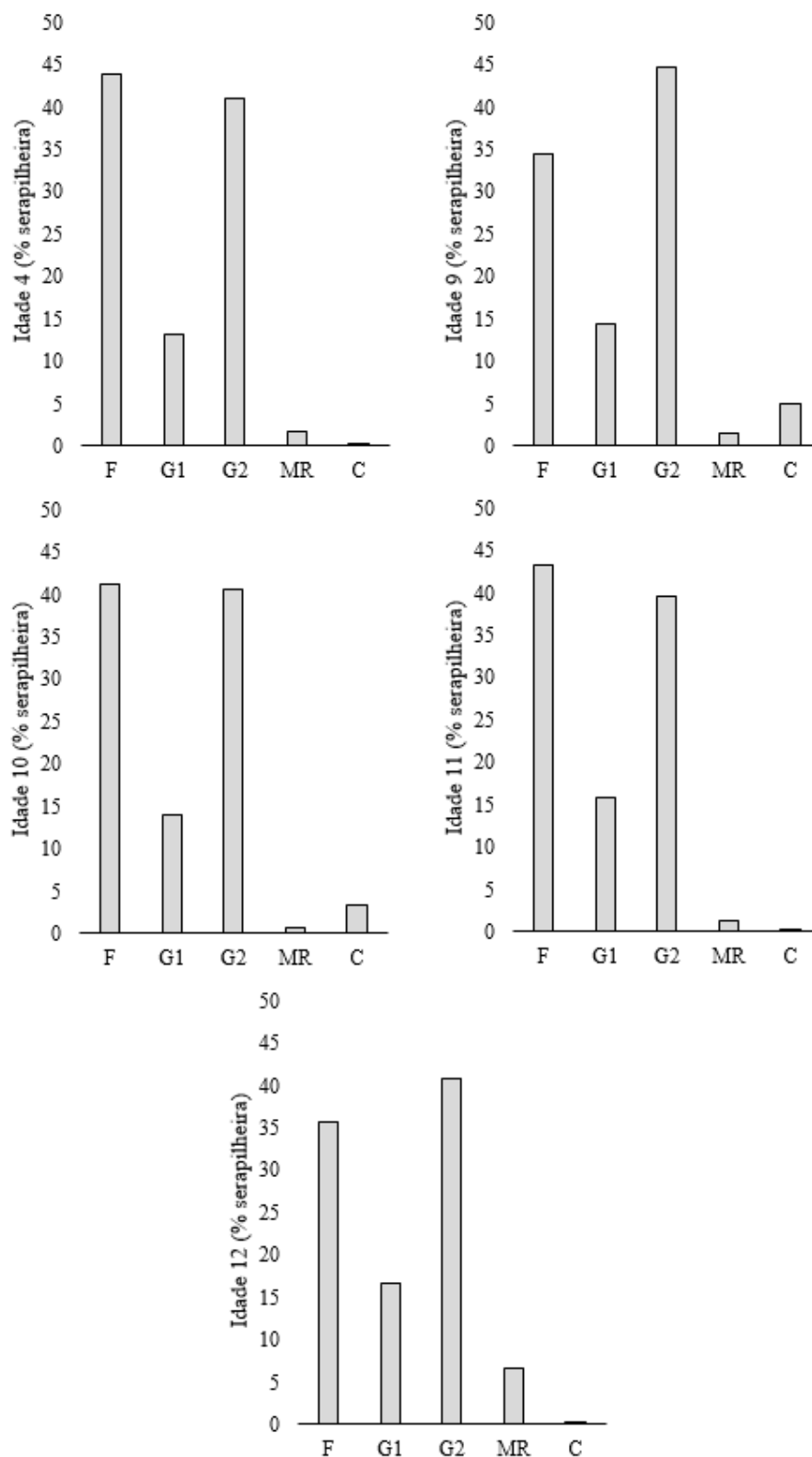
Neste sentido, é possível observar que a fração foliar diminui em função do período de tempo em processo de restauração, enquanto as demais frações, de maneira geral, aumentam (Figura 24). Geralmente nos estágios iniciais de sucessão a produção de biomassa é preferencialmente destinada para formação de tecidos foliares, diferente dos estágios avançados em que é predominantemente designada para formação de material lenhoso (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001; PEZZATTO; WISNIEWSKI, 2006). Visto que a taxa de crescimento da biomassa do solo, influenciada diretamente pela deposição da serapilheira, inicia sua estabilidade no ponto que a mortalidade das espécies pioneiras é balanceada pelo recrutamento de espécies tardias (CHAZDON, 2016).

A maior contribuição da fração foliar, do ponto de vista da ciclagem de nutrientes, representa a via mais rápida de retorno de nutrientes para o solo, o que representa uma estratégia que as árvores nos estágios iniciais empregam para o seu crescimento (PINTO et al., 2009). No presente estudo, a espécie *Mimosa scabrella* Benth. juntamente com outras espécies pioneiras dos gêneros *Baccharis* e *Solanum*, foram as responsáveis pela maior parte da fração foliar. Carpanezzi, Ivanchechen e Lisboa (1984) afirmaram que a deposição da *M. scabrella* retorna

ao solo mais de 200 kg de nitrogênio e 15 kg de potássio por hectare por ano. Resultado semelhante ao encontrado por Souza e Davide (2001), em plantações de bracatinga pós mineração de bauxita, onde pela deposição da serapilheira, os primeiros cinco nutrientes retornados ao solo são o nitrogênio, cálcio, magnésio, potássio e fósforo. Outros estudos, como o de Carvalho, Xavier e Alvim (2001), também comprovaram que a presença de espécies arbóreas leguminosas, em especial a bracatinga, aumentam a quantidade de nitrogênio na serapilheira, resultando em melhorias nas condições físicas, químicas e biológicas do solo.

Inúmeros fatores ambientais interferem na deposição das folhas, tais como: idade avançada das folhas, diminuição da disponibilidade de nutrientes, condições climáticas e estresse hídrico (BORCHERT; RIVEIRA; HAGNAUER, 2002). Neste contexto, ocorreu elevada deposição foliar nos meses de janeiro ($197,1 \text{ kg.ha}^{-1}$), dezembro ($139,4 \text{ kg.ha}^{-1}$) e novembro ($127,7 \text{ kg.ha}^{-1}$) (Figura 25).

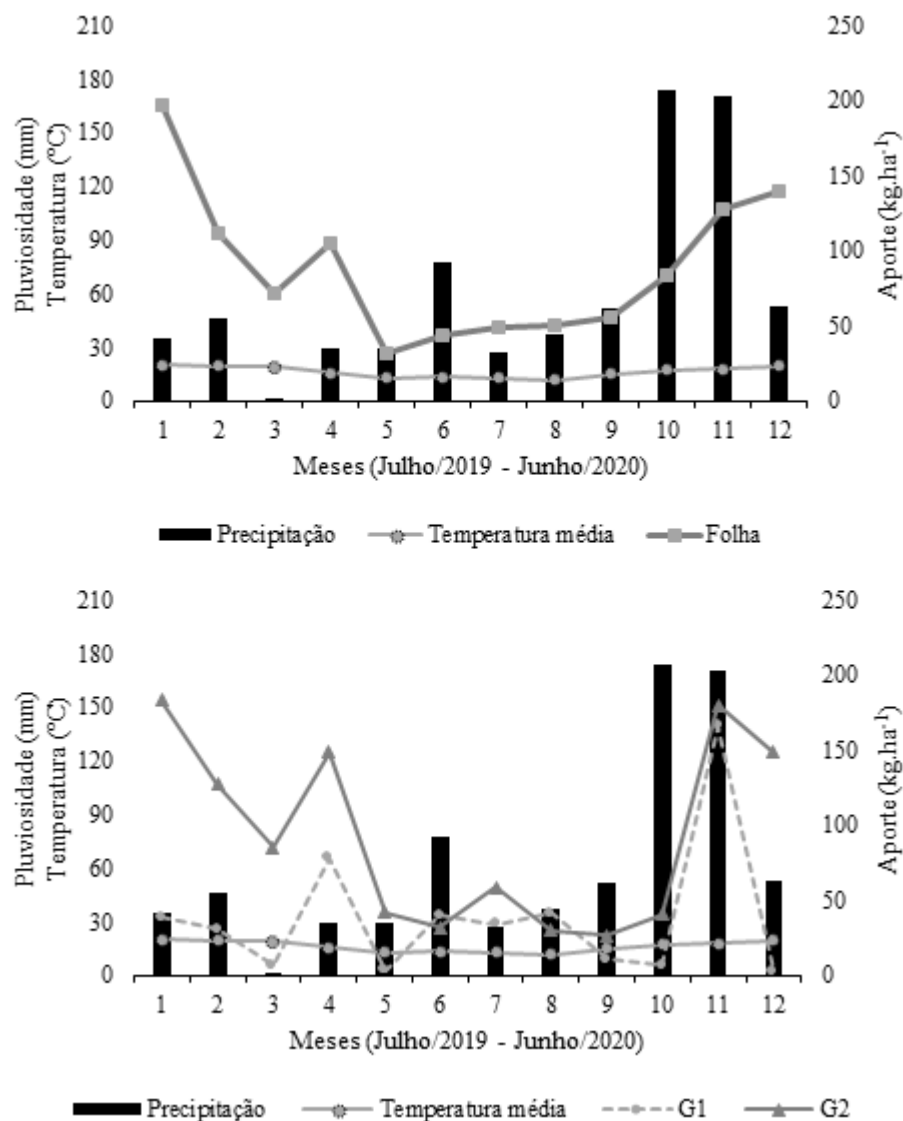
Figura 24 - Percentual médio anual das frações de serapilheira (%) em diferentes idades em processo de restauração em Áreas de preservação permanente, na fazenda Guarujá, Bocaina do Sul - SC.



Frações da serapilheira: F: Folhas; G1: Galhos maiores que 2 mm; G2: Galhos melhores que 2 mm; MR: Material reprodutivo (sementes, flores, inflorescências); C: Casca.

Fonte: Elaborada pelo autor (2020).

Figura 25 - Aporte mensal das frações de serapilheira ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$), Precipitação pluviométrica (mm) e Temperatura média mensal ($^{\circ}\text{C}$) para áreas em processo de restauração em Áreas de preservação permanente, na fazenda Guarujá, Bocaina do Sul - SC.



Frações da serapilheira: F: Folhas; G1: Galhos maiores que 2 mm; G2: Galhos melhores que 2 mm.
Fonte: Elaborada pelo autor (2020).

Os maiores valores de aporte foliar nesses meses, pode ser explicado pelo aumento da temperatura média mensal durante o período. Já o aumento considerável do aporte de serapilheira foliar entre os meses de março e abril, pode estar associado com a baixa precipitação pluviométrica e a elevação da temperatura média mensal, o que possivelmente caracteriza um período de déficit hídrico (SCHUMACHER; VIEIRA; WITSCHORECK, 2008). Como as folhas são fundamentais em processos que demandam grande quantidade de água, como fotossíntese e transpiração vegetal, durante este período as plantas perdem suas

folhas como um mecanismo adaptativo para diminuir a perda de água por transpiração e aumentam a deposição da serapilheira (COSTA *et al.*, 2007; SANTANA; SOUTO, 2011).

A fração galho de maneira geral alcançou a maior produção no mês novembro, com 139,6 kg.ha⁻¹ na fração G1 e 180,2 kg.ha⁻¹ na fração G2 (Figura 25) e, de acordo com Santana e Souto (2011), esta fração alcança maior produtividade no início do período mais chuvoso e úmido. Essa dinâmica se relaciona com o efeito mecânico das chuvas, no qual os ramos são facilmente desprendidos pela ação da água da chuva e do vento (PINTO; MARQUES, 2003; TERROR; SOUSA; KOSOVITS, 2011). O mês de novembro apresentou a maior velocidade média do vento durante o período neste estudo, fator que pode ter contribuído para a elevada deposição de serapilheira.

O padrão de maior deciduidade nas estações chuvosas e úmidas, primavera e verão, é característica das regiões tropicais e subtropicais e, também, foi observado por Longhi *et al.* (2011) ao avaliar a produção estacional de serapilheira em três grupos florísticos ocorrentes na Floresta Ombrófila Mista. Figueiredo-Filho *et al.* (2003) e Figueiredo-Filho *et al.* (2005), em fragmentos de Floresta Ombrófila Mista também encontraram a maior deposição de serapilheira durante a primavera.

Em relação aos resultados encontrados no Teste de Correlação de Pearson (r) (Tabela 17), observou-se a ausência de correlação direta significativa entre a variável meteorológica precipitação pluviométrica (mm) e o aporte mensal de serapilheira, obtendo-se um coeficiente $r = 0,21$, resultando em uma fraca correlação positiva. A velocidade média do vento, apresentou uma correlação moderada positiva ($r = 0,39$) com o aporte de serapilheira, porém, a mesma também não foi significativa estatisticamente. Já a temperatura média mensal (°C) demonstrou correlação significativa, positiva e moderadamente forte com o aporte mensal de serapilheira, apresentando um coeficiente $r = 0,64$ (Tabela 17).

Tabela 17 - Correlação de Pearson (r) entre o aporte mensal de serapilheira e as variáveis meteorológicas precipitação pluviométrica (mm), temperatura média mensal (°C) e velocidade média do vento (km.h⁻¹).

Período aporte	PP (mm)	T (°C)	VV (km.h)
Julho/2019 - Junho/2020	0,21 ^{ns}	0,64*	0,39 ^{ns}

PP: Precipitação pluviométrica mensal; T: Temperatura média mensal; VV: Velocidade média do vento; * Valores estatisticamente significativos pelo Teste de Correlação de Pearson ($p < 0,05$); ns: Valores estatisticamente não significativos pelo Teste de Correlação de Pearson ($p < 0,05$).

Fonte: Elaborada pelo autor (2020).

Figueiredo-Filho *et al.* (2003) verificaram que a produção de serapilheira teve uma baixa correlação com a precipitação ($r = 0,36$) e com a temperatura ($r = -0,10$), resultados semelhantes aos encontrados por Figueiredo-Filho *et al.* (2005), que constatarem uma correlação bastante baixa para a temperatura média ($r < 0,21$), porém, uma forte correlação com a precipitação ($r = 0,61$). Alguns autores, como Schumacher, Vieira e Witschoreck (2008), relatam que as análises de correlação podem ser mascaradas, principalmente pelo fato das variáveis meteorológicas contidas nas correlações serem valores médios mensais, não expressando fatores extremos, como tempestades, que podem provocar um aumento acentuado na deposição da serapilheira. Provavelmente a continuação desta pesquisa para um período de tempo maior poderá fornecer informações mais seguras a respeito do relacionamento dessas variáveis meteorológicas, além disso, ressalta-se que o ideal seria a disponibilidade de uma estação meteorológica no próprio local do experimento.

Na eficiência do aporte de serapilheira como indicador ecológico a partir da análise dos dados coletados e dos descritores verificou-se que quanto aos aspectos sensibilidade, previsibilidade ou tendência e escala o valor obtido foi o mais eficiente (cinco), diferente dos demais aspectos que apresentam valores inferiores (Tabela 18).

Tabela 18 - Eficiência do aporte de serapilheira como indicador ecológica com base nos aspectos e descritores de SEGIP (1995) e Metzger e Casatti (2006), e adaptadas por Scoriza et al. (2009), em áreas em áreas em processo de restauração em Áreas de preservação permanente, na fazenda Guarujá, Bocaina do Sul - SC.

Aspectos	Resultados
Sensibilidade	5
Resultabilidade	3
Custo	4
Compreensão e interpretação	3
Previsibilidade ou tendência	5
Escala	5
Síntese	1
Total	26

Fonte: Elaborada pelo autor (2020).

O aporte de serapilheira demonstrou sensibilidade, tendo em vista que o indicador verificou as diferenças e semelhanças entre as idades em processo de regeneração, entre as frações contidas na serapilheira e também entre as variáveis meteorológicas. As mensurações quantitativas geram inúmeros resultados de fácil compreensão. Porém, estes resultados, podem

acarretar possíveis erros amostrais, por isso recomenda-se que sempre as mesmas pessoas realizem as coletas e a separação dos materiais. Segundo Machado, Rodrigues e Pereira (2008) a serapilheira pode ser um excelente indicador para verificar modificações ambientais mesmo em diferentes estágios sucessionais. A metodologia de coleta, processamento e as análises dos dados são plausíveis de serem replicadas em diferentes áreas, no entanto, para obter sucesso na aplicação desse indicador ecológico em áreas em processo de restauração, é necessário definir parâmetros que permitam comparar o comportamento da deposição da serapilheira dentro de um ecossistema estável e conservado, primordiais para se instituírem critérios e um bom monitoramento.

Com base nos resultados obtidos com este estudo, a nota atribuída ao aporte de serapilheira foi 26 (Tabela 18). O principal ponto negativo da análise foi o aspecto síntese. O aporte de serapilheira está totalmente relacionado a cobertura do dossel presente na área, pois dificilmente são encontrados materiais de espécies que não compõem o local. Fato verificado nas áreas em estudo, em que, somente em alguns meses foi encontrado a presença de acículas vindas dos povoamentos de *Pinus taeda* L. ao entorno das áreas. Porém, este aspecto não impossibilita o uso do aporte de serapilheira como indicador ecológico, uma vez que sua classificação ficou muito próxima de ser um excelente indicador (28 - 35). Classificado como um indicador razoável, sua utilização para áreas em processo de restauração é de grande valia, visto que a serapilheira desempenha importante papel na dinâmica dos ecossistemas, pois após decomposta, torna-se uma grande fonte de nutrientes para as plantas, além de melhorar as propriedades do solo e proteger de ações erosivas (PAULA; PEREIRA; MENEZES, 2009).

Da mesma forma que a chuva de sementes, não é recomendável utilizar este indicador como um indicador ecológico prático, o qual em um pequeno período de tempo coleta, processa, analisa e apresenta os resultados. E sim, como um indicador com ênfase na pesquisa científica que busca incrementar de forma positiva e eficaz os resultados dos indicadores ecológicos práticos. A escassez de estudos sobre o uso da serapilheira como indicador ecológico na Floresta Ombrófila Mista, demonstra a necessidade de aprofundar pesquisas de longo prazo e fortalecer estudos sobre a utilização de indicadores ecológicos para áreas em processo de restauração no sul do Brasil, especialmente em Santa Catarina.

6.4 CONCLUSÕES

A chuva de sementes e o aporte de serapilheira são indicadores ecológicos eficientes para identificar o nível de restabelecimento de áreas antropizadas e diferenciar as condições do

ecossistema, sendo pertinentes para a avaliação do processo de restauração florestal em áreas como as deste estudo.

A diversidade de propágulos de sementes nas áreas em estudo é baixa, porém, devido as características das áreas, é esperado que ocorra predominância de algumas espécies, as quais normalmente são pioneiras, pois são estas que possuem capacidade de produzir grande quantidade de sementes neste estágio, auxiliando na recuperação da estrutura e na capacidade de resiliência do ecossistema.

O padrão de deposição de serapilheira varia ao longo do ano, expressando variabilidade temporal, o que comprova sua utilização como indicador ecológico, pois observa as modificações ambientais.

Contudo, sugere-se que ambos os indicadores sejam utilizados como indicadores científicos, os quais buscam incrementar de forma positiva e eficaz os resultados dos indicadores ecológicos práticos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALMEIDA-CORTEZ, J. S. Dispersão e banco de sementes. *In*: FERREIRA, A. G.; BORGHETTI, F. (Ed.). **Germinação: do básico ao aplicado**. Porto Alegre - RS: Artmed, cap. 14, 2004, p. 225-235.
- ALMEIDA-JUNIOR, P. A.; BARBOSA, J. M. Chuva de sementes em fragmentos de Mata Atlântica do Parque Estadual da Cantareira, Mairiporã (SP). **Acta Biológica Catarinense**, Joinville, v. 2, n. 2, p. 73-86, jul./dez. 2015.
- ALVARENGA, A. P.; BOTELHO, S. A.; PEREIRA, I. M. Avaliação da regeneração natural na recomposição de matas ciliares em nascentes na região sul de Minas Gerais. **Cerne**, Lavras, v. 12, n. 4, p. 360-372, out./dez. 2006.
- ALVARES, C. A. *et al.* Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, Stuttgart, v. 22, n. 6, p. 711-728, dez. 2013.
- ARAUJO, M. M.; LONGHI, S. J.; BARROS, P. L. C.; BRENA, D. A. Caracterização da chuva de sementes, banco de sementes do solo e banco de plântulas em Floresta Estacional Decidua ripária Cachoeira do Sul, RS, Brasil. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 66, p. 128-141, dez. 2004.
- APG IV. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 181, p. 1-20, jan. 2016.
- AVILA, A. L.; ARAUJO, M. M.; GASPARIN, E.; LONGHI, S. J. Mecanismos de regeneração natural em remanescente de Floresta Ombrófila Mista, RS, Brasil. **Cerne**, Lavras, v. 19, p. 621-628, out./dez. 2013.
- BARBOSA, D. C. A.; BARBOSA, M. C.; LIMA, L. C. M. Fenologia de espécies lenhosas da Caatinga. *In*: LEAL, I. F.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. (Ed.). **Ecologia e conservação da caatinga**. Recife: Editora Universitária da Universidade Federal de Pernambuco, 2003, p. 657-693.
- BARBOSA, J. M. *et al.* Ecologia da Dispersão de Sementes em Florestas Tropicais. *In*: MARTINS, S. V. (Ed.) **Ecologia de Florestas Tropicais do Brasil**. 2ª ed. Viçosa, MG: Editora UFV, 2012. p. 82-106.
- BARROSO, G. M.; MARIM, A. P.; PEIXOTO, A. L.; ICHASO, C. L. F. **Frutos e sementes morfologia aplicada à sistemática de dicotiledôneas**. Viçosa - MG: UFV, 1999. 433 p.
- BARROSO, G. M.; BUENO, O. L. **Compostas. 5. Subtribo: Baccharidinae**. Itajaí, Santa Catarina, Brasil. 2002. 304 p.
- BATTILANI, J. L. **Chuva de sementes em trecho de floresta ripária, Mato Grosso do Sul, Brasil**. 2010. Tese (Doutorado em Ecologia e Conservação) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande - MS. 2010.

BAUER, D.; FÜHR, C. S.; SANTOS, G. M.; SCHMITT, J. L. Acúmulo de serapilheira em fragmentos da Floresta Atlântica Subtropical. **Pesquisas botânica**, São Leopoldo, n. 71, p. 119-130, mai. 2018.

BECHARA, F. C.; REIS, A.; BOURSCHEID, K.; VIEIRA, N. K.; TRENTIN, B. E. Reproductive biology and early establishment of *Pinus elliottii* var. *elliottii* in Brazilian sandy coastal plain vegetation: implications for biological invasion. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 70, n. 2, p. 88-92, mar./abr. 2013.

BECHARA, F. C.; REIS, A.; TRENTIN, B. E. Invasão biológica de *Pinus elliottii* var. *elliottii* no Parque Estadual do Rio Vermelho, Florianópolis, SC. **Floresta**, Curitiba, v. 44, n. 1, p. 63-72, jan./mar. 2014.

BORCHERT, R.; RIVERA, G.; HAGNAUER, W. Modification of vegetative phenology in a tropical semi-deciduous forest by abnormal drought and rain. **Biotropica**, v. 34, n. 1, p. 27-39, mar. 2002.

BRAGA, A. J. T.; BORGES, E. E. L.; MARTINS, S. V. Chuva de sementes em estádios sucessionais de Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa - MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 39, n. 3, p. 475-485, mai./jun. 2015.

BRASIL. **Lei Federal Nº 4.771, de 15 de setembro de 1965**. Institui o novo Código Florestal. Diário oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, set. 1965. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L4771.htm. Acesso em: 06 out. 2019.

BRASIL. **Lei Federal Nº 7.803, de 18 de julho de 1989**. Alteração a redação da Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, e revoga as Leis Nºs 6.535, de 15 de junho de 1978, e 7.511, de 7 de julho de 1986. Diário oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, jul. 1989. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L7803.htm. Acesso em: 06 out. 2019.

BROWER, J. E.; ZAR, J. H. **Field & laboratory methods for general ecology**. 2. ed. Iowa: Wm. C. Brown Publishers, 1984.

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

CABRERA, A. L.; KLEIN, R. M. **Compostas. 2. Tribo: Vernoniae**. Herbário Barbosa Rodrigues. Itajaí, Santa Catarina, Brasil. 1980. 186 p.

CABRERA, A. L.; KLEIN, R. M. **Compostas. 4. Tribo: Eupatorieae**. Herbário Barbosa Rodrigues. Itajaí, Santa Catarina, Brasil. 1989. 352 p.

CADALTO, S. L.; FLOSS, P. A.; CROSE, 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**, Santa Maria, v. 6, n. 1, p. 27-38, 1996.

CALDEIRA, M. V. W.; VITORINO, M. D.; SCHAADET, S. S.; MORAES, E.; BALBINOT, R. Quantificação de serapilheira e de nutrientes em uma Floresta Ombrófila Densa. **Ciências Agrárias**, Londrina, v. 29, n. 1, p. 53-68, jan./mar. 2008.

CAMPOS, E. P. *et al.* Chuva de sementes em Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa, MG, Brasil. **Acta Botânica Brasílica**, Porto Alegre, v. 23, n. 2, p. 451-458, abr./jun. 2009.

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

CARPANEZZI, A. A.; IVANCHECHEN, S. L.; LISBÃO, L. J. **Deposição de matéria orgânica e nutrientes por bracatinga (*Mimosa scabrella* Benth.)**. Curitiba: EMBRAPA-URPFCS, 1984. 3 p.

CARVALHO, M. M.; XAVIER, D. F.; ALVIM, M. J. Uso de leguminosas arbóreas na recuperação e sustentabilidade de pastagens cultivadas. In: CARVALHO, M. M.; ALVIM, M. J.; CARNEIRO, J. da C. (Ed.). **Sistemas agroflorestais pecuários: opções de sustentabilidade para áreas tropicais e subtropicais**. Juiz de Fora: Embrapa gado de leite; Brasília: FAO, 2001. p. 189-204.

CHAZDON, R. Regeneração de florestas tropicais. Boletim do museu paraense Emílio Goeldi. **Ciências Naturais**, Belém, v. 7, p. 195-218, set./dez. 2012.

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

CHAZDON, R. L.; LETCHER, S. G.; VAN BREUGEL, M.; MARTINEZ-RAMOS, M.; BONGERS, F.; FINEGAN, B. Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, 362 (1478), p. 273-289, dez. 2007.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Ministério do Meio Ambiente. **Resolução Nº 10**, de 1 de outubro de 1993. Estabelece os parâmetros básicos para análise dos estágios de sucessão de Mata Atlântica. Brasília, DF. 1993. Disponível em: https://www.mma.gov.br/estruturas/202/_arquivos/conama_res_cons_1993_010_estgios_sucessionais_de_florestas_geral_202.pdf. Acesso em: 23 jul. 2020.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Ministério do Meio Ambiente. **Resolução Nº 388**, de 23 de fevereiro de 2007. Dispõe sobre a convalidação das Resoluções que definem a vegetação primária e secundária nos estágios inicial, médio e avançado de regeneração da Mata Atlântica. Brasília, DF. 2007. Disponível em: https://www.mma.gov.br/estruturas/pnf/_arquivos/res_conama_388-07.pdf. Acesso em: 23 jul. 2020.

COSTA, C. C. A.; SOUZA, A. M.; SILVA, N. F.; CAMACHO, R. G. V.; DANTAS, I. M. Produção de serapilheira na Caatinga da Floresta Nacional do Açú - RN. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, n. 1, p. 246-248, 2007.

DANCEY, C.; REIDY, J. **Estatística sem matemática para psicologia: Usando SPSS para Windows**. Porto Alegre, Artmed. 2006.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Solos do Estado de Santa Catarina**. Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento. 2004. Disponível em: file:///C:/Users/Charline/Downloads/BPD-46-2004-Santa-Catarina-%20(1).pdf. Acesso em: 06 out. 2019.

FELFILI, J. M.; RESENDE, R. P. **Conceitos e métodos em fitossociologia**. Brasília, DF: Universidade de Brasília, 2003. 68 p.

FERNANDES, M. M.; PEREIRA, M. G.; MAGALHÃES, L. M. S.; CRUZ, A. R.; GIÁCOMO, R. G. Aporte e decomposição de serapilheira em áreas de floresta secundária, plantio de Sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia* Benth.) e Andiroba (*Carapa guianensis* Aubl.) na FLONA Mário Xavier, RJ. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 16, n. 2, p. 163-175, jul. 2006.

FIGUEIREDO-FILHO, A.; MORAES, G. F.; SCHAAF, L. B.; FIGUEIREDO, D. J. Avaliação estacional da deposição de serapilheira em uma Floresta Ombrófila Mista localizada no sul do estado do Paraná. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 13, n. 1, p. 11-18, abr. 2003.

FIGUEIREDO-FILHO, A.; SERPE, E. L.; BECKER, M.; SANTOS, D. F. Produção estacional de serapilheira em uma Floresta Ombrófila Mista na Floresta Estacional de Irati (PR). **Ambiência**. Guarapuava, v. 1, n. 2, p. 257-269, jun./dez. 2005.

FLORA DO BRASIL 2020 EM CONSTRUÇÃO. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>. Acesso em: 09 nov. 2019.

FOSTER, R. B. The seasonal rhyhm of fruitfall on Barro Colorado Island. In: LEIGH, E. G.; RAND, A.; WINDSON, D. M. (Ed.). **The ecology of a tropical forest**. Smithsonian Institution Press, Washington, 1982, p. 151-172.

GRIZ, L. M. S.; MACHADO, I. C. S. Fruiting phenology and seed dispersal syndromes in Caatinga, a tropical dry forest in the Northeast of Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, Austrália, v. 17, p. 303-321, abr. 2001.

GRIZ, L. M. S.; MACHADO, I. C. S.; TABARELLI, M. Ecologia de dispersão de sementes: processos e perspectivas. In: TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. (orgs.). Diagnósticos da Biodiversidade de Pernambuco. **Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente**. Fundação Joaquim Nabuco e Editora Massangana. Recife, v. 2, 2002, p. 597-608.

GONÇALVES, F. B. **Chuva de sementes em remanescente de Caatinga no município de porto da folha, Sergipe - Brasil**. 2012. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão - SE. 2012.

GUARIGUATA, M. R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, Dorchester, v. 148, p. 85-206, jul. 2001.

GUIMARÃES, S.; MARTINS, S. V.; NERI, A. V.; GLERIANI, J. M.; SILVA, K. A. Banco de sementes de áreas em restauração florestal em Aimorés, MG. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v. 34, n. 80, p. 357-368, out./dez. 2014.

Instituto Nacional de Meteorologia - **INMET**. Ministério da agricultura, pecuária e abastecimento. Disponível em: http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=home/page&page=sobre_inmet. Acesso em: 31 jul. 2020.

KAUOANO, E. E.; CARDOSO, F. C. G.; TOREZAN, J. M. D.; MARQUES, M. C. M. Micro- and meso-scale factors affect the restoration of Atlantic Forest. **Natureza e Conservação**, Rio de Janeiro, v. 11, n. 2, p. 145-151, jan. 2013.

LEDGARD, N. J.; LANGER, E. R. **Wilding prevention**: guidelines for minimising the risk of unwanted wilding spread from new plantings of introduced conifers. Christchurch: New Zealand Forest Research/Ministry for the Environment, 1999. 20 p.

LEGRAND, C. D.; KLEIN, R. M. **Myrtaceae**. Itajaí, Santa Catarina, Brasil. 1970. 123 p.

LEITE, P. F.; KLEIN, R. M. Geografia do Brasil. v. 2, **IBGE**, Rio de Janeiro, p. 420, 1990.

LEITÃO-FILHO, H. F. Aspectos taxonômicos das florestas do estado de São Paulo. **Silvicultura em São Paulo**, v. 16, p. 197-206, 1987.

LIMA, P. A. F.; PACHÊCO, B. S.; SOUSA, S. R. de; GATTO, A.; AQUINO, F. G.; ALBUQUERQUE, L. B. Indicadores Ecológicos: Ferramentas para o monitoramento do processo de restauração ecológica. Planaltina, DF: **Embrapa Cerrados**, 2015.

LONDE, V.; SOUSA, H. C.; KOZOVITS, A. R. Litterfall as an indicator of productivity and recovery of ecological functions in a rehabilitated riparian forest at Das Velhas River, southeast Brazil. **Tropical Ecology**, v. 57, n. 2, p. 355-360, 2016.

LONGHI, S. J.; CROCE, D. M.; FLOSS, P. A.; CALDATO, S. L. Estudo da regeneração natural, banco de sementes e chuva de sementes na reserva genética florestal de Caçador, SC. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 6, n. 1, p. 27-38, 1996.

LONGHI, R. V.; LONGHI, S. J.; CHAMI, L. B.; WATZLAWICK, L. F.; EBLING, A. A. Produção de serapilheira e retorno de macronutrientes em três grupos florísticos de uma Floresta Ombrófila Mista, RS. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 21, n. 4, p. 699-710, out./dez. 2011.

LOPES, M. I. S.; DOMINGOS, M.; STRUFFALDI-DE VUONO, Y. Ciclagem de nutrientes minerais. In: SYSLVESTRE, L. S.; ROSA, M. M. T. **Manual metodológico para estudos botânicos na Mata Atlântica**. Seropédica: EDUR - UFRRJ, 2002, p. 72-102.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras**: Manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. v. 1. Nova Odessa: Planrarium, p. 90, 1992.

- MACHADO, D. L.; PEREIRA, M. G.; CORREIRA, M. E. F.; DINIZ, A. R.; SANTOS, L. L.; MENEZES, C. E. G. Ciclagem de nutrientes em diferentes estágios sucessionais da Mata Atlântica na bacia do Rio Paraíba do Sul, RJ. **Bioscience jornal**, Uberlândia, v. 31, n. 4, p. 1222-1237, jul./ago. 2015.
- MACHADO, M. R.; RODRIGUES, F. C. M. P.; PEREIRA, M. G. Produção de serapilheira como bioindicador de recuperação em plantio adensado de revegetação. **Revista Árvore**. Viçosa, v. 32, n. 1, p. 143-151, jan./fev. 2008.
- MAGURRAN, A. E. **Ecological Diversity and Its Measurement**. Chapman and May, 1988. 179 p.
- MAGURRAN, A. E. **Medindo a diversidade biológica**. Tradução Dana Moiana Vianna. Editora UFPR. 2013. 261 p.
- MARTINS, P. J.; MAZON, J. A.; MARTINKOSKI, L.; BENIN, C. C.; WATZLAWICK, L. F. Dinâmica da vegetação arbórea em Floresta Ombrófila Mista Montana antropizada. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 24, p. 1-12, ago. 2017.
- METZGER, J. P.; CASATTI, L. Do diagnóstico à conservação da biodiversidade: o estado da arte do programa BIOTA/FAPESP. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 6, n. 2, p. 1-23, mai. 2006.
- MEYER, L. *et al.* Fitossociologia do componente arbóreo/arbustivo da Floresta Ombrófila Mista em Santa Catarina. In: VIBRANS, A. C.; SEVEGNANI, L.; GASPER, A. L.; LINGNER, D. V. (Ed.) **Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina, vol. III, Floresta Ombrófila Mista**, Blumenau: Edifurb, p. 34-98, 2013.
- MIASHIKE, R. L. **Invasão por *Pinus* spp. em fisionomias campestres do Cerrado, no estado de São Paulo**. 2015. Dissertação (Mestre em Ciências) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo - SP, 2015.
- MIKICH, S. B.; SILVA, S. M. Composição florística e fenologia das espécies zoocóricas de remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual no Centro-Oeste do Paraná, Brasil. **Acta Botanica**, Brasília, v. 15, n. 1, p. 89-113, jun. 2001.
- MORELLATO, L. P. C.; LEITÃO-FILHO, H. F. Estratégias fenológicas de espécies arbóreas em floresta semidecídua na Serra do Japí, Jundiaí, São Paulo. **Revista brasileira de Biologia**, São Carlos, v. 50, n. 1, p. 163-173, 1990.
- MORENO, C. E. **Métodos para medir la biodiversidad**. Zaragoza: Manuales y Tesis, 2001.
- MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: Wiley, 1974. 547 p.
- NASCIMENTO, A. R. T.; LONGHI, J. S.; BRENA, D. A. Estrutura e padrões de distribuição espacial de espécies arbóreas em uma amostra de Floresta Ombrófila Mista em Nova Prata, RS. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 11, n. 1, p. 105-119, 2001.

NÓBREGA, A. M. F.; VALERI, S. V.; PAULA, R. C.; SILVA, S. A. Regeneração natural em remanescentes florestais e áreas reflorestadas da várzea do rio Mogi-Guaçu, Luiz Antônio - SP. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 32, n. 5, Viçosa - MG, p. 909-920, set./out. 2008.

OKSANEN, J. *et al.* **Vegan**: community ecology package. 2019. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/index.html>. Acesso em: 24 out. 2019.

PACHÊCO, B. S. **Chuva de sementes como indicador de restauração ecológica em matas ripárias do Distrito Federal**. 2014. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Montes Claros, Montes Claros - MG. 2014.

PAULA, R. R.; PEREIRA, M. G.; MENEZES, L. T. Aporte de nutrientes e decomposição da serapilheira em três fragmentos florestais periodicamente inundados da ilha da Marambia, RJ. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 19, n. 2, p. 139-148, abr./jun. 2009.

PENHALBER, E. de F.; MANTOVANI, W. Floração e chuva de sementes em Mata secundária em São Paulo, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 20, n. 2, p. 205-220, dec. 1997.

PEZZATTO, A. W.; WISNIEWSKI, C. Produção de serapilheira em diferentes seres sucessionais da Floresta Estacional Semidecidual no oeste do Paraná. **Floresta**, Curitiba, v. 36, p. 111-120, jan./abr. 2006.

PIELOU, E. C. Species diversity and pattern diversity in the study of ecological succession. **Journal of Theoretical Biology**, v.10, n.2, p.370-383, fev.1966.

PIETRO-SOUZA, W.; SILVA, N. M.; CAMPOS, E. P. Chuva de sementes em remanescentes florestais de Campo Verde, MT. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 38, n. 4, p. 689-698, jul./ago. 2014.

PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; AOKI, J. Chuva de sementes como indicadora do estágio de conservação de fragmentos florestais em Sorocaba - SP. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 24, n. 4, p. 911-923, out./dez. 2014.

PINTO, C. B.; MARQUES, R. Aporte de nutrientes por frações da serapilheira em sucessão ecológica de um ecossistema da Floresta Atlântica. **Floresta**, Curitiba, v. 33, p. 257-264, out. 2003.

PINTO, S. I. C.; MARTINS, S. V.; BARROS, N. F.; DIAS, H. C. T. Ciclagem de nutrientes em dois trechos de floresta estacional na Reserva Florestal Mata do Paraíso, em Viçosa, MG, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 33, p. 653-663, jul./ago. 2009.

PLANO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS DE SANTA CATARINA – PERH/SC. **Caracterização geral das regiões hidrográficas de Santa Catarina/RH4 – Planalto de Lages**. 2017. Disponível em: http://www.aguas.sc.gov.br/jsmaifib_top/DHRI/Plano%20Estadual/etapa_a/PERH_SC_RH4_CERTI-CEV_2017_final.pdf. Acesso em: 06 out. 2019.

PROCKNOW, D. **Chuva de sementes e banco de sementes do solo como indicadores ecológicos de restauração para o Bioma Pampa**. 2019. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria - RS, 2019.

QUESADA, C. A.; LLOYD, J.; ANDERSON, L. O.; FYLLAS, N. M.; SCHWARZ, M.; CZIMCZIK, C. I. Soils of Amazonian with particular reference to the RAINFOR sites. **Biogeosciences**, v. 8, p. 1415-1440, jun. 2011.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, 2019. Disponível em: <https://www.r-project.org/>. Acesso em: 24 out. 2019.

REFFATTI, L. **Módulo 5 – Estatística Multivariada – PERMANOVA**. 2019. Disponível em: http://rstudio-pubs-static.s3.amazonaws.com/497041_0705aac93c0a42f2865e122479c931d1.html. Acesso em: 18 mar. 2020.

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, 1998, p. 450-473.

RODRIGUES, B. D.; MARTINS, S. V.; LEITE, H. G. Avaliação do potencial da transposição da serapilheira e do banco de sementes do solo para restauração florestal em áreas degradadas. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 34, n. 1, p. 65-73, 2010.

RODRIGUES, M. A.; PAOLI, A. A. S.; BARBOSA, J. M.; SANTOS JUNIOR, N. A. Avaliação da chuva de sementes em áreas de restinga em diferentes estágios de regeneração. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 34, n. 5, set./out. 2010.

SAMPAIO, M. B.; GUARINO, E. S. G. Efeitos do pastoreio de bovinos na estrutura populacional de plantas em fragmentos de Floresta Ombrófila Mista. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 31, p. 1035-1046, nov./dez. 2007.

SAMPAIO, M. T. F.; POLO, M.; BARBOSA, W. Estudo do crescimento de espécies de árvores semidecíduas em uma área ciliar revegetada. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 36, n. 5, p. 879-885, set./out. 2012.

SANTANA, J. A. S.; SOUTO, J. S. Produção de serapilheira na Caatinga da região semi-árida do Rio Grande do Norte, Brasil. **Idesia**, Chile, v. 29, n. 29, p. 87-94, ago. 2011.

SANTOS-FILHO, F. S.; SOARES, C. J. R. S.; SILVA, A. C. R.; HONÓRIO, S. S.; SILVA, F. F. Síndromes de polinização e de dispersão das espécies lenhosas nos parques ambientais em Teresina, Piauí, Brasil. **Revista Equador**, Piauí, v. 5, n. 3, p. 360-374, 2016.

SÃO PAULO. Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente, Instituto Florestal. **Invasão por *Pinus* spp: ecologia, prevenção, controle e restauração**. São Paulo, Instituto Florestal, 2020. 63 p.

SÃO PAULO. Portaria CBRN 01/2015. Estabelece o Protocolo de Monitoramento de Projetos de Restauração Ecológica. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**. São Paulo, SP, p. 46-46, 2015.

SCCOTI, M. S. V.; ARAUJO, M. M.; WENDLER, C. F.; LONGHI, S. J. Mecanismos de regeneração natural em remanescente de Floresta Estacional Decidual. **Ciência Florestal**. Santa Maria, v. 21, n. 3, p. 459-472, jul./set. 2011.

SCCOTI, M. S. V.; ARAUJO, M. M.; TONETTO, T. S.; LONGHI, S. J. Dinâmica da chuva de sementes em remanescente de Floresta Estacional Subtropical. **Ciência Florestal**. Santa Maria, v. 26, n. 4, p. 1179-1188, out./dez. 2016.

SCHUMACHER, M. V.; VIEIRA, M.; WITSCHORECK, R. Produção de serapilheira e transferência de nutrientes em área de segunda rotação com floresta de *Pinus taeda* L. no município de Cambará do Sul, RS. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 18, n. 4, p. 471-480, out./dez. 2008.

SCORIZA, R. N. **Serrapilheira como indicador ambiental aplicado na avaliação de fragmentos florestais em Sorocaba**. 2009. Monografia de conclusão de curso – Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba - SP, 2009.

SEGIS – THE STATE ENVIRONMENTAL GOALS AND INDICATORS PROJECT – Evaluation criteria. In: BERGQUIST, G. (Ed.). **Prospective indicators for state use in performance agreements**. Management, Florida, p. 6-7, 1995.

SILVA, J. P. G.; MARANGON, L. C.; FELICIANO, A. L. P.; FERREIRA, R. L. C. Chuva de sementes e estabelecimento de plântulas em floresta tropical na região nordeste do Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 28, n. 4, p. 1478-1490, out./dez. 2018.

SOUSA, S. R. **Análise da eficiência de indicadores da restauração ecológica em mata ripária no Cerrado, Planaltina - DF**. 2015. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Departamento de Engenharia Florestal, Universidade Brasília, Brasília - DF, 2015.

SOUZA, J. A.; DAVIDE, A. C. Deposição de serapilheira e nutrientes em uma mata não minerada e em plantações de bracinga (*Mimosa scabrella*) e de eucalipto (*Eucalyptus saligna*) em áreas de mineração de bauxita. **Cerne**, Lavras, v. 7, n. 1, p. 101-113, 2001.

SOUZA, J. T.; FERRAZ, E. M. N.; ALBUQUERQUE, U. P.; ARAÚJO, E. L. Does proximity to a mature forest contribute to the seed rain and recovery of na abandoned agriculture area in a semiarid climate. **Plant Biology**, v. 16, p. 748-756, 2014.

SOUZA, R. P.; VALIO, I. F. M. Seed size, seed germination and seedling survival of Brazilian tropical tree species differing in successional status. **Biotropica**, v. 33, p. 447-457, 2001.

SOUZA, S. C. P. M. de S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. A influência da cobertura vegetal e da distância do remanescente florestal no processo de regeneração natural na Floresta Ombrófila Densa Montana. **Hoehnea**, São Paulo, v. 45, n. 1, p. 55-68, jan./mar. 2018.

- TABARELLI, M.; VICENTE, A.; BARBOSA, D. C. A. Variation of seed dispersal spectrum of woody plants across a rainfall gradient in north-eastern Brazil. **Journal of Arid Environments**, v. 53, n. 2, p. 197-210, 2003.
- TERROR, V. L.; SOUSA, H. C.; KOSOVITS, A. R. Produção, decomposição e qualidade nutricional da serapilheira foliar em uma floresta paludosa de altitude. **Acta Botânica Brasileira**, Feira de Santana, v. 25, n. 1, p. 113-121, jan./mar. 2011.
- TRES, D. R.; SANTANNA, 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, n. 1, p. 309-311, 2007.
- VAN DER PIJL, L. **Principles of Dispersal in Higher Plants**. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 1982.
- VIBRANS, A. C. *et al.* Structure of mixed ombrophylous forests with *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae) under external stress in Southern Brazil. **Revista Biologia Tropical**. v. 59, p. 1371-1387, 2011.
- VIBRANS, A. C.; MCROBERTS, R. E.; MOSER, P.; NICOLETTI, A. L. Using satellite image-based maps and ground inventory data to estimate the area of the remaining Atlantic forest in the Brazilian state of Santa Catarina. **Remote Sensing of Environment**. v. 130, p. 87-95, 2013.
- VICENTE, A.; SANTO, A. M. M.; TABARELLI, M. Variação no modo de dispersão de espécies lenhosas em um gradiente de precipitação entre floresta seca e úmida no Nordeste do Brasil. In: LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. (orgs.). **Ecologia e Conservação da Caatinga**. Editora Universitária da Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 2003, p. 565-592.
- VILLA, E. B.; PEREIRA, M. G.; ALONSO, J. M.; BEUTLER, S. J.; LELES, P. S. S. Aporte de serapilheira e nutrientes em área de restauração florestal com diferentes espaçamentos de plantio. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, 23, v. 1, p. 90-99, fev. 2016.
- WHEELWRIGHT, N. T.; JANSON, C. H. Colors of fruit displays of bird-dispersed plants in two tropical forests. **American Naturalis**, v. 6, p. 777-799, 1985.
- ZANIN, E. M.; SANTOLIN, S. F.; CAPELLESSO, E. S. Banco e chuva de sementes em área de transição florestal no Sul do Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 39, n. 5, p. 821-829, set./out. 2015.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Todas as idades em processo de restauração florestal estudadas possuem capacidade de perpetuação e estabelecimento por meio da restauração passiva, levando em consideração a comparação com os valores de referências dos indicadores ecológicos propostos pela Resolução SMA 32/2014.

Ambos os indicadores avaliados nesta pesquisa são adequados para o monitoramento em áreas como a deste estudo. Os indicadores cobertura do solo de espécies arbóreas/arbustivas, cobertura do solo por quaisquer formas de vida, número de espécies nativas regenerantes e densidade de indivíduos nativos regenerantes, são bons indicadores práticos. Porém, os valores encontrados, principalmente para o indicador densidade e riqueza, foram superiores aos propostos pela resolução, neste contexto, necessita-se intensificar estudos para fins de comparações e adequações dos valores destes indicadores, para concretizar uma comparação correta para áreas de preservação permanente em processo de restauração passiva localizadas na fitofisionomia Floresta Ombrófila Mista no estado de Santa Catarina. Já a chuva de sementes e o aporte de serapilheira, são considerados ótimos indicadores científicos para avaliar o processo de restauração florestal. Visto que, estes desempenham um papel importante na dinâmica e auxiliam na recuperação da estrutura e na capacidade de resiliência dos ecossistemas, sendo indispensável para facilitar o processo de regeneração natural.

O fator de degradação foi encontrado tanto no estrato regenerante como nos propágulos da chuva de sementes, resultado que confirma a importância de se considerar a realização no monitoramento do levantamento das espécies exóticas invasoras, independentemente que futuramente estas espécies voltam a ser um fator degradante e atrapalhando a sucessão positiva dos ambientes.

De modo geral, as áreas em processo de restauração apresentaram baixa participação de indivíduos de espécies ameaçadas de extinção, fato que deve ser monitorado uma vez que, pode ter diferentes fatores envolvidos, sendo um deles a ausência de dispersores. Além disso, o reflexo da exploração no passado, qualidade e distribuição dos fragmentos florestais do entorno e a inexistência de fonte de propágulos, podem contribuir de forma direta nesta baixa participação.

Por fim, recomenda-se o plantio de espécies ameaçadas de extinção e de espécies com alto valor de conservação, como *Araucaria angustifolia*, devido a baixíssima presença de indivíduos encontrados na área. E, ainda, estudos e levantamento de fauna juntamente com

taxas de mortalidade devem ser realizados nas áreas para verificar o nível da perturbação negativa causada por animais exóticos, como os javalis.

ANEXO 1 - Valores intermediários para cada indicador ecológico avaliado em Áreas de Preservação Permanente em Floresta Ombrófila Mista, com seus respectivos níveis de adequações e idades no processo de restauração.

Indicador	Cobertura do solo com vegetação nativa arbórea/arbustiva (%)			Cobertura do solo com quaisquer forma de vida nativa (%)			Densidade de indivíduos nativos regenerantes (ind./ha)			Número de espécies nativas regenerantes (n° ssp.)		
	Crítico	Mínimo	Adequado	Crítico	Mínimo	Adequado	Crítico	Mínimo	Adequado	Crítico	Mínimo	Adequado
4 anos	0 a 70	70 a 90	> 90	0 a 50	50 a 90	> 90	0 a 2000	2000 a 9000	> 9000	0 a 7	7 a 18	> 18
9 anos	0 a 70	70 a 90	> 90	0 a 55	55 a 90	> 90	0 a 5000	5000 a 11000	> 11000	0 a 15	15 a 23	> 23
10 anos	0 a 55	55 a 90	> 90	0 a 55	55 a 90	> 90	0 a 2000	2000 a 4000	> 4000	0 a 10	10 a 17	> 17
11 anos	0 a 50	50 a 80	> 80	0 a 60	60 a 90	> 90	0 a 3000	3000 a 5000	> 5000	0 a 7	7 a 12	> 12
12 anos	0 a 50	50 a 75	> 75	0 a 65	65 a 90	> 95	0 a 5000	5000 a 12500	> 12500	0 a 7	7 a 24	> 24

Fonte: Elaborada pelo autor (2020).