

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

JOÃO PAULO DE MAÇANEIRO

REGENERAÇÃO NATURAL EM PASTAGENS ABANDONADAS E SUA  
CORRELAÇÃO COM VARIÁVEIS AMBIENTAIS E ESPACIAIS EM DIFERENTES  
MÉTODOS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL NO SUL DO BRASIL

CURITIBA

2019

JOÃO PAULO DE MAÇANEIRO

REGENERAÇÃO NATURAL EM PASTAGENS ABANDONADAS E SUA  
CORRELAÇÃO COM VARIÁVEIS AMBIENTAIS E ESPACIAIS EM DIFERENTES  
MÉTODOS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL NO SUL DO BRASIL

Tese apresentada ao curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Engenharia Florestal.

Orientador: Prof. Dr. Franklin Galvão

Coorientador: Prof. Dr. Lauri Amândio Schorn

Coorientador: Prof. Dr. André Luís de Gasper

CURITIBA

2019

Ficha catalográfica elaborada pela  
Biblioteca de Ciências Florestais e da Madeira - UFPR

Maçaneiro, João Paulo de

Regeneração natural em pastagens abandonadas e sua correlação com variáveis ambientais e espaciais em diferentes métodos de restauração florestal no Sul do Brasil / João Paulo de Maçaneiro. – Curitiba, 2019.

119 f. : il.

Orientador: Prof. Dr. Franklin Galvão

Coorientadores: Prof. Dr. Lauri Amândio Schorn

Prof. Dr. André Luís de Gasper

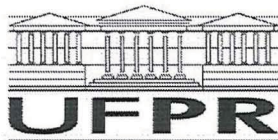
Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal. Defesa: Curitiba, 25/02/2019.

Área de concentração: Conservação da Natureza.

1. Florestas – Reprodução – Brasil, Sul. 2. Restauração florestal. 3. Recuperação ecológica. 4. Degradação ambiental. 5. Teses. I. Galvão, Franklin. II. Schorn, Lauri Amândio. III. Gasper, André Luís de. IV. Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias. V. Título.

CDD – 634.9

CDU – 634.0.231(816)



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO  
SETOR SETOR DE CIÊNCIAS AGRARIAS  
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ  
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO ENGENHARIA  
FLORESTAL - 40001016015P0

## TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ENGENHARIA FLORESTAL da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da tese de Doutorado de **JOÃO PAULO DE MAÇANEIRO** intitulada: **Regeneração natural em pastagens abandonadas e sua correlação com variáveis ambientais e espaciais em diferentes métodos de restauração florestal no Sul do Brasil.**, após terem inquirido o aluno e realizado a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

A outorga do título de doutor está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

CURITIBA, 25 de Fevereiro de 2019.

FRANKLIN GALVÃO  
Presidente da Banca Examinadora

KELLY GERONAZZO MARTINS  
Avaliador Externo (UNICENTRO)

CARLOS VELLOZO RODERJAN  
Avaliador Interno (UFPR)

ALEXANDER CHRISTIAN VIBRANS  
Avaliador Externo (FURB)

ALESSANDRO CAMARGO ANGELO  
Avaliador Interno (UFPR)

*Para o tecelão Valmor de Maçaneiro (in memoriam) e  
à cozinheira Marli Bernadete de Maçaneiro, meus  
valiosos pais; pelo amor e dedicação, pelo exemplo de  
vida e trabalho, pelo incentivo e pelo infalível apoio.*

**DEDICO**

## **AGRADECIMENTOS**

A jornada foi longa e cansativa, e vários momentos de alegria e tristeza se passaram pela minha vida no decorrer desses últimos quatro anos. Muitas pessoas ajudaram para que essa tese acontecesse e eu agradeço especialmente à minha querida namorada Daiana Vogel, que nos últimos anos se tornou uma pessoa fundamental para que este trabalho pudesse ser concluído, e que me incentivou, compreendeu e esteve presente comigo e me apoiando nos momentos mais difíceis e árduos de minha vida.

Ao meu orientador Dr. Franklin Galvão, pela confiança, pela amizade, pela exemplar dedicação, pelos incentivos e vários conselhos, pela orientação sólida, precisa e segura, pelas valiosas discussões e momentos de aprendizagem que muito contribuíram para a minha formação acadêmica.

Ao meu coorientador Dr. Lauri Amândio Schorn, pela confiança, pela amizade, pelos incentivos e conselhos, pela excelente coorientação e apoio neste trabalho, pela convivência e pelo exemplo de vida e profissionalismo no decorrer da minha formação profissional e acadêmica.

Ao meu coorientador Dr. André Luís de Gasper, pela confiança, pela amizade, pela excelente coorientação neste trabalho, pelos ensinamentos e pelos momentos de atenção e apoio que muito contribuíram para que este trabalho pudesse ser concluído.

Ao amigo Laio Zimmermann Oliveira, pela amizade, pela contribuição científica e suporte estatístico, pelas longas conversas e importantes momentos de aprendizagem que muito contribuíram para a minha formação acadêmica.

Aos colegas Diego Leandro da Silva, Diego Knoch Sampaio, Edier Rodrigo de Andrade, Everton de Olivera, Ivan Xavier Junior, João Apolinário, João Eduardo Cunha e William Gebien, pela ótima convivência e dedicação, pelo importante auxílio na coleta de dados no campo, pelos vários momentos de amizade e companheirismo que muito contribuíram para que este trabalho pudesse ser realizado.

Aos amigos da Pós-Graduação em Engenharia Florestal da Universidade Federal do Paraná (UFPR) Dieter Liebsch, Vinicius Costa Cysneiros, Tiago Grespan, Amanda Koche Marcon e Jaçanan Eloisa de Freitas Milani, pela amizade, pela ótima

convivência, pelas longas conversas e importantes momentos de aprendizagem que muito contribuíram para a minha formação acadêmica.

Ao Prof. Dr. Carlos Vellozo Roderjan, pela amizade, pelas valiosas discussões sobre as florestas subtropicais, pelos momentos de alegria e aprendizagem que muito contribuíram para a minha formação acadêmica.

À Profa. Dra. Yoshiko Saito Kuniyoshi, pela amizade, pelo importante auxílio e carinho prestado quanto à minha permanência em Curitiba/PR.

Ao Prof. Dr. Marcelo Diniz Vitorino, pela confiança, pela amizade, pelo excelente apoio prestado na execução deste trabalho.

À Profa. Dra. Lúcia Sevegnani (*in memoriam*), por ter despertado em mim o interesse em estudar a Floresta Atlântica.

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal da Universidade Federal do Paraná (UFPR), pela oportunidade de realização do curso de doutorado.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa de estudos concedida no período de abril/2015 a março/2018, e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela bolsa de estudos concedida no período de abril/2018 a março/2019.

Ao Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social (BNDES) pelo auxílio financeiro prestado para a realização deste trabalho.

À Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Estado de Santa Catarina (FAPESC) pelo auxílio financeiro prestado para a realização deste trabalho.

A todos que de alguma forma contribuíram para que este trabalho pudesse ser concluído, eu deixo aqui a minha mais sincera gratidão.

Muito obrigado!

## RESUMO

Nesta tese caracterizamos a composição e estrutura da regeneração natural de pastagens abandonadas submetidas a diferentes métodos de restauração na Floresta Atlântica Subtropical, localizada no Faxinal do Bepe, Parque Nacional da Serra do Itajaí – SC, de modo a investigar atributos relacionados com as variações florísticas e estruturais da vegetação, bem como os padrões de distribuição de espécies lenhosas regenerantes em função de variáveis ambientais e espaciais. No Capítulo 1 (*A composição das espécies lenhosas da Floresta Atlântica Subtropical varia em função do tipo de solo*), o principal objetivo foi verificar se as variações na composição e estrutura de uma floresta em estágio avançado de regeneração estão relacionadas com o tipo de solo. Realizamos análises de ordenação, calculamos os parâmetros fitossociológicos e detectamos as espécies indicadoras para cada grupo florístico. No Capítulo 2 (*Poucas espécies lenhosas nativas dominantes: como age o processo de regeneração da Floresta Atlântica Subtropical em pastagens abandonadas no Sul do Brasil*), analisamos a composição e estrutura das espécies lenhosas da regeneração natural de pastagens abandonadas. Calculamos os parâmetros fitossociológicos para as espécies, índices de heterogeneidade e analisamos diagramas de Whittaker. No Capítulo 3 (*Padrões florísticos da regeneração natural da Floresta Atlântica Subtropical e suas implicações na restauração florestal*), investigamos se variáveis ambientais e espaciais predizem a variação nos padrões de composição de espécies lenhosas regenerantes em pastagens abandonadas submetidas a diferentes métodos de restauração. Efetuamos análises de ordenação, similaridade e partição da variância. Os resultados revelaram que a floresta em estágio avançado de regeneração apresenta variações florísticas e estruturais em função do tipo de solo, além de ser constituída por espécies indicadoras para cada ambiente de solo analisado. A regeneração natural da Floresta Atlântica Subtropical em pastagens abandonadas é caracterizada, predominantemente, por poucas espécies lenhosas dominantes, e essas espécies resultam em menor diversidade da vegetação. A variação na composição de espécies lenhosas regenerantes em pastagens abandonadas submetidas a diferentes métodos de restauração está relacionada a fatores ambientais (e.g., propriedades físicas e químicas dos solos). Contudo, verificamos que as variáveis espaciais – geralmente negligenciada em estudos sobre regeneração de florestas subtropicais em pastagens abandonadas – desempenham um papel ainda mais relevante do que as próprias variáveis ambientais. Isso indica que a regeneração florestal é predominantemente espacial, com destaque para processos bióticos e estocásticos. Finalmente, concluímos que a presente tese gerou importantes informações sobre o efeito do solo nos padrões florísticos da regeneração natural de pastagens abandonadas submetidas a diferentes métodos de restauração na Floresta Atlântica Subtropical, além de mostrar os principais padrões de distribuição das espécies lenhosas ao longo de gradientes ambientais.

**Palavras-chave:** Fitossociologia. Inventário florestal. Recuperação de áreas degradadas. Restauração ecológica. Regeneração florestal. Recuperação florestal. Distribuição de espécies. Relações solo-vegetação. Estrutura espacial. Particionamento da variância.

## ABSTRACT

In this thesis we characterized the composition and structure of forest natural regeneration in abandoned pastures subjected to different restoration methods in the Subtropical Atlantic Rainforest, at *Faxinal do Bepe, Parque Nacional da Serra do Itajaí* – SC, to investigate floristic and structural variations, and also the relationship among environmental/spatial variables and the distribution patterns of regenerating woody species. In the first chapter 1 (*Subtropical Rainforest's woody species composition varies depending on the soil type*), the main objective was to verify if the variations in composition and structure of a forest community in advanced successional stage are related to soil type. We conducted ordination analyses, calculated phytosociological parameters, and identified indicator species for each floristic group. In the second chapter (*Few dominant native woody species: How the Subtropical Atlantic Rainforest's regeneration process develops in abandoned pastures in Southern Brazil?*), we analyzed the composition and structure of natural regenerating woody species in abandoned pastures. We calculated the species' phytosociological parameters, heterogeneity index, and we also analyzed Whittaker diagrams. In the third chapter (*Floristic patterns of the Atlantic Subtropical Rainforest natural regeneration and its forest restoration implications*), we investigated if environmental and spatial variables predict variations in the composition of regenerating woody species in abandoned pastures subjected to different restoration methods. We performed ordination analyses, analysis of similarity, and variance partitioning. The results revealed that floristic and structural variations in forests in advanced regeneration stages are related to soil type; each soil type was related to a different set of indicator species. The natural regeneration of the Atlantic Subtropical Rainforest in abandoned pastures is characterized, predominantly, by few highly dominant woody species forming a community with reduced species diversity. The variation in the composition of regenerating woody species in abandoned pastures subjected to different restoration methods was shown to be related to environmental factors (e.g., soils' physical and chemical properties). However, we verified that the spatial variables – which are usually ignored in studies about the regeneration of subtropical rainforest in abandoned pastures – are stronger predictors than just the environmental variables. This suggests that forest regeneration in the studied area is driven mainly by spatial biotic/stochastic processes. Finally, we believe that this thesis generated important information about the influence of soil properties on floristic patterns of forest natural regeneration in abandoned pastures subjected to different restoration methods in the subtropical portion of the Subtropical Atlantic Rainforest. In addition, the main patterns of woody species distribution along environmental gradients were presented and discussed.

**Key-words:** Phytosociology. Forest inventory. Recovery of degraded areas. Ecological restoration. Forest regeneration. Forest recovery. Species Distribution. Soil-vegetation relationship. Spatial structure. Variance partitioning.

## LISTA DE FIGURAS

- FIGURA 1.1 – LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO E DELIMITAÇÃO DAS PARCELAS AMOSTRAIS NAS FLORESTAS EM ESTÁGIO AVANÇADO DE REGENERAÇÃO, FAXINAL DO BEPE, PARQUE NACIONAL DA SERRA DO ITAJAÍ, SANTA CATARINA, SUL DO BRASIL. ....29
- FIGURA 1.2 – DIAGRAMAS DE ORDENAÇÃO PRODUZIDOS PELO ESCALONAMENTO MULTIDIMENSIONAL NÃO-MÉTRICO (NMDS), COM BASE NA COMPOSIÇÃO (A) E ABUNDÂNCIA (B) DE ESPÉCIES EM 43 PARCELAS DE UMA FLORESTA PLUVIAL SUBTROPICAL, FAXINAL DO BEPE, PARQUE NACIONAL DA SERRA DO ITAJAÍ, SANTA CATARINA, SUL DO BRASIL.....33
- FIGURA 1.3 – CURVAS DE RAREFAÇÃO CONSTRUÍDAS PELO MÉTODO MAO TAU, COM SEUS RESPECTIVOS INTERVALOS DE CONFIANÇA ( $\pm$  IC 95%), PARA AS ESPÉCIES LENHOSAS EM TRÊS AMBIENTES DE SOLOS DE UMA FLORESTA PLUVIAL SUBTROPICAL, FAXINAL DO BEPE, PARQUE NACIONAL DA SERRA DO ITAJAÍ, SANTA CATARINA, SUL DO BRASIL.....35
- FIGURA 1.4 – BOXPLOTS CONSTRUÍDOS POR MEIO DOS PARÂMETROS ESTRUTURAIIS DAS ESPÉCIES AMOSTRADAS EM TRÊS AMBIENTES DE SOLOS, FAXINAL DO BEPE, PARQUE NACIONAL DA SERRA DO ITAJAÍ, SANTA CATARINA, SUL DO BRASIL. AS MÉDIAS SEGUIDAS PELA MESMA LETRA, NO MESMO GRÁFICO, NÃO DIFEREM ESTATISTICAMENTE ENTRE SI AO NÍVEL DE SIGNIFICÂNCIA  $\alpha = 0,05$  PELOS TESTES DE TUKEY-KRAMER E MANN-WHITNEY.....39
- FIGURA 2.1 – LOCALIZAÇÃO DAS ÁREAS COM PASTAGENS ABANDONADAS, FAXINAL DO BEPE, PARQUE NACIONAL DA SERRA DO ITAJAÍ, SANTA CATARINA, SUL DO BRASIL. ....49
- FIGURA 2.2 – DIAGRAMAS DE WHITTAKER CONSTRUÍDOS POR MEIO DA ABUNDÂNCIA DE INDIVÍDUOS DAS ESPÉCIES AMOSTRADAS EM DOIS ESTRATOS DA REGENERAÇÃO NATURAL DE PASTAGENS

	ABANDONADAS, FAXINAL DO BEPE, PARQUE NACIONAL DA SERRA DO ITAJAÍ, SANTA CATARINA, SUL DO BRASIL.....	55
FIGURA 2.3 –	RELAÇÃO ENTRE OS ÍNDICES DE DIVERSIDADE E A DENSIDADE RELATIVA DA ESPÉCIE LENHOSA MAIS ABUNDANTE DO ESTRATO SUPERIOR (A, B) E ESTRATO INFERIOR (C, D). CADA PONTO REPRESENTA UMA DAS 45 PARCELAS AMOSTRADAS NA REGENERAÇÃO NATURAL DE PASTAGENS ABANDONADAS, FAXINAL DO BEPE, PARQUE NACIONAL DA SERRA DO ITAJAÍ, SANTA CATARINA, SUL DO BRASIL.....	56
FIGURA 3.1 –	LOCALIZAÇÃO DAS ÁREAS DE ESTUDO NO FAXINAL DO BEPE, PARQUE NACIONAL DA SERRA DO ITAJAÍ, SANTA CATARINA, SUL DO BRASIL (A, B) E DISTRIBUIÇÃO DAS PARCELAS AO LONGO DO GRADIENTE DE ELEVAÇÃO: (C) PLANTIOS COM ALTA DIVERSIDADE; (D) REGENERAÇÃO PASSIVA E (E) POLEIROS ARTIFICIAIS.....	72
FIGURA 3.2 –	ANÁLISES DE REDUNDÂNCIA (RDA) PRODUZIDAS POR ESPÉCIES LENHOSAS E VARIÁVEIS AMBIENTAIS E ESPACIAIS PARA O ESTRATO SUPERIOR (A - PARCELAS, B - ESPÉCIES) E ESTRATO INFERIOR (C - PARCELAS, D - ESPÉCIES) DA REGENERAÇÃO NATURAL DE PASTAGENS ABANDONADAS, FAXINAL DO BEPE, PARQUE NACIONAL DA SERRA DO ITAJAÍ, SANTA CATARINA, SUL DO BRASIL.....	79
FIGURA 3.3 –	PARTICIONAMENTO DA VARIÂNCIA PARA DETERMINAR O QUANTO DA VARIAÇÃO ESPACIAL NA COMPOSIÇÃO DE ESPÉCIES FOI CONTABILIZADO PELAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS MEDIDAS. FRAÇÃO [A] REPRESENTA SOMENTE A VARIAÇÃO AMBIENTAL, FRAÇÃO [B] A VARIAÇÃO AMBIENTAL ESPACIALMENTE ESTRUTURADA, OU SEJA, ENTRE OS COMPONENTES AMBIENTAIS E ESPACIAIS SOBREPOSTOS, FRAÇÃO [C] A ESTRUTURA ESPACIAL NÃO EXPLICADA PELAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS MEDIDAS, E FRAÇÃO [D] A VARIAÇÃO NÃO EXPLICADA.....	81

## LISTA DE TABELAS

TABELA 1.1 – PARÂMETROS FITOSSOCIOLÓGICOS CALCULADOS PARA AS 10 ESPÉCIES COM MAIOR VALOR DE IMPORTÂNCIA EM TRÊS AMBIENTES DE SOLOS DE UMA FLORESTA PLUVIAL SUBTROPICAL, FAXINAL DO BEPE, PARQUE NACIONAL DA SERRA DO ITAJAÍ, SANTA CATARINA, SUL DO BRASIL.....	36
TABELA 1.2 – LISTA COM AS ESPÉCIES ARBÓREAS INDICADORAS POR AMBIENTE DE SOLO EM FLORESTA PLUVIAL SUBTROPICAL, FAXINAL DO BEPE, PARQUE NACIONAL DA SERRA DO ITAJAÍ, SANTA CATARINA, SUL DO BRASIL.....	37
TABELA 2.1 – PARÂMETROS FITOSSOCIOLÓGICOS DAS ESPÉCIES LENHOSAS DO ESTRATO SUPERIOR DA REGENERAÇÃO NATURAL DE UMA FLORESTA PLUVIAL SUBTROPICAL, FAXINAL DO BEPE, PARQUE NACIONAL DA SERRA DO ITAJAÍ, SANTA CATARINA, SUL DO BRASIL.....	53
TABELA 2.2 – PARÂMETROS FITOSSOCIOLÓGICOS DAS ESPÉCIES DO ESTRATO INFERIOR DA REGENERAÇÃO NATURAL DE UMA FLORESTA PLUVIAL SUBTROPICAL, FAXINAL DO BEPE, PARQUE NACIONAL DA SERRA DO ITAJAÍ, SANTA CATARINA, SUL DO BRASIL.....	53
TABELA 2.3 – RESULTADOS DOS COEFICIENTES DE CORRELAÇÃO DE PEARSON ( $r$ ) ENTRE OS ÍNDICES DE DIVERSIDADE E A DENSIDADE RELATIVA DA ESPÉCIE LENHOSA MAIS ABUNDANTE EM 45 PARCELAS AMOSTRADAS EM DOIS ESTRATOS DA REGENERAÇÃO NATURAL DE PASTAGENS ABANDONADAS, FAXINAL DO BEPE, PARQUE NACIONAL DA SERRA DO ITAJAÍ, SANTA CATARINA, SUL DO BRASIL.....	55
TABELA 3.1 – LISTA COM AS ESPÉCIES LENHOSAS AMOSTRADAS EM DOIS ESTRATOS DA REGENERAÇÃO NATURAL DE PASTAGENS ABANDONADAS SUBMETIDAS A DIFERENTES MÉTODOS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL, FAXINAL DO BEPE, PARQUE NACIONAL DA SERRA DO ITAJAÍ, SANTA CATARINA, SUL DO BRASIL.....	77

TABELA 3.2 – CONTRIBUIÇÃO DE CADA VARIÁVEL AMBIENTAL E ESPACIAL PARA OS PADRÕES FLORÍSTICOS PRODUZIDOS PELO MODELO RDA NA REGENERAÇÃO NATURAL DE PASTAGENS ABANDONADAS, FAXINAL DO BEPE, PARQUE NACIONAL DA SERRA DO ITAJAÍ, SANTA CATARINA, SUL DO BRASIL.  $R^2$  AJUSTADO,  $F$  E  $p$  FORAM OBTIDOS PELA ANOVA APÓS O PARTICIONAMENTO DA VARIÂNCIA. ....80

## SUMÁRIO

<b>INTRODUÇÃO GERAL.....</b>	<b>16</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>20</b>
<b>CAPÍTULO 1 – A COMPOSIÇÃO DAS ESPÉCIES LENHOSAS DA FLORESTA ATLÂNTICA SUBTROPICAL VARIA EM FUNÇÃO DO TIPO DE SOLO .....</b>	<b>25</b>
<b>RESUMO.....</b>	<b>25</b>
<b>1.1 INTRODUÇÃO .....</b>	<b>26</b>
<b>1.2 MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>28</b>
1.2.1 ÁREA DE ESTUDO .....	28
1.2.2 COLETA DOS DADOS.....	30
1.2.3 ANÁLISE DOS DADOS .....	31
<b>1.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>32</b>
<b>1.4 CONCLUSÃO.....</b>	<b>40</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>41</b>
<b>CAPÍTULO 2 – POUCAS ESPÉCIES LENHOSAS NATIVAS DOMINANTES: COMO AGE O PROCESSO DE REGENERAÇÃO DA FLORESTA ATLÂNTICA SUBTROPICAL EM PASTAGENS ABANDONADAS NO SUL DO BRASIL.....</b>	<b>45</b>
<b>RESUMO.....</b>	<b>45</b>
<b>2.1 INTRODUÇÃO .....</b>	<b>46</b>
<b>2.2 MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>49</b>
2.2.1 ÁREA DE ESTUDO .....	49
2.2.2 COLETA DOS DADOS.....	50
2.2.3 ANÁLISE DOS DADOS .....	51
<b>2.3 RESULTADOS .....</b>	<b>52</b>
<b>2.4 DISCUSSÃO .....</b>	<b>56</b>
<b>2.5 CONCLUSÃO.....</b>	<b>60</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>61</b>

	<b>CAPÍTULO 3 – PADRÕES FLORÍSTICOS DA REGENERAÇÃO NATURAL DA FLORESTA ATLÂNTICA SUBTROPICAL E SUAS IMPLICAÇÕES NA RESTAURAÇÃO FLORESTAL .....</b>	<b>68</b>
	<b>RESUMO .....</b>	<b>68</b>
<b>3.1</b>	<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>69</b>
<b>3.2</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>71</b>
3.2.1	ÁREA DE ESTUDO .....	71
3.2.2	COLETA DOS DADOS.....	73
3.2.3	ANÁLISE DOS DADOS .....	75
<b>3.3</b>	<b>RESULTADOS .....</b>	<b>77</b>
<b>3.4</b>	<b>DISCUSSÃO .....</b>	<b>82</b>
<b>3.5</b>	<b>CONCLUSÃO.....</b>	<b>86</b>
	<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>87</b>
	<b>CONCLUSÃO GERAL .....</b>	<b>94</b>
	<b>REFERÊNCIAS GERAIS .....</b>	<b>96</b>
	<b>APÊNDICE 1 .....</b>	<b>111</b>
	<b>APÊNDICE 2 .....</b>	<b>117</b>
	<b>APÊNDICE 3 .....</b>	<b>118</b>
	<b>APÊNDICE 4 .....</b>	<b>119</b>

## INTRODUÇÃO GERAL

A regeneração de florestas tropicais está fortemente relacionada com as civilizações humanas. Na Indonésia, por exemplo, tribos Dayak que vivem nas florestas de Bornéu possuem conhecimento profundo sobre os processos que regem a regeneração natural por mais de 4.000 anos (SETYAWAN, 2010), enquanto que nas terras baixas do norte da Mesoamérica os maias já conheciam a regeneração florestal há 3.000 anos e atribuíram termos para diferenciar estágios sucessionais da vegetação e a relação que a regeneração florestal possuía com diferentes características dos solos (GÓMEZ-POMPA et al., 1987; BARRERA-BASSOLS; TOLEDO, 2005; ROBINSON; McKILLOP, 2013).

Embora o conceito de regeneração de florestas tropicais esteja presente em diversas civilizações, também a degradação dessas florestas tem origem antrópica e geralmente pode ser atribuída ao manejo inadequado e ao mau uso das florestas (CHAZDON, 2014). Globalmente, foram identificados dois bilhões de hectares de biomas florestais e de florestas/savanas degradadas com oportunidade para restauração em larga escala (LAESTADIUS et al., 2012). No Brasil, devido ao histórico de desmatamento e o alto grau de fragmentação imposto sobre os ecossistemas florestais, iniciativas para a restauração florestal em larga escala estão sendo desenvolvidas (RODRIGUES et al., 2009; BNDES, 2015). Atualmente, o governo nacional estabeleceu como meta a recuperação da vegetação nativa em um mínimo de 12 milhões de hectares até 2030, de modo a reduzir as emissões de gases do efeito estufa (MMA, 2016; BRASIL, 2017; PLANAEG, 2017). Essas áreas são caracterizadas por apresentar baixa aptidão agrícola devido à intensa degradação e compactação dos solos pelo uso intensivo pela pecuária e que não suportam mais atividades agrícolas ou geram serviços ecossistêmicos efetivos (RODRIGUES et al., 2009; CHAZDON; GUARIGUATA, 2016).

Em áreas com pastagens recém-abandonadas e que não apresentam intervenção antrópica, a sucessão secundária ocorre de forma gradual, seguindo processos ecológicos de dispersão de sementes, colonização das espécies nativas, amenização das condições microclimáticas e aumento da complexidade florístico-estrutural da comunidade (CHAZDON, 2014; SCERVINO; TOREZAN 2015). No decorrer desse processo, o ecossistema em recuperação pode apresentar diferentes trajetórias sucessionais, as quais são determinadas principalmente pela proximidade

com fragmentos florestais conservados, dispersão de sementes e fatores bióticos e estocásticos, entre outros (ENGEL; PARROTA, 2008; PICKETT et al., 2008; RODRIGUES et al., 2009; BRANCALION et al., 2015). A dispersão de sementes, por exemplo, é influenciada pela disponibilidade de propágulos provenientes de fragmentos florestais próximos, além de depender da qualidade e quantidade de animais dispersores locais (MARTINS, 2015; VOGEL et al., 2015).

Recentemente, estudos ecológicos têm apontado que fatores bióticos (e.g., dispersão de sementes) estão associados com variáveis espaciais (ver GOTELLI, 2008; LEWIS et al., 2014; MAÇANEIRO et al., 2016; GUO et al., 2017). Tratam-se de processos estocásticos e imprevisíveis, que atuam na estruturação das comunidades vegetais em ecossistemas degradados (RODRIGUES et al., 2009; BARBOSA et al., 2012; MARTINS et al., 2012). A dispersão de sementes por animais, por exemplo, contribui para a formação de comunidades com maior heterogeneidade espacial, visto que alguns animais podem depositar as sementes de maneira agrupada e em ambientes favoráveis para a sua germinação (BECKMAN; ROGERS, 2013), enquanto que a dispersão pelo vento tende a formar comunidades com menor heterogeneidade espacial em função de o vento transportar as sementes a longas distâncias de maneira fortemente aleatória (FORTIN; DALE, 2005).

Em áreas com pastagens abandonadas que apresentam potencial para regeneração natural, por exemplo, a recuperação florestal pode ser realizada por meio de diferentes métodos de plantio e nucleação (BECHARA et al., 2016; DERROITE et al., 2016), processos sucessionais espontâneos (passivos) ou regeneração natural assistida (CHEUNG et al., 2010; CHAZDON, 2014). Esses métodos têm por finalidade acelerar a regeneração natural e restaurar a cobertura florestal com foco primário na regeneração natural de espécies nativas (LAMB, 2011). Por exemplo, poleiros artificiais e plantios com alta diversidade são métodos de restauração ativa que devem ser aplicados em áreas que perderam o potencial de regeneração natural devido à degradação do solo ou à limitação de dispersão de sementes. Por outro lado, o método passivo – regeneração natural assistida – permite que o ecossistema se regenere naturalmente sem intervenções deliberadas, além de ser indicado como um método bem-sucedido e de menor custo, considerando-se a sua aplicação na escala da paisagem (ver HOLL; AIDE, 2011; CHAZDON; URIARTE, 2016).

Em se tratando do planejamento dos esforços para restauração florestal, um dos principais problemas é a dúvida sobre quando a restauração ativa é de fato

necessária, como ela deve ser realizada, quais são as espécies a selecionar e qual o número de espécies de mudas a plantar (HOLL; AIDE, 2011; BRANCALION et al., 2015). Essa decisão deveria ser baseada na compreensão da capacidade de resiliência da regeneração natural da área e na formação de comunidades que levam em consideração a trajetória sucessional natural do ecossistema, bem como nas condições ambientais locais (i.e., microclima, geomorfologia, propriedades físicas e químicas dos solos) e processos ecológicos estocásticos (i.e., dispersão de sementes), entre outros (SUDING; GROSS, 2006; CHAZDON, 2014; LEWIS et al., 2014; DURIGAN; ENGEL, 2015; GUO et al., 2017). Dessa forma, pesquisas sobre a regeneração de florestas secundárias podem auxiliar na definição de ações em projetos de restauração florestal, pois permitem entender as diferentes trajetórias sucessionais em função do uso do solo anterior (CHAZDON, 2012), auxiliam no entendimento de processos que promovem a manutenção da diversidade de espécies através da comparação entre parâmetros florísticos e quantitativos da regeneração ao longo do tempo (LETCHER; CHAZDON, 2009; GARCIA et al., 2016) e servem de suporte para a seleção de espécies nativas adaptadas às condições ambientais (MOTA et al., 2017; TURCHETTO et al., 2017).

Neste sentido, caracterizamos a composição e estrutura da regeneração natural de pastagens abandonadas submetidas a diferentes métodos de restauração na Floresta Atlântica Subtropical, localizadas no Parque Nacional da Serra do Itajaí, de modo a investigar atributos relacionados com as variações florísticas e estruturais da vegetação, bem como os padrões de distribuição de abundância das espécies lenhosas regenerantes em função de variáveis ambientais (geomorfologia e pedologia) e espaciais (estrutura espacial). Adicionalmente, esta tese está dividida em três capítulos independentes, os quais são descritos a seguir:

No Capítulo 1, o principal objetivo foi verificar se as variações na composição e estrutura de uma floresta em estágio avançado de regeneração localizada em fragmentos submetidos à exploração seletiva e uso intensivo pela pecuária pretéritas, estão relacionadas com o tipo de solo subjacente. As principais questões abordadas foram: (i) Em locais ambientalmente próximos, existem variações florísticas e estruturais da vegetação em função da posição do terreno? (ii) Essas diferenças também são observadas entre diferentes tipos de solos? Esperamos encontrar um efeito positivo da posição do terreno nas variações da vegetação e nos tipos de solos, uma vez que estudos recentes têm apontado que alterações na topografia podem

originar mudanças nos tipos de solos que, por sua vez, refletem na composição e estrutura da vegetação da Floresta Atlântica Subtropical (FERREIRA-JÚNIOR et al., 2012; MARANGON et al., 2015; OLIVEIRA-FILHO et al., 2015; SCHAEFER et al., 2015; MAÇANEIRO et al., 2016).

No Capítulo 2, analisamos a composição e estrutura das espécies lenhosas da regeneração natural de pastagens abandonadas, de modo a responder duas questões: (i) Quantas e quais são as espécies que crescem em pastagens abandonadas há quatro anos e que foram utilizadas pela pecuária por mais de meio século? Esperamos encontrar elevada densidade de espécies heliófilas exigentes de luz, uma vez que são consideradas típicas de áreas com pastagens abandonadas (CHAZDON, 2008; CHEUNG et al., 2009). (ii) Os padrões de distribuição de abundância das espécies da regeneração natural apresentam importantes implicações para a escolha de novas espécies para projetos de restauração florestal? Esperamos que sim, pois estudos recentes apontaram que o conhecimento da densidade de indivíduos colonizadores de áreas degradadas é importante para a seleção de novas espécies para restauração (ADENESKY-FILHO et al., 2017).

No Capítulo 3, investigamos se variáveis ambientais e espaciais predizem a variação nos padrões de composição de espécies regenerantes em pastagens abandonadas submetidas a diferentes métodos de restauração. As principais questões abordadas foram: (i) Existem variáveis ambientais que influenciam os padrões de composição das espécies regenerantes? Esperamos encontrar o efeito do solo, relevo e distância do fragmento florestal nas variações da regeneração natural em diferentes métodos de restauração, pois são conhecidos como os principais fatores que determinam as mudanças na vegetação em florestas subtropicais (FERREIRA-JÚNIOR et al., 2012; THUILLER, 2013; NARVAES et al., 2014; HIGUCHI et al., 2015; SCHAEFER et al., 2015). (ii) Variáveis espaciais têm influência nos padrões de composição de espécies regenerantes submetidas a diferentes métodos de restauração florestal em conjunto com variáveis ambientais? Esperamos encontrar o efeito significativo do espaço, sobretudo de fatores bióticos e estocásticos (e.g., dispersão de sementes), pois estudos recentes indicaram que a inclusão de variáveis espaciais na análise de padrões de vegetação auxilia na identificação de processos importantes (MÉLO et al., 2013; SAITER et al., 2015; MAÇANEIRO et al., 2016; LOEBENS et al., 2018).

## REFERÊNCIAS

- ADENESKY-FILHO, E.; MAÇANEIRO, J. P.; VITORINO, M. D. How to select potential species for ecological restoration of rain forest – Southern Brazil. **Applied Ecology and Environmental Research**, v. 15, n. 3, p. 1671-1684, 2017.
- BARBOSA, J. M.; EISENLOHR, P. V.; RODRIGUES, M. A.; BARBOSA, K. C. Ecologia da dispersão de sementes em florestas tropicais. In: MARTINS, S. V. (Ed.). **Ecologia de Florestas Tropicais do Brasil**. Viçosa: Editora UFV, 2012. p. 85-106.
- BARRERA-BASSOLS, N.; TOLEDO, V. M. Ethnoecology of the Yucatec Maya: Symbolism, knowledge and management of natural resources. **Journal of Latin American Geography**, v. 4, n. 1, p. 9-41, 2005.
- BECHARA, F. C.; DICKENS, S. J.; FARRER, E. C.; LARIOS, L.; SPOTSWOOD, E. N.; MARIOTTE, P.; SUDING, K. N. Neotropical rainforest restoration: comparing passive, plantation and nucleation approaches. **Biodiversity and Conservation**, v. 25, n. 11, p. 2021-2034, 2016.
- BECKMAN, N. G.; ROGERS, H. S. Consequences of seed dispersal for plant recruitment in tropical forests: interactions within the seedscape. **Biotropica**, v. 45, n. 6, p. 666-681, 2013.
- BNDES. **Iniciativa BNDES Mata Atlântica**. Rio de Janeiro: Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social, 2015.
- BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. **Restauração florestal**. São Paulo: Oficina de Textos, 2015.
- BRASIL. Decreto nº 8.972, de 23 de janeiro de 2017. Institui a Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, n. 17, 24 jan. 2017. Seção 1, p. 7.
- CHAZDON, R. L. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. **Science**, v. 320, n. 5882, p. 1458-1460, 2008.
- CHAZDON, R. L. Tropical forest regeneration. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais**, v. 7, n. 3, p. 195-218, 2012.
- CHAZDON, R. L. **Second growth**: the promise of tropical forest regeneration in an age of deforestation. Chicago: University of Chicago Press, 2014.
- CHAZDON, R. L.; GUARIGUATA, M. R. Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 716-730, 2016.
- CHAZDON, R. L.; URIARTE, M. Natural regeneration in the context of large-scale forest and landscape restoration in the tropics. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 709-715, 2016.

CHEUNG, K. C., MARQUES, M. C. M., LIEBSCH, D. Relationship between herbaceous vegetation and regeneration of woody species in abandoned pastures in the Atlantic Rain Forest in Southern Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 23, n. 4, p. 1048-1056, 2009.

CHEUNG, K. C.; LIEBSCH, D.; MARQUES, M. C. M. Forest recovery in newly abandoned pastures in Southern Brazil: implications for the Atlantic Rain Forest resilience. **Natureza & Conservação**, v. 8, n. 1, p. 66-70, 2010.

DERROITE, G.; COE, R.; HEALEY, J. R. Isolated trees as nuclei of regeneration in tropical pastures: testing the importance of niche-based and landscape factors. **Journal of Vegetation Science**, v. 27, n. 4, p. 679-691, 2016.

DURIGAN, G., ENGEL, V. L. Restauração de Ecossistemas no Brasil: onde estamos e para onde podemos ir? In: MARTINS, S. V. (Ed.). **Restauração Ecológica de Ecossistemas Degradados**. Viçosa: Editora UFV. 2015. p. 42-60.

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. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2008. p. 1-17.

FERREIRA-JÚNIOR, W. G.; SCHAEFER, C. E. G. R.; SILVA, A. F. S. Uma visão pedogeomorfológica sobre as formações florestais da Mata Atlântica. In: MARTINS, S. V. (Ed.). **Ecologia de Florestas Tropicais do Brasil**. Viçosa: Editora UFV, 2012. p. 141-174.

FORTIN, M. J.; DALE, M. R. T. **Spatial Analysis: a guide for ecologists**. Cambridge: Cambridge University Press, 2005.

GARCIA, L. C.; HOBBS, R. J.; RIBEIRO, D. B.; TAMASHIRO, J. Y.; SANTOS, F. A. M.; RODRIGUES, R. R. Restoration over time: is it possible to restore trees and non-trees in high-diversity forests?. **Applied Vegetation Science**, v. 18, n. 4, p. 655-666, 2016.

GÓMEZ-POMPA, A.; FLORES, J. S.; SOSA, V. The "Pet Kot": A man-made tropical forest of the Maya. **Interciencia**, v. 12, n. 1, p. 10-15, 1987.

GOTELLI, N. J. **A primer of ecology**. Massachusetts: Sinauer Associates. 2008.

GUO, Y.; WANG, B.; LI, D.; MALLIK, A.U.; XIANG, W.; DING, T.; WEN, S.; LU, S.; HUANG, F.; HE, Y.; LI, X. Effects of topography and spatial processes on structuring tree species composition in a diverse heterogeneous tropical karst seasonal rainforest. **Flora**, v. 231, n. 1, p. 21-28. 2017.

HIGUCHI, P., SILVA, A. C., BUZZI JUNIOR, F., NEGRINI, M., FERREIRA, T. S., SOUZA, S. T., SANTOS, K. F., VEFAGO, M. B. Determinant factors on natural regeneration in a fragment of araucaria forest on Santa Catarina State plateau. **Scientia Forestalis**, v. 43, n. 106, p. 251-259, 2015.

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

LAESTADIUS, L.; MAGINNIS, S.; MINNEMEYER, S.; POTAPOV, P.; SAINT-LAURENT, C.; SIZER, N. Mapping opportunities for forest landscape restoration. **Unasylva (FAO)**, v. 62, n. 238, p. 47-48, 2012.

LAMB, D. **Regreening the bare hills**: Tropical forest restoration in the Asia-Pacific region. New York: Springer, 2011.

LETCHER, S. G.; CHAZDON, R. L. Rapid recovery of biomass, species richness, and species composition in a forest chronosequence in Northeastern Costa Rica. **Biotropica**, v. 41, n. 5, p. 608-617, 2009.

LEWIS, R. J.; PAKEMAN, R. J.; MARRS, R. H. Identifying the multi-scale spatial structure of plant community determinants of an important national resource. **Journal of Vegetation Science**, v. 25, n. 1, p. 184-197, 2014.

LOEBENS, R.; SILVA, A. C.; HIGUCHI, P.; MAFRA, A. L.; SILVA, J. O.; GONÇALVES, D. A.; SOUZA, K.; CRUZ, A. P.; RODRIGUES JÚNIOR, L. C.; ROSA, A. D. et al. Partitioning of floristic-structural variation of the tree component in an alluvial araucaria forest in Southern Brazil. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 2, p. 554-566, 2018.

MAÇANEIRO, J. P.; OLIVEIRA, L. Z.; SEUBERT, R. C.; EISENLOHR, P. V.; SCHORN, L. A. More than environmental control at local scales: do spatial processes play an important role on floristic variations in Subtropical Forests? **Acta Botanica Brasilica**, v. 30, n. 2, p. 183-192, 2016.

MARANGON, L. C.; SOARES, J. J.; FELICIANO, A. L. P.; LANI, J. L.; MATOS, L. V. Relação entre vegetação e pedofomas na Mata do Paraíso, município de Viçosa, Minas Gerais. **Revista Árvore**, v. 37, n. 3, p. 441-450, 2013.

MARTINS, S. V. **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Viçosa: Editora UFV, 2015.

MARTINS, S. V.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; CALEGARI, L. Sucessão ecológica: fundamentos e aplicações na restauração de ecossistemas florestais. In: MARTINS, S. V. (Ed.). **Ecologia de Florestas Tropicais do Brasil**. Viçosa: Editora UFV, 2012. p. 22-52.

MÉLO, M. A.; BUDKE, J. C.; HENKE-OLIVEIRA, C. Relationships between structure of the tree component and environmental variables in a subtropical seasonal forest in the upper Uruguay River valley, Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 27, n. 4, p. 751-760, 2013.

MMA. Ministério do Meio Ambiente. **Conversão das Nações Unidas, Acordo de Paris**. 2016. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/clima/convencao-das-nacoes-unidas/acordo-de-paris>> Acesso: 27 fev 2019.

MOTA, T. J. R. C.; CARVALHO, F. A.; IVANAUSKAS, N. M.; EISENLOHR, P. V. On the relevance of floristic and quantitative studies to the restoration of degraded areas: the case of the Atlantic Forest hotspot. **AIMS Environmental Science**, v. 4, n. 1, p. 42-53, 2017.

NARVAES, I. S.; LONGHI, S. J.; KILCA, R. V.; RODRIGUES, T. E. S. Arboreal species population in a topographic gradient of Mixed Ombrophilous Forest in Rio Grande do Sul. **Floresta**, v. 44, n. 4, p. 553-564, 2014.

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**, v. 8, n. 3, p. 242-260, 2015.

PICKETT, S. T. A.; CADENASSO, M. L.; MEINERS, S. J. Ever since Clements: from succession to vegetation dynamics and understanding to intervention. **Applied Vegetation Science**, v. 12, n. 1, p. 9-21, 2008.

PLANAVEG. **Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.

ROBINSON, M. E.; MCKILLOP, H. I. Ancient Maya wood selection and forest exploitation: a view from the Paynes Creek salt works, Belize. **Journal of Archaeological Science**, v. 40, n. 10, p. 3584-3595, 2013.

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

RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. **Pacto pela restauração da Mata Atlântica**: mapa de áreas potenciais para restauração florestal. São Paulo: Instituto BioAtlântica, 2011.

SAITER, F. Z.; EISENLOHR, P. V.; FRANÇA, G. S.; STEHMANN, J. R.; THOMAS, W. W.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Floristic units and their predictors unveiled in part of the Atlantic Forest hotspot: implications for conservation planning. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 87, n. 4, p. 2031-2046, 2015.

SCERVINO, R. P.; TOREZAN, J. M. D. Factors affecting the genesis of vegetation patches in anthropogenic pastures in the Atlantic forest domain in Brazil. **Plant Ecology & Diversity**, v. 8, n. 4, p. 475-482, 2015.

SCHAEFER, C. E. G. R.; NUNES, J. A.; NERI, A. V.; MENDONÇA, B. A. F. et al. Relação solo-vegetação em formações vegetacionais brasileiras: metodologia e estudos de caso. In: EISENLOHR, P. V.; FELFILI, J. M.; MELO, M. M. R. F.; ANDRADE, L. A.; MEIRA NETO, J. A. A. **Fitossociologia no Brasil**: métodos e estudos de casos. Viçosa: UFV, 2015. p. 322-343.

SETYAWAN, A. D. W. I. Review: Biodiversity conservation strategy in a native perspective; case study of shifting cultivation at the Dayaks of Kalimantan. **Nusantara Bioscience**, v. 2, n. 2, p. 97-108, 2010.

SUDING, K. N.; GROSS, K. L. The dynamic nature of ecological systems: multiple states and restoration trajectories. In: FALK, D. A.; PALMER, M. A.; ZEDLER, J. B. (Ed.). **Foundations of restoration ecology**. Washington: Island Press, 2006. p. 190-209.

THUILLER, W. On the importance of edaphic variables to predict plant species distributions – limits and prospects. **Journal of Vegetation Science**, v. 24, n. 4, p. 591-592, 2013.

TURCHETTO, F.; ARAUJO, M. M.; CALLEGARO, R. M.; GRIEBELER, A. M.; MEZZOMO, J. C.; BERGHETTI, A. L. P.; RORATO, D. G. Phytosociology as a tool for forest restoration: a study case in the extreme South of Atlantic Forest Biome. **Biodiversity and Conservation**, v. 26, n. 6, p. 1-18, 2017.

VOGEL, H. F.; CAMPOS, J. B.; BECHARA, F. C. Early bird assemblages under different subtropical forest restoration strategies in Brazil: passive, nucleation and high diversity plantation. **Tropical Conservation Science**, v. 8, n. 4, p. 912-939, 2015.

## CAPÍTULO 1

### A COMPOSIÇÃO DAS ESPÉCIES LENHOSAS DA FLORESTA ATLÂNTICA SUBTROPICAL VARIA EM FUNÇÃO DO TIPO DE SOLO

#### RESUMO

A Floresta Atlântica Subtropical cobre grande parte do estado de Santa Catarina, iniciando nas planícies aluviais da região litorânea e adentrando-se até as encostas e escarpas da imponente Serra Geral. Ao longo de sua distribuição geográfica, a vegetação varia de acordo com a geomorfologia e os solos. Dessa forma, procurando avaliar as variações da vegetação arbórea regenerante em função de diferentes tipos de solos, amostramos 43 parcelas de de 10 × 20 m (200 m<sup>2</sup>), onde medimos os indivíduos arbóreos e arbustivos vivos com DAP ≥ 5,0 cm. Verificamos variações florísticas e estruturais consistentes, segregando parcelas situadas em encostas com Neossolo Litólico e Neossolo Regolítico, e com Argissolo Vermelho-Amarelo e Cambissolo Háplico, e nas planícies aluviais, com Neossolo Flúvico e Gleissolo Háplico. A riqueza de espécies aumentou conforme o grau de disponibilidade hídrica e a profundidade dos solos, sendo os solos das planícies aluviais os mais ricos em espécies. Adicionalmente, cada ambiente caracterizou-se por um conjunto de espécies indicadoras e os nossos resultados permitem concluir que atributos ligados aos solos são importantes promotores das variações na vegetação da Floresta Atlântica Subtropical em Santa Catarina.

**Palavras-chave:** Regeneração florestal. Grupos florísticos. Relações solo-vegetação. Fitossociologia. Faxinal do Bepe. Parque Nacional da Serra do Itajaí.

## 1.1 INTRODUÇÃO

O bioma Mata Atlântica apresenta elevada riqueza biológica, valor de endemismo e níveis de ameaça a ponto de ser considerada como um 'hotspot' mundial para a conservação da biodiversidade (MYERS, 2003). Esse bioma cobria cerca de 1.300.000 km<sup>2</sup> do território brasileiro, mas devido a um processo histórico de mais de 500 anos de desmatamento, atualmente encontra-se fragmentada, com apenas 11,7% de sua cobertura original no Brasil (RIBEIRO et al., 2011). Em relação ao estado de Santa Catarina, ao longo da Zona Costeira estão inseridas as Serras Litorâneas que são cobertas por Floresta Pluvial Subtropical (KLEIN, 1980; OLIVEIRA-FILHO, 2015). Nessa tipologia, estudos recentes têm apontado elevada riqueza de espécies que, por vezes, superam a das outras fitofisionomias do estado (GASPER et al., 2014a). Embora a Floresta Pluvial Subtropical catarinense apresente elevada riqueza de espécies, a sua cobertura florestal foi reduzida a apenas 40,4% da sua extensão original, dos quais menos de 1% permaneceram sem modificação antropogênica (VIBRANS et al., 2013). Atualmente, essas florestas são caracterizadas por florestas secundárias em estágios médio ou avançado de regeneração, sendo raras as florestas primárias (SEVEGNANI et al., 2013; MAÇANEIRO et al., 2015a).

Florestas secundárias são aquelas que sofreram perturbações naturais ou antrópicas e tiveram a sua composição e estrutura alteradas (CHAZDON, 2014). Essas florestas têm sido apontadas como importantes para conservação, pois mantêm diversidade de espécies considerável e podem servir de complemento para as florestas primárias (GIBSON et al., 2011). Embora seja evidente a importância das florestas secundárias para a conservação da biodiversidade, estudos recentes têm indicado que essas florestas não substituem as florestas primárias (KORMANN et al., 2018). Em Santa Catarina, Sul do Brasil, grande parte das florestas secundárias é composta por fragmentos com até 50 ha e estão distribuídas em diferentes formações, de acordo com o gradiente altitudinal (VIBRANS et al., 2013; OLIVEIRA-FILHO, 2015). Nessas formações, a elevação é uma variável ambiental que condiciona, de forma indireta, uma série de outros fatores ambientais que estão relacionados com a distribuição da vegetação. Por exemplo, os componentes climáticos (radiação solar, precipitação e temperatura), geomorfológicos (tipos de rochas, relevo, declividade e desnível) e pedológicos (tipos de solos, disponibilidade hídrica) estão intimamente relacionados com as mudanças na elevação (FERREIRA-JÚNIOR et al., 2012;

SCHAEFER et al., 2015). Dessa forma, a interação entre esses componentes seria o principal fator determinante na distribuição da vegetação da Mata Atlântica em Santa Catarina (OLIVEIRA-FILHO et al., 2015).

Em porções situadas em cotas mais elevadas, os solos tendem a ser mais rasos e pobres em nutrientes, o que reflete diretamente na composição e estrutura das comunidades arbóreas (KLEIN, 1980; FERREIRA-JÚNIOR et al., 2012; SCHAEFER et al., 2015). Nesses ambientes, a fisionomia da vegetação é caracterizada por apresentar porte reduzido, com indivíduos de pequenos diâmetros, troncos tortuosos e bifurcados. Por outro lado, em porções situadas em cotas menos elevadas e com relevo plano constituído por planícies aluviais, os solos tendem a ser de profundidade diversa e a apresentar frequentemente saturação hídrica na maior parte do ano. Nesses locais, a vegetação é caracterizada por apresentar dossel baixo e homogêneo, com poucas espécies lenhosas adaptadas às condições de estresse hídrico local (KLEIN, 1980; CURCIO et al., 2007).

Devido à variedade de ambientes e riqueza de espécies encontrada na Floresta Pluvial Subtropical catarinense, alguns estudos foram desenvolvidos com o propósito de tentar definir quais os fatores determinantes das variações da vegetação. Em uma escala local, por exemplo, atributos ligados à geomorfologia vêm desempenhando um papel importante para descrever as variações florísticas e estruturais da vegetação (MAÇANEIRO et al., 2016), principalmente porque mudanças na geomorfologia proporcionam alterações nos tipos de solos e em suas propriedades físicas e químicas (FERREIRA-JÚNIOR et al., 2012; MARANGON et al., 2013; SANTOS et al., 2018). Adicionalmente, o regime hídrico e a erosão das encostas também são considerados preditores ambientais importantes e que podem influenciar a distribuição da vegetação nativa (ver SCHAEFER et al., 2015).

Embora a composição e a estrutura da Floresta Pluvial Subtropical de Santa Catarina terem sido bem estudadas (ver KLEIN, 1980; VIBRANS et al., 2012; MAÇANEIRO et al., 2015a,b), existem poucos estudos que avaliaram por meio de análises estatísticas consistentes a influência de diferentes tipos de solos sobre as comunidades arbóreas (MAÇANEIRO et al., 2016). Dessa forma, buscamos com o presente trabalho responder duas questões principais: (i) Mesmo em locais ambientalmente próximos, existem variações florísticas e estruturais da vegetação em função da posição do terreno? (ii) Essas diferenças também são observadas entre diferentes tipos de solos? Esperamos encontrar uma resposta positiva, uma vez que

esta constatação já foi verificada em estudos realizados em outras regiões da Mata Atlântica (ver CURCIO et al., 2007; TEIXEIRA et al., 2008; FERREIRA-JÚNIOR et al., 2012; MARANGON et al., 2013; MARTINS et al., 2015; SCHAEFER et al., 2015).

## 1.2 MATERIAL E MÉTODOS

### 1.2.1 ÁREA DE ESTUDO

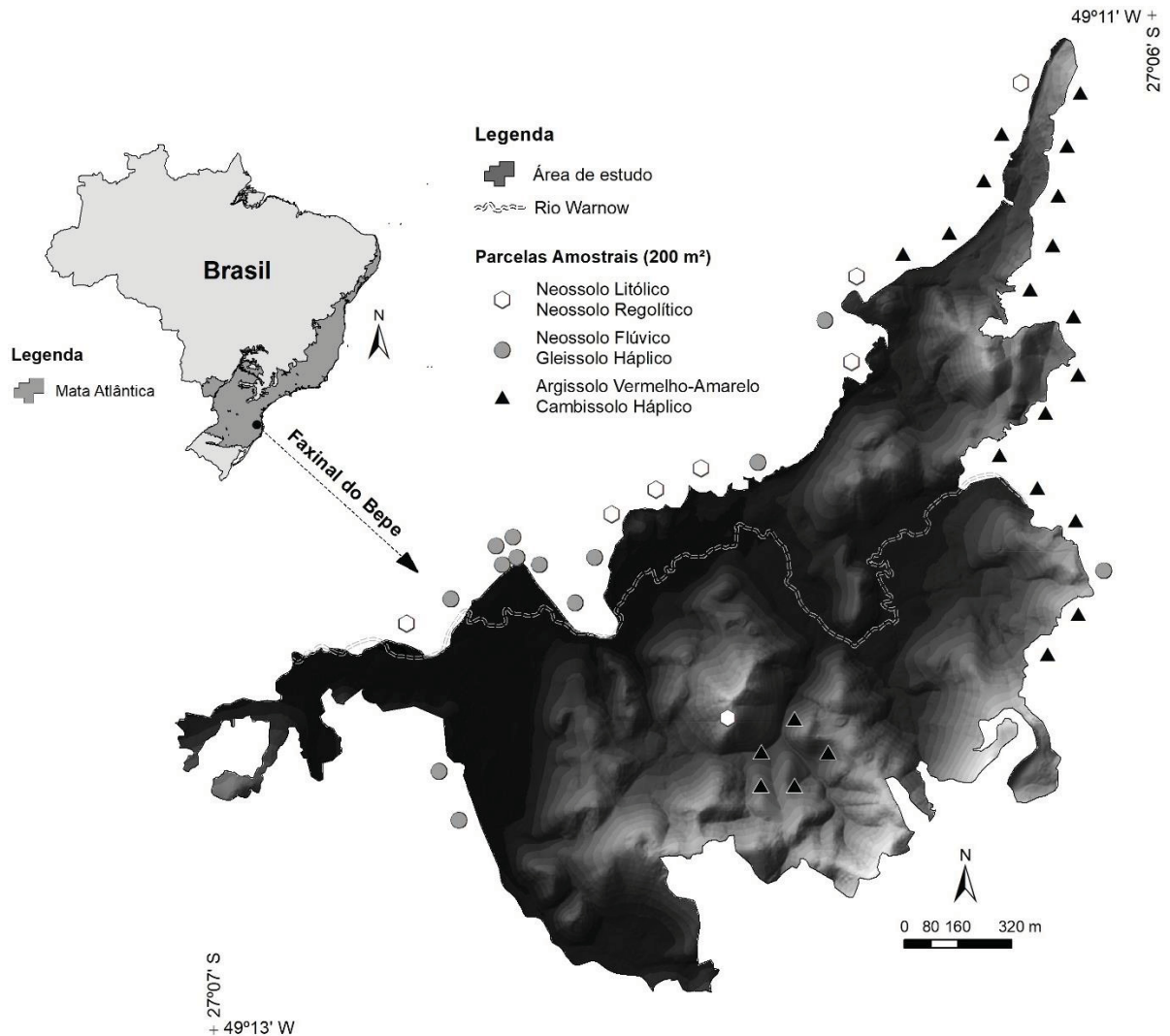
A área de estudo está inserida na localidade Faxinal do Bepe, estado de Santa Catarina, Sul do Brasil. Está dentro dos limites da bacia do rio Itajaí, possuindo como sub-bacia o rio Warnow. O Faxinal do Bepe é caracterizado pelas extensas áreas com pastagens abandonadas e por estar inserido no interior do Parque Nacional da Serra do Itajaí, uma Unidade de Conservação de Proteção Integral, é influenciado por um extenso e contínuo maciço florestal de 57 mil hectares com florestas em diferentes estados de conservação (ICMBio, 2009). O Faxinal do Bepe apresenta área total de cerca 250 ha, elevação que varia entre 650-750 metros s.n.m. e está localizado entre 27°05' – 27°07' S e 49°11' – 49°13' W (FIGURA 1.1).

O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é do tipo Cfa – clima subtropical úmido, sem estação seca e com verão quente (ALVARES et al., 2013). A temperatura média anual varia entre 16-18°C, com médias mensais variando entre 12-14°C no mês mais frio (julho) e 20-23°C nos meses mais quentes (janeiro e fevereiro). A umidade relativa média anual varia entre 82-84% e a precipitação total média anual entre 1.500-1.700 mm bem distribuída durante o ano (PANDOLFO et al., 2002).

A área de estudo está inserida em um vale entalhado, entre uma faixa de contato de duas formações geológicas distintas: Grupo Itajaí (Formação Gaspar), composto por rochas do tipo meta-conglomerados e constituído por solos não-hidromórficos, rasos (< 20 cm de espessura) e com ausência de horizonte B diagnóstico (i.e., Neossolo Litólico e Neossolo Regolítico); Complexo Tabuleiro, composto por rochas do tipo granito-gnáissico e constituído por solos não-hidromórficos, profundos (> 50 cm de espessura), com horizontes B textural ou B incipiente (i.e., Argissolo Vermelho-Amarelo e Cambissolo Háplico). Além disso, associado com estas formações geológicas encontra-se ambientes aluviais inseridos nos vales formados por sedimentos recentes, constituídos por solos não-hidromórficos, com horizonte A assente sobre camada C e que apresentam caráter

flúvico dentro de 150 cm de profundidade e, eventualmente, hidromórficos, com horizonte glei entre 50-150 cm (i.e., Neossolo Flúvico e Gleissolo Háptico) (AUMOND et al., 2018; SANTOS et al., 2018).

FIGURA 1.1 – LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO E DELIMITAÇÃO DAS PARCELAS AMOSTRAIS NAS FLORESTAS EM ESTÁGIO AVANÇADO DE REGENERAÇÃO, FAXINAL DO BEPE, PARQUE NACIONAL DA SERRA DO ITAJAÍ, SANTA CATARINA, SUL DO BRASIL.



FONTE: O autor (2019).

A vegetação na área de estudo é constituída pela Floresta Pluvial Subtropical de Morrharias Altas (OLIVEIRA-FILHO, 2015), daqui em diante referida como Floresta Atlântica Subtropical, estando inserida no bioma da Mata Atlântica e cuja fisionomia da vegetação varia de acordo com a geomorfologia local e com o tipo de solo subjacente. Relativo ao histórico de uso do solo anterior, entre 1953 e 1990 as áreas estudadas foram alvo de exploração seletiva e corte raso para posterior conversão em

áreas de pastagens e agricultura. Atualmente, o estado de conservação dessas florestas pode ser classificado como vegetação secundária em estágio avançado de regeneração, com cerca de 28 anos sem intervenção antrópica (SCHORN; MAÇANEIRO, 2018).

### 1.2.2 COLETA DOS DADOS

De modo a identificar os principais tipos de solos nas parcelas analisadas, efetuamos um diagnóstico geoambiental prévio na região do Faxinal do Bepe (ver AUMOND et al., 2018). Esse diagnóstico consistiu na delimitação de topossequências pela área estudada e caracterização dos principais tipos de solos por meio de tradagens, coleta de amostras e avaliação dos litotipos em diferentes pontos de cada topossequência. Adicionalmente, analisamos imagens aéreas por meio de fotointerpretação e confeccionamos mapas geológicos com os seus respectivos tipos de solos originados. De posse desse diagnóstico, foi possível agrupar as parcelas amostrais do presente estudo em três grandes grupos de solos, caracterizados pelo tipo de rocha e geomorfologia local. Cada grupo de solo foi classificado por dois tipos de solos com características semelhantes, os quais tiveram a sua nomenclatura padronizada até o 2º nível categórico, conforme Santos et al. (2018).

Para a coleta dos dados de vegetação utilizamos parcelas distribuídas de forma sistemática, de modo a contemplar os três ambientes de solos distintos. Distanciamos as parcelas cerca de 150 m entre si e 50 m entre a borda da floresta em estágio avançado de regeneração do Faxinal do Bepe. No total, delimitamos 43 parcelas de 10 × 20 m (200 m<sup>2</sup>), totalizando 8.600 m<sup>2</sup> de área amostral e assim distribuídas: Encostas com Neossolo Litólico e Neossolo Regolítico (8 parcelas), Encostas com Argissolo Vermelho-Amarelo e Cambissolo Háplico (22 parcelas) e Planícies com Neossolo Flúvico e Gleissolo Háplico (13 parcelas), respectivamente. Nessas parcelas, amostramos o estrato arbóreo constituído pelos indivíduos lenhosos vivos (incluindo palmeiras e fetos arborescentes) com DAP ≥ 5,0 cm. Para cada indivíduo amostrado, registramos o número sequencial, nome científico, altura total (m) e diâmetro à altura do peito – DAP (cm).

Identificamos o material botânico coletado por comparação com exsicatas depositadas no Herbário Dr. Roberto Miguel Klein (GASPER et al., 2014b) e, também, mediante consulta à literatura taxonômica e aos especialistas. Utilizamos os sistemas

de classificação de espécies e famílias propostas por APG IV (2016) e PPG I (2016) de acordo com a base de dados da Flora do Brasil 2020 (2019).

### 1.2.3 ANÁLISE DOS DADOS

Analizamos as diferenças entre a composição de espécies associadas aos ambientes de solos por meio de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico – NMDS (LEGENDRE; LEGENDRE, 2012). Nestas análises, utilizamos duas matrizes de dados: a primeira, constituída pela presença/ausência das espécies nas parcelas (matriz de composição) e, a segunda, pela abundância de indivíduos das espécies nas parcelas (matriz de abundância). Optamos pelo uso da distância de Sørensen para a matriz de composição e a distância de Bray-Curtis para a matriz de abundância. Para verificar a consistência do NMDS calculamos uma medida de *stress*, que indica a proporção da variância das disparidades não explicadas pelo modelo NMDS (McCUNE; GRACE, 2002). Verificamos a significância do *stress* por meio do teste de Monte Carlo com 999 permutações, e confirmamos a estabilidade do *stress* na porção final das iterações conforme sugerido por McCune e Grace (2002). Finalmente, testamos a significância dos agrupamentos florísticos formados pelo NMDS por meio da Análise de Similaridade – ANOSIM (CLARKE, 1993), utilizando as mesmas medidas de distância descritas acima. Efetuamos estas análises no PC-ORD 6.0 (McCUNE; MEFFORD, 2011).

Com o intuito de comparar a riqueza de espécies entre os ambientes de solos analisados, construímos curvas de rarefação pelo método Mao Tau (COLWELL et al., 2004) no PAST 3.22 (HAMMER et al., 2001). Nesta análise, utilizamos dados baseados no número de indivíduos das espécies amostradas, pois comparações entre a riqueza de espécies de ambientes com solos diferentes podem ser influenciadas pela densidade de indivíduos de cada ambiente (GOTELLI; COLWELL, 2001).

Analizamos a estrutura da vegetação de cada ambiente de solo por meio dos parâmetros fitossociológicos de Mueller-Dombois e Ellenberg (2002), ou seja, densidade, dominância e frequência absolutas e relativas e o valor de importância para cada espécie. Em seguida, verificamos as espécies indicadoras para cada ambiente de solo, obtendo os valores indicadores para cada espécie pelo método de Tichý e Chytrý (2006). Testamos a significância estatística de cada valor indicador por meio do teste de Monte Carlo, com 999 permutações.

Calculamos o número de espécies, densidade de árvores, densidade de fustes, diâmetro à altura do peito (DAP) médio, máximo, mínimo e a sua variância, área basal total e altura total mínima, média, máxima e a sua variância para todas as parcelas amostrais. Testamos o efeito dos ambientes de solos nesses parâmetros por meio de modelos lineares generalizados – GLM (BOLKER et al., 2009) no Statistica 12 (STATSOFT, 2014). Em seguida, comparamos as médias a partir de testes *post-hoc* de Tukey-Kramer. Para os parâmetros em que os pressupostos de normalidade não foram atendidos, utilizamos o teste de Kruskal-Wallis e comparamos as médias a partir de testes *post-hoc* de Mann-Whitney. Nestas análises assumimos um nível de significância  $\alpha = 0,05$  (ZAR, 2010).

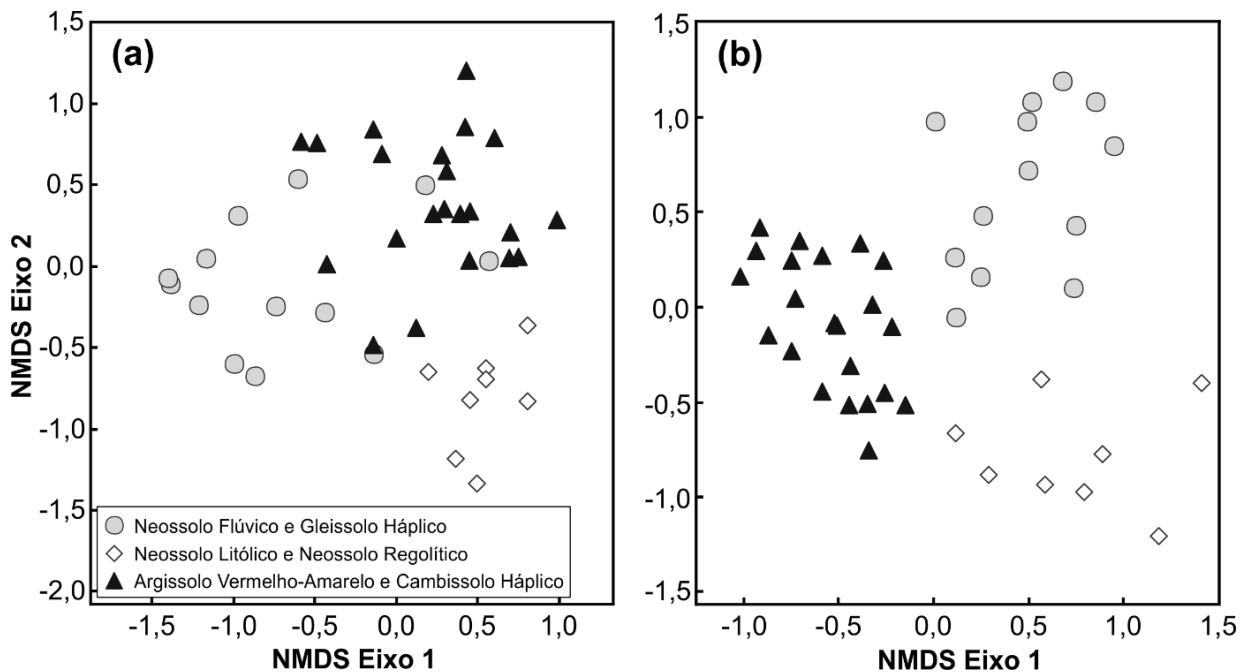
### 1.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

No Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS), a composição e a abundância de espécies nas parcelas diferiram conforme os tipos de solos (FIGURA 1.2). Os dois primeiros eixos de ordenação das matrizes de composição e abundância segregaram as parcelas situadas em Neossolo Litólico e Neossolo Regolítico, Neossolo Flúvico e Gleissolo Háptico e Argissolo Vermelho-Amarelo e Cambissolo Háptico, e produziram 57,3% e 58,7%, respectivamente, da correlação entre as distâncias de ordenação e o espaço  $n$ -dimensional original. O *stress* médio obtido para os dados reais (composição = 23,9%; abundância = 24,4%) e aleatorizados (composição = 31,6%; abundância = 28,1%) dos dois primeiros eixos de ordenação NMDS se mantiveram estáveis na porção final das iterações, e apresentaram significância estatística (Monte Carlo,  $p < 0,05$ ). Além disso, os três grupos florísticos formados pelo NMDS apresentaram diferenças significativas entre si no que diz respeito à composição e abundância de espécies (ANOSIM,  $p < 0,001$ ).

As diferenças entre a composição e a estrutura da vegetação analisadas estão relacionadas com os ambientes de solos. Estudos sobre gradientes ambientais realizados em escalas locais demonstraram que a distribuição da vegetação está associada mais fortemente com o tipo de solo (KLEIN, 1980; CURCIO et al., 2007; SCHAEFER et al., 2015; SCIPIONI et al., 2015; MAÇANEIRO et al., 2016; APARECIDO et al., 2018). Por exemplo, Ferreira-Júnior et al. (2012) mencionaram que as mudanças no relevo podem proporcionar alterações nas propriedades físicas e químicas dos solos e que, por sua vez, irão influenciar nos padrões de distribuição

da vegetação. No presente estudo, os diferentes tipos de solos foram os promotores na segregação dos grupos florísticos, indicando que as características físicas e químicas desses solos condicionam ambientes específicos com composição e estrutura da vegetação diferenciadas.

FIGURA 1.2 – DIAGRAMAS DE ORDENAÇÃO PRODUZIDOS PELO ESCALONAMENTO MULTIDIMENSIONAL NÃO-MÉTRICO (NMDS), COM BASE NA COMPOSIÇÃO (A) E ABUNDÂNCIA (B) DE ESPÉCIES EM 43 PARCELAS DE UMA FLORESTA PLUVIAL SUBTROPICAL, FAXINAL DO BEPE, PARQUE NACIONAL DA SERRA DO ITAJAÍ, SANTA CATARINA, SUL DO BRASIL.



FONTE: O autor (2019).

A riqueza de espécies lenhosas aumenta conforme a disponibilidade hídrica e a profundidade dos solos (FIGURA 1.3). No ambiente com Neossolo Flúvico e Gleissolo Háptico, estimamos uma riqueza de 89 espécies, considerando a padronização de 247 indivíduos, enquanto que os outros ambientes indicaram diminuição na riqueza de espécies (solos profundos e não-hidromórficos: Argissolo Vermelho-Amarelo e Cambissolo Háptico, com 77 espécies, e solos rasos e não-hidromórficos: Neossolo Litólico e Neossolo Regolítico, com 58 espécies). Embora os indivíduos não se aproximem da estabilização das curvas de rarefação dentro de cada ambiente analisado, verificamos um aumento considerável no número de espécies de acordo com disponibilidade hídrica e a profundidade dos solos. O aumento da riqueza de espécies em função da disponibilidade hídrica e da profundidade dos solos já foi

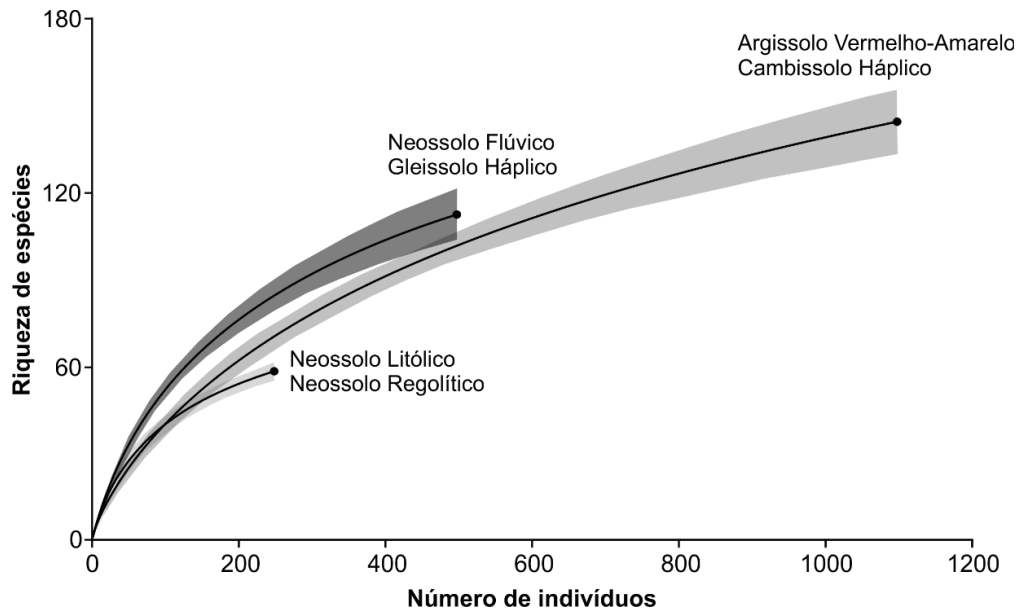
verificado por outros autores (CURCIO et al., 2007; FERREIRA-JÚNIOR et al., 2012; MOULATLET et al., 2014). Dessa forma, as mudanças na disponibilidade hídrica e na profundidade dos solos podem condicionar alterações nas suas propriedades físicas e químicas, as quais são consideradas como preditores da distribuição das espécies lenhosas da Floresta Atlântica (FERREIRA-JÚNIOR et al., 2012; OLIVEIRA-FILHO et al., 2015; SCHAEFER et al., 2015; MAÇANEIRO et al., 2016).

Os ambientes com Neossolo Flúvico e Gleissolo Háplico apresentaram os maiores valores de riqueza. Em regiões situadas em porções de fundos de vale pode ocorrer alta heterogeneidade ambiental, com alta fertilidade, o que permite a coexistência de uma riqueza elevada (TEIXEIRA et al., 2008). De forma contrária, Curcio et al. (2007) consideram solos hidromórficos como ambientes altamente seletivos para a maioria das espécies e, por sua vez, tendem a compor menor riqueza quando comparado a outros ambientes de solos. Entretanto, vale ressaltar que os solos hidromórficos não são preponderantes na planície aluvial, compõem com solos não-hidromórficos, e que estes ambientes, por não conterem muitas espécies de interesse econômico, foram menos impactados, o que pode ter influenciado no aumento da riqueza de espécies. Por outro lado, o contrário ocorreu nos ambientes com solos profundos não-hidromórficos (Argissolo Vermelho-Amarelo e Cambissolo Háplico), os quais eram constituídos por várias espécies lenhosas de interesse econômico (e.g., *Ocotea catharinensis*, *Ocotea porosa* e *Aspidosperma australe*, entre outras) e onde o corte seletivo foi mais intenso (ver SCHORN; MAÇANEIRO, 2018).

No ambiente com Neossolo Litólico e Neossolo Regolítico amostramos 247 indivíduos pertencentes a 58 espécies, sendo essa a menor riqueza florística registrada dentre os demais ambientes de solos analisados. Trata-se de um ambiente com solos não-hidromórficos, rasos (< 20 cm de espessura) e sujeitos a déficit hídrico em momentos de estiagem, baixa fertilidade, ocupando partes superiores do relevo e em encostas íngremes. A densidade total de indivíduos foi de 1.544 ind.ha<sup>-1</sup> e a área basal de 29,33 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> (TABELA 1.1, APÊNDICE 1). A estrutura da vegetação é caracterizada, predominantemente, por *Ocotea puberula*, *Mollinedia clavigera*, *Cyathea phalerata*, *Laplacea fructicosa* e *Myrsine umbellata*, que representaram espécies de grande importância (VI = 96,8%) e caracterizaram a vegetação (DR = 31,9%). *Ocotea puberula* obteve valor de importância de 38,7%, principalmente pela sua elevada densidade (DA = 194 ind.ha<sup>-1</sup>), dominância (DoA = 5,78 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>) e por ocorrer em todas as parcelas amostradas (FA = 100%). Esse ambiente também

apresentou 10 espécies indicadoras, com destaque para *Ocotea puberula*, *Podocarpus sellowii*, *Agarista eucalyptoides*, *Persea alba*, *Ilex theezans* e *Myrsine umbellata*, as quais somaram mais de 50% do índice de valor indicador (TABELA 1.2).

FIGURA 1.3 – CURVAS DE RAREFAÇÃO CONSTRUÍDAS PELO MÉTODO MAO TAU, COM SEUS RESPECTIVOS INTERVALOS DE CONFIANÇA ( $\pm$  IC 95%), PARA AS ESPÉCIES LENHOSAS EM TRÊS AMBIENTES DE SOLOS DE UMA FLORESTA PLUVIAL SUBTROPICAL, FAXINAL DO BEPE, PARQUE NACIONAL DA SERRA DO ITAJAÍ, SANTA CATARINA, SUL DO BRASIL.



FONTE: O autor (2019).

No ambiente com Argissolo Vermelho-Amarelo e Cambissolo Háplico amostramos 1.096 indivíduos pertencentes a 144 espécies. Esse ambiente é caracterizado por apresentar solos não-hidromórficos, profundos (> 50 cm de espessura) e com horizonte B textural ou B incipiente, os quais proporcionam maior retenção de água no solo. A vegetação nesse ambiente apresenta estrutura diferenciada, quando comparada ao Neossolo Litólico e Neossolo Regolítico. A densidade total foi de 2.491 ind.ha<sup>-1</sup> e a área basal de 51,97 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>. A estrutura da vegetação é caracterizada por *Cyathea phalerata*, *Alsophila setosa*, *Alchornea triplinervia* e *Cryptocarya mandioccana*, as quais somaram mais de 90% do valor de importância. As espécies *Cyathea phalerata* e *Alsophila setosa* apresentaram valor de importância de 64,7%, principalmente pela sua elevada densidade ( $DR = 37,5\%$ ) e por ocorrerem em mais de 80% das parcelas amostradas. Esse ambiente apresentou sete espécies indicadoras, com destaque para *Alsophila setosa*, que somou mais de 50% do índice de valor indicador.

TABELA 1.1 – PARÂMETROS FITOSSOCIOLÓGICOS CALCULADOS PARA AS 10 ESPÉCIES COM MAIOR VALOR DE IMPORTÂNCIA EM TRÊS AMBIENTES DE SOLOS DE UMA FLORESTA PLUVIAL SUBTROPICAL, FAXINAL DO BEPE, PARQUE NACIONAL DA SERRA DO ITAJAÍ, SANTA CATARINA, SUL DO BRASIL.

Tipo de solo / Espécie	n	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	VI
<b>Neossolo Litólico e Neossolo Regolítico (8 parcelas, 1.600 m<sup>2</sup>)</b>								
<i>Ocotea puberula</i>	31	194	12,6	100	6,4	5,78	19,7	38,7
<i>Mollinedia clavigera</i>	13	81	5,3	37,5	2,4	3,38	11,5	19,2
<i>Cyathea phalerata</i>	18	113	7,3	37,5	2,4	1,57	5,3	15,0
<i>Laplacea fructifera</i>	5	31	2,0	50,0	3,2	2,19	7,5	12,7
<i>Myrsine umbellata</i>	12	75	4,9	75,0	4,8	0,46	1,6	11,2
<i>Ocotea pulchra</i>	15	94	6,1	37,5	2,4	0,59	2,0	10,5
<i>Tibouchina pilosa</i>	13	81	5,3	37,5	2,4	0,68	2,3	10,0
<i>Ilex microdonta</i>	7	44	2,8	50,0	3,2	0,76	2,6	8,6
<i>Guatteria australis</i>	7	44	2,8	62,5	4,0	0,43	1,5	8,3
<i>Ilex dumosa</i>	6	38	2,4	50,0	3,2	0,67	2,3	7,9
Outras espécies	120	750	48,6	1.025,0	65,6	12,83	43,7	157,9
<b>Total</b>	<b>247</b>	<b>1.544</b>	<b>100,0</b>	<b>1.562,5</b>	<b>100,0</b>	<b>29,33</b>	<b>100,0</b>	<b>300,0</b>
<b>Argissolo Vermelho-Amarelo e Cambissolo Háplico (22 parcelas, 4.400 m<sup>2</sup>)</b>								
<i>Cyathea phalerata</i>	216	491	19,7	81,8	4,4	4,79	9,2	33,3
<i>Alsophila setosa</i>	195	443	17,8	95,5	5,1	4,39	8,4	31,4
<i>Alchomea triplinervia</i>	40	91	3,6	68,2	3,7	4,3	8,3	15,6
<i>Cryptocarya mandioccana</i>	21	48	1,9	40,9	2,2	3,27	6,3	10,4
<i>Guatteria australis</i>	28	64	2,6	54,5	2,9	1,07	2,1	7,5
<i>Cedrela fissilis</i>	12	27	1,1	27,3	1,5	1,69	3,3	5,8
<i>Piptocarpha axillaris</i>	18	41	1,6	27,3	1,5	1,24	2,4	5,5
<i>Bathysa australis</i>	27	61	2,5	27,3	1,5	0,8	1,5	5,5
<i>Vernonanthura discolor</i>	10	23	0,9	27,3	1,5	1,59	3,1	5,4
<i>Cabralea canjerana</i>	17	39	1,6	40,9	2,2	0,77	1,5	5,2
Outras espécies	512	1.164	46,7	1.372,7	73,7	28,1	54	174,3
<b>Total</b>	<b>1.096</b>	<b>2.491</b>	<b>100,0</b>	<b>1.863,6</b>	<b>100,0</b>	<b>51,97</b>	<b>100,0</b>	<b>300,0</b>
<b>Neossolo Flúvico e Gleissolo Háplico (13 parcelas, 2.600 m<sup>2</sup>)</b>								
<i>Dicksonia sellowiana</i>	42	162	8,5	84,6	3,9	6,02	14,1	26,4
<i>Ocotea elegans</i>	12	46	2,4	61,5	2,8	4,77	11,1	16,4
<i>Cedrela fissilis</i>	13	50	2,6	61,5	2,8	2,38	5,6	11,0
<i>Ilex paraguariensis</i>	17	65	3,4	61,5	2,8	0,95	2,2	8,5
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	9	35	1,8	30,8	1,4	1,80	4,2	7,4
<i>Lafoensia vandelliana</i>	3	12	0,6	23,1	1,1	2,34	5,5	7,1
<i>Dalbergia frutescens</i>	19	73	3,8	30,8	1,4	0,69	1,6	6,9
<i>Sapium glandulosum</i>	9	35	1,8	38,5	1,8	1,13	2,6	6,2
<i>Alsophila setosa</i>	15	58	3,0	38,5	1,8	0,60	1,4	6,2
<i>Vitex megapotamica</i>	9	35	1,8	53,8	2,5	0,76	1,8	6,1
Outras espécies	348	1.338	70,2	1.684,6	77,7	21,3	49,9	197,7
<b>Total</b>	<b>496</b>	<b>1.908</b>	<b>100,0</b>	<b>2.169,2</b>	<b>100</b>	<b>42,77</b>	<b>100,0</b>	<b>300,0</b>

n: número de indivíduos; DA: densidade absoluta (ind.ha<sup>-1</sup>); DR: densidade relativa (%); FA: frequência absoluta (%); FR: frequência relativa (%); DoA: dominância absoluta (m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>); DoR: dominância relativa (%) e; VI: valor de importância (%).

FONTE: O autor (2019).

TABELA 1.2 – LISTA COM AS ESPÉCIES ARBÓREAS INDICADORAS POR AMBIENTE DE SOLO EM FLORESTA PLUVIAL SUBTROPICAL, FAXINAL DO BEPE, PARQUE NACIONAL DA SERRA DO ITAJAÍ, SANTA CATARINA, SUL DO BRASIL.

<b>Tipo de solo / Espécie indicadora</b>	<b>VI (%)</b>	<b>p</b>
<b>Neossolo Litólico e Neossolo Regolítico</b>		
<i>Ocotea puberula</i>	88,3	<0,001
<i>Podocarpus sellowii</i>	53,5	<0,01
<i>Agarista eucalyptoides</i>	53,5	<0,01
<i>Persea alba</i>	53,5	<0,01
<i>Ilex theezans</i>	51,7	<0,01
<i>Myrsine umbellata</i>	50,1	0,01
<i>Tibouchina pilosa</i>	46,5	0,02
<i>Laplacea fruticosa</i>	46,9	0,02
<i>Siphoneugena reitzii</i>	42,6	0,03
<i>Myrcia pulchra</i>	42,6	0,03
<b>Argissolo Vermelho-Amarelo e Cambissolo Háplico</b>		
<i>Alsophila setosa</i>	67,6	<0,001
<i>Aspidosperma australe</i>	48,7	<0,01
<i>Alchornea triplinervia</i>	48,4	0,01
<i>Cyathea phalerata</i>	45,7	0,01
<i>Cryptocarya mandioccana</i>	45,6	0,02
<i>Bathysa australis</i>	44,7	0,03
<i>Cabranea canjerana</i>	37,0	0,05
<b>Neossolo Flúvico e Gleissolo Háplico</b>		
<i>Ilex paraguariensis</i>	65,5	<0,001
<i>Dicksonia sellowiana</i>	61,8	<0,001
<i>Sapium glandulosum</i>	54,2	<0,01
<i>Ocotea elegans</i>	49,9	<0,01
<i>Senna multijuga</i>	47,8	<0,01
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	47,8	<0,01
<i>Dalbergia frutescens</i>	47,8	<0,01
<i>Vitex megapotamica</i>	53,4	<0,01
<i>Myrceugenia venosa</i>	46,7	<0,01
<i>Eugenia burkartiana</i>	46,7	0,01
<i>Cedrela fissilis</i>	41,4	0,02
<i>Inga vera affinis</i>	40,8	0,03
<i>Muelleria campestris</i>	40,8	0,03
<i>Jacaranda puberula</i>	40,8	0,03
<i>Lafoensia vandelliana</i>	40,8	0,03
<i>Myrciaria tenella</i>	40,8	0,03
<i>Sloanea lasiocoma</i>	40,8	0,03

VI = índice valor indicador (significativo para  $p \leq 0,05$ ).

FONTE: O autor (2019).

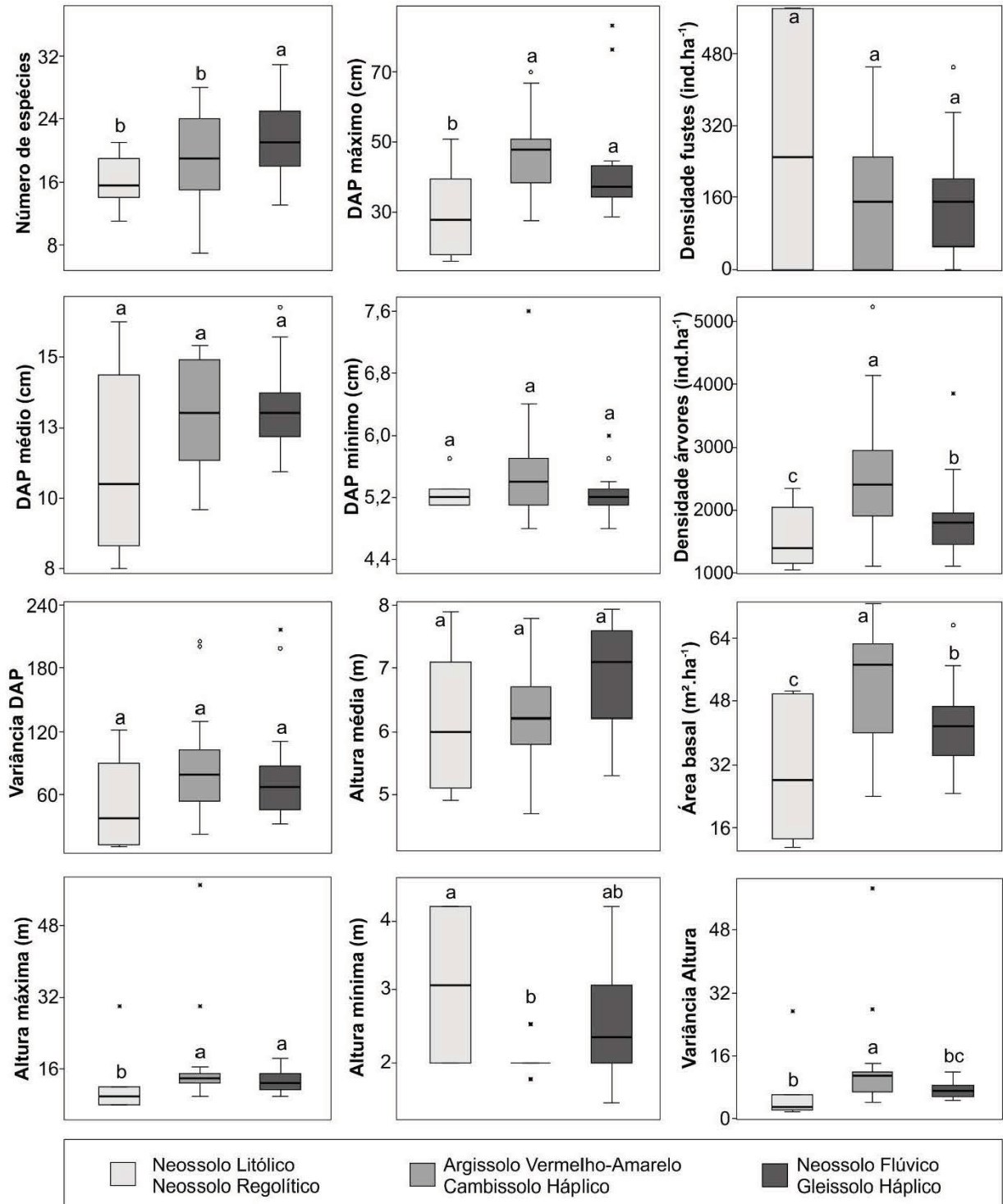
O ambiente com Neossolo Flúvico e Gleissolo Háplico está inserido no fundo dos vales, nas planícies aluviais formadas por sedimentos recentes. Trata-se de ambientes, pela posição em que se encontram, com disponibilidade hídrica permanente, podendo apresentar inclusive solos saturados por água em grande parte do ano (solos hidromórficos). Nesse ambiente de solo amostramos 496 indivíduos,

pertencentes a 112 espécies. A densidade total de indivíduos foi de 1.908 ind.ha<sup>-1</sup> e a área basal de 42,77 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>. A estrutura da vegetação é caracterizada, predominantemente, por *Dicksonia sellowiana*, *Ocotea elegans* e *Cedrela fissilis*, que representaram espécies de grande importância ( $VI = 53,9\%$ ) e caracterizaram a fisionomia da vegetação ( $DR = 13,5\%$ ). A espécie *Dicksonia sellowiana* obteve o maior valor de importância ( $VI = 26,4\%$ ), principalmente pela sua elevada densidade ( $DA = 162$  ind.ha<sup>-1</sup>) e dominância ( $6,02$  m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>), e por ocorrer em mais de 80% das parcelas amostradas. Além disso, esse ambiente foi o que apresentou o maior número de espécies indicadoras, somando 17 com destaque para *Ilex paraguariensis*, *Dicksonia sellowiana* e *Sapium glandulosum*, que somaram mais de 50% do índice de valor indicador.

Em relação aos parâmetros estruturais da vegetação, nem todas as variáveis dendrométricas apresentaram diferenças significativas entre si (FIGURA 1.4, APÊNDICE 2). No entanto, verificamos que em ambientes com Neossolo Litólico e Neossolo Regolítico o DAP máximo, alturas mínima, máxima e a sua variância das árvores apresentaram diferenças significativas entre si (e.g., Tukey-Kramer,  $p < 0,05$ ; Mann-Whitney,  $p < 0,05$ ), quando comparados aos demais ambientes analisados. Comunidades arbóreas inseridas em sítios com solos rasos, bem drenados e pobres em nutrientes podem apresentar indivíduos com pequenos diâmetros (KLEIN, 1980; CARVALHO et al., 2005). Dessa forma, o tipo de solo pode influenciar no diâmetro e altura das árvores.

Verificamos um forte gradiente entre o aumento do número de espécies, densidade de árvores e área basal em função da maior profundidade dos solos (FIGURA 1.4, APÊNDICE 2). Em ambientes com solos rasos (e.g., Neossolo Litólico e Neossolo Regolítico) o número de espécies, densidade de árvores e a área basal foram estatisticamente inferiores (e.g., ANOVA,  $p < 0,05$ ), quando comparadas aos demais ambientes analisados, seguindo a ordem: Neossolo Flúvico e Gleissolo Háplico, Argissolo Vermelho-Amarelo e Cambissolo Háplico, respectivamente. Esse resultado sugere, que, na área de estudo, solos profundos tendem a apresentar vegetação mais exuberante quando comparado a solos rasos, o que é de se esperar devido à maior disponibilidade de água para as plantas, além de melhores condições de textura, estrutura e porosidade (CARVALHO et al., 2005; FERREIRA-JÚNIOR et al., 2012). No entanto, estudos mais detalhados sobre atributos físicos, químicos e morfológicos dos solos devem ser realizados para confirmar essa hipótese.

FIGURA 1.4 – BOXPLOTS CONSTRUÍDOS POR MEIO DOS PARÂMETROS ESTRUTURAIS DAS ESPÉCIES AMOSTRADAS EM TRÊS AMBIENTES DE SOLOS, FAXINAL DO BEPE, PARQUE NACIONAL DA SERRA DO ITAJAÍ, SANTA CATARINA, SUL DO BRASIL. AS MÉDIAS SEGUIDAS PELA MESMA LETRA, NO MESMO GRÁFICO, NÃO DIFEREM ESTATISTICAMENTE ENTRE SI AO NÍVEL DE SIGNIFICÂNCIA  $\alpha = 0,05$  PELOS TESTES DE TUKEY-KRAMER E MANN-WHITNEY.



FONTE: O autor (2019).

## 1.4 CONCLUSÃO

Os resultados desse trabalho indicam que a vegetação apresenta variações florísticas e estruturais consistentes, pois verificamos um padrão estatisticamente significativo na formação dos grupos florísticos em função da posição do terreno e os diferentes grupos de solos.

A riqueza de espécies aumenta conforme o grau de disponibilidade hídrica e a profundidade dos solos, sendo que os solos hidromórficos e não-hidromórficos, profundos de planície aluvial (Neossolo Flúvico e Gleissolo Háplico) apresentaram maior riqueza, seguido dos solos não-hidromórficos, profundos de encosta (Argissolo Vermelho-Amarelo e Cambissolo Háplico), sendo os solos não-hidromórficos rasos (Neossolo Litólico e Neossolo Regolítico) os de menor riqueza.

Atributos ligados à geomorfologia e pedologia são importantes promotores das variações florísticas e estruturais da Floresta Pluvial Subtropical de Santa Catarina. Considerando que esse estudo foi realizado em uma escala local, outros trabalhos com o mesmo enfoque devem ser desenvolvidos em outras regiões da Floresta Pluvial Subtropical, sendo importante que esses trabalhos investiguem os padrões de associação entre as espécies lenhosas relacionando com diferentes estágios sucessionais e as propriedades físicas e químicas dos solos.

## REFERÊNCIAS

- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M., SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.
- APARECIDO, L. M. T.; TEODORO, G. S.; MOSQUERA, G.; BRUM, M.; BARROS, F. V.; POMPEU, P. V.; RODAS, M.; LAZO, P. et al. Ecohydrological drivers of Neotropical vegetation in montane ecosystems. **Ecohydrology**, v. 11, n. 2, p. e1932, 2018.
- APG IV. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 181, n. 1, p. 1-20, 2016.
- AUMOND, J. J.; FENILLI, T. A. B.; MAÇANEIRO, J. P.; HODECKER, A.; ZATELLI, K. S. Unidades Geoambientais. In: VITORINO, M. D.; ADENESKY FILHO, E. (Ed.). **Diagnóstico Prévio**: subsídio preliminar para projetos de restauração ecossistêmica. Blumenau: Edifurb, 2018. p. 31-44.
- BOLKER, B. M.; BROOKS, M. E.; CLARK, C. J.; GEANGE, S. W.; POULSEN, J. R.; STEVENS, M. H. H.; WHITE, J. Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 24, n. 3, p. 127-135, 2009.
- CARVALHO, D. A.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; VILELA, E. A.; CURI, N.; VAN DEN BERG, E.; FONTES, M. A. L. et al. Distribuição de espécies arbóreo-arbustivas ao longo de um gradiente de solos e topografia em um trecho de floresta ripária do Rio São Francisco em Três Marias, MG, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 28, n. 2, p. 329-245, 2005.
- CHAZDON, R. L. **Second growth**: the promise of tropical forest regeneration in an age of deforestation. Chicago: University of Chicago Press, 2014.
- CLARKE, K. R. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. **Austral Ecology**, v. 18, n. 1, p. 117-143, 1993.
- COLWELL, R. K.; MAO, C. X.; CHANG, J. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. **Ecology**, v. 85, n. 10, p. 2717-2727, 2004.
- CURCIO, G. R.; GALVÃO, F.; BONNET, A.; BARDDAL, M. L.; DEDECEK, R. A. A floresta fluvial em dois compartimentos do rio Iguaçu, Paraná, Brasil. **Floresta**, v. 37, n. 2, p. 125-147, 2007.
- FERREIRA-JÚNIOR, W. G.; SCHAEFER, C. E. G. R.; SILVA, A. F. S. Uma visão pedogeomorfológica sobre as formações florestais da Mata Atlântica. In: MARTINS, S. V. (Ed.). **Ecologia de Florestas Tropicais do Brasil**. Viçosa: Editora UFV, 2012. p. 141-174.

**FLORA DO BRASIL 2020 em construção.** Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso: 28 fev. 2019.

GASPER, A. L.; UHLMANN, A.; SEVEGNANI, L.; MEYER, L.; LINGNER, D. V.; VERDI, M. et al. Floristic and Forest Inventory of Santa Catarina: species of evergreen rainforest. **Rodriguésia**, v. 65, n. 4, p. 807-816, 2014a.

GASPER, A. L.; VIBRANS, A. C.; FUNEZ, L. A.; RIGON-JR, M. J.; BITTENCOURT, F.; VIEIRA, C. Dr. Roberto Miguel Klein Herbarium (FURB), Blumenau, Southern Brazil. **PhytoKeys**, v. 42, n. 4, p. 21-37, 2014b.

GIBSON, L.; LEE, T. M.; KOH, L. P.; BROOK, B. W.; GARDNER, T. A.; BARLOW, J. et al. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. **Nature**, v. 478, n. 7369, p. 378-381, 2011.

GOTELLI, N. J.; COLWELL, R. K. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters**, v. 4, n. 4, p. 379-391, 2001.

HAMMER, Ø.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica**, v. 4, n. 1, p. 1-9, 2001.

ICMBio. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. **Plano de Manejo do Parque Nacional da Serra do Itajaí.** Brasília, 2009.

KLEIN, R. M. Ecologia da flora e vegetação do Vale do Itajaí. **Sellowia**, v. 1, n. 32, p. 165-389, 1980.

KORMANN, U. G.; HADLEY, A. S.; TSCHARNTKE, T.; BETTS, M. G.; ROBINSON, W. D.; SCHERBER, C. Primary rainforest amount at the landscape scale mitigates bird biodiversity loss and biotic homogenization. **Journal of Applied Ecology**, v. 55, n. 3, p. 1288-1298, 2018.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical ecology.** Amsterdam: Elsevier, 2012.

MAÇANEIRO, J. P.; SEUBERT, R. C.; SCHORN, L. A. Phytosociology of a primary Subtropical Rain Forest in Southern Brazil. **Floresta**, v. 45, n. 3, p. 555-566, 2015a.

MAÇANEIRO, J. P.; SCHORN, L. A.; SEVEGNANI, L.; VIBRANS, A. C. Structure of the tree component and indicator species in different types of forests in the Itajaí-Mirim river, Southern Brazil. **Australian Journal of Basic and Applied Sciences**, v. 9, n. 33, p. 392-397, 2015b.

MAÇANEIRO, J. P.; OLIVEIRA, L. Z.; SEUBERT, R. C.; EISENLOHR, P. V.; SCHORN, L. A. More than environmental control at local scales: do spatial processes play an important role on floristic variations in Subtropical Forests? **Acta Botanica Brasilica**, v. 30, n. 2, p. 183-192, 2016.

MARANGON, L. C.; SOARES, J. J.; FELICIANO, A. L. P.; LANI, J. L.; MATOS, L. V. Relação entre vegetação e pedofomas na Mata do Paraíso, município de Viçosa, Minas Gerais. **Revista Árvore**, v. 37, n. 3, p. 441-450, 2013.

MARTINS, K. G.; MARQUES, M. C. M.; SANTOS, E.; MARQUES, R. Effects of soil conditions on the diversity of tropical forests across a successional gradient. **Forest Ecology and Management**, v. 349, n. 8, p. 4-11, 2015.

McCUNE, B.; GRACE, J. B. **Analysis of ecological communities**. MjM Software Design: Gleneden Beach, 2002.

McCUNE, B.; MEFFORD, M. J. **PC-ORD: Multivariate analysis of ecological data**, Version 6. MjM Software Design: Gleneden Beach, 2011.

MOULATLET, G. M.; COSTA, F. R. C.; RENNÓ, C. D.; EMILIO, T.; SCHIETTI, J. Local hydrological conditions explain floristic composition in Lowland Amazonian Forests. **Biotropica**, v. 46, n. 4, p. 396-403, 2014.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New Jersey: The Blackburn Press, 2002.

MYERS, N. Biodiversity hotspots revisited. **BioScience**, v. 53, n. 10, p. 796-797, 2003.

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**, v. 8, n. 3, p. 242-260, 2015.

OLIVEIRA-FILHO, A. T. Um sistema de classificação fisionômico-ecológico da vegetação neotropical: segunda aproximação. In: EISENLOHR, P. V.; FELFILI, J. M.; MELO M. M. R. F.; ANDRADE, L. A.; MEIRA NETO, J. A. A. (Ed.). **Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de casos**. Viçosa: Editora UFV, 2015. p. 452-473.

PANDOLFO, C.; BRAGA, H. J.; SILVA JÚNIOR, V. P.; MASSIGNAN, A. M.; PEREIRA, E. S.; THOMÉ, V. M. R. et al. **Atlas Climatológico do Estado de Santa Catarina**. Florianópolis: Epagri, 2002.

PPG I. A community-derived classification for extant lycophytes and ferns. **Journal of Systematics and Evolution**, v. 54, n. 6, p. 563-603, 2016.

RIBEIRO, M. C.; MARTENSEN, A. C.; METZGER, J. P.; TABARELLI, M.; SCARANO, F.; FORTIN, M. J. The Brazilian Atlantic forest: a shrinking biodiversity hotspot. In: ZACHOS, F.; HABEL, J. (Ed.). **Biodiversity hotspots**. Berlin: Springer, 2011. p. 405-434.

SANTOS, H. G.; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C.; OLIVEIRA, V. Á. V.; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A.; CUNHA, T. J. F.; OLIVEIRA, J. B. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Embrapa: DF, 2018.

SCHAEFER, C. E. G. R.; NUNES, J. A.; NERI, A. V.; MENDONÇA, B. A. F. et al. Relação solo-vegetação em formações vegetacionais brasileiras: metodologia e estudos de caso. In: EISENLOHR, P. V.; FELFILI, J. M.; MELO, M. M. R. F.; ANDRADE, L. A.; MEIRA NETO, J. A. A. **Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de casos**. Viçosa: UFV, 2015. p. 322-343.

SCHORN, L. A.; MAÇANEIRO, J. P. Levantamento da Vegetação. In: VITORINO, M. D.; ADENESKY FILHO, E. (Ed.). **Diagnóstico Prévio: subsídio preliminar para projetos de restauração ecossistêmica**. Blumenau: Edifurb, 2018. p. 149-170.

SCIPIONI, M. C.; GALVÃO, F.; LONGHI, S. J.; PEDRON, F. A. Gradiente ambiental em comunidades arbóreas no baixo rio Jacuí. **Ciência Rural**, v. 45, n. 10, p. 1802-1808, 2015.

SEVEGNANI, L.; UHLMANN, A.; GASPER, A. L.; VIBRANS, A. C.; SANTOS, A. S.; VERDI, M.; DREVECK, S.; KORTE, A.; MEYER, L. Estádios sucessionais na Floresta Ombrófila Densa em Santa Catarina. In: VIBRANS, A. C.; SEVEGNANI, L.; GASPER, A. L.; LINGNER, D. V. (Ed.). **Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina: Floresta Ombrófila Densa**. Blumenau: Edifurb, 2013. p. 311-322.

STATSOFT. **Statistica**, Version 12. Tulsa: StatSoft, 2014.

TEIXEIRA, A. P.; ASSIS, M. A.; SIQUEIRA, F. R.; CASAGRANDE, J. C. Tree species composition and environmental relationships in a Neotropical swamp forest in Southeastern Brazil. **Wetlands Ecology and Management**, v. 16, n. 6, p. 451-461, 2008.

TICHÝ, L.; CHYTRÝ, M. Statistical determination of diagnostic species for site groups of unequal size. **Journal of Vegetation Science**, v. 17, n. 6, p. 809-818, 2006.

VIBRANS, A. C.; McROBERTS, R. E.; LINGNER, D. V.; NICOLETTI, A. L.; MOSER, P. Extensão original e atual da cobertura florestas de Santa Catarina. In: VIBRANS, A. C.; SEVEGNANI, L.; GASPER, A. L.; LINGNER, D. V. (Ed.). **Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina: diversidade e conservação dos remanescentes florestais**. Blumenau: Edifurb, 2012. p. 65-76.

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, n. 1, p. 87-95, 2013.

ZAR, J. H. **Biostatistical Analysis**. Prentice-Hall/Pearson: Upper Saddle River, 2010.

## CAPÍTULO 2

### POUCAS ESPÉCIES LENHOSAS NATIVAS DOMINANTES: COMO AGE O PROCESSO DE REGENERAÇÃO DA FLORESTA ATLÂNTICA SUBTROPICAL EM PASTAGENS ABANDONADAS NO SUL DO BRASIL

#### RESUMO

No Brasil, frequentemente um número elevado de espécies lenhosas tem sido utilizado em plantios com fins de restauração florestal. Entretanto, essa ação é questionável devido a formação de comunidades que não levam em consideração a trajetória sucessional natural dos ecossistemas degradados, cujos processos de dispersão, colonização e competição entre espécies são predominantes. Neste estudo, analisamos a regeneração da Floresta Atlântica Subtropical em pastagens abandonadas há quatro anos e mostramos que a vegetação é caracterizada, predominantemente, por poucas espécies lenhosas nativas dominantes, com destaque para *Vernonanthura discolor* (Asteraceae), *Myrsine coriacea* (Primulaceae) e *Piptocarpha regnellii* (Asteraceae). Nossos resultados também indicam que a elevada dominância dessas espécies resulta em menor diversidade de espécies da regeneração natural. Neste sentido, a baixa diversidade de espécies lenhosas regenerantes em pastagens abandonadas é comum e leva em consideração os processos naturais de dispersão e colonização. Da mesma forma, implementar ações que promovam melhorias e facilitem a sucessão ecológica por meio do plantio com elevada densidade de mudas de espécies nativas dominantes parece promissor para a restauração de pastagens abandonadas em florestas subtropicais, pois leva em consideração o restabelecimento natural do ecossistema degradado e pode diminuir os custos com aquisição de elevada diversidade de espécies.

**Palavras-chave:** Sucessão florestal. Espécies dominantes. Diversidade de espécies. Estratégias ecológicas CSR. Faxinal do Bepe. Parque Nacional da Serra do Itajaí.

## 2.1 INTRODUÇÃO

As florestas subtropicais estão submetidas a um processo contínuo de degradação devido à conversão em paisagens modificadas pelo homem (RIBEIRO et al., 2009; VIBRANS et al., 2013a). Essas paisagens são caracterizadas principalmente por mosaicos de pastagens, lavouras e áreas urbanas ligadas com pequenos fragmentos florestais (TABARELLI et al., 2010). A conversão de florestas em pastagens para a criação de gado é conhecida por reduzir a diversidade biológica e interromper processos ecológicos (TINOCO-OJANGUREN et al., 2013), além de diminuir a infiltração de água no solo devido à compactação pelo pisoteio dos animais, o que condiciona aumento no escoamento superficial e erosão do solo (KUNZ et al., 2013). Nestas áreas, a regeneração natural de espécies nativas é limitada por uma variedade de processos oriundos da conversão floresta–pastagem, incluindo a degradação dos solos (HOLL; AIDE, 2011), microclima desfavorável (PRÖLL et al., 2015), baixa disponibilidade de propágulos (REID et al., 2015) e competição por espécies exóticas invasoras (MANTOANI; TOREZAN, 2016).

No Brasil, estima-se que existam cerca de 177.282 km<sup>2</sup> de áreas potenciais para restauração florestal (RODRIGUES et al., 2011). Essas áreas geralmente estão localizadas em regiões fragmentadas e que apresentam baixa aptidão agrícola devido ao uso intensivo e degradante pela pecuária (RODRIGUES et al., 2009). Não diferente das demais regiões do Brasil, a Floresta Atlântica Subtropical no estado de Santa Catarina, altamente degradada pelo extrativismo e pela ocupação desordenada do solo para a ampliação da agricultura e pecuária (REIS et al., 1992), é constituída por florestas secundárias em diferentes estágios de regeneração, sendo raros os remanescentes com florestas primárias (VIBRANS et al., 2013b). Apesar da importância que as florestas secundárias apresentam para a conservação da diversidade biológica (GIBSON et al., 2011), no Sul do Brasil pouca atenção é dada a estudos sobre a diversidade de espécies da regeneração natural no processo de sucessão secundária das florestas subtropicais (MEYER et al., 2013; FIORENTIN et al., 2015; SANTOS et al., 2018).

Compreender o processo de sucessão secundária em pastagens abandonadas e de outras áreas indicadas como prioritárias para restauração no Brasil (ver RODRIGUES et al., 2011; BRASIL, 2012; 2017), são importantes e podem subsidiar a seleção de espécies potenciais para uso em projetos de restauração

florestal (MARTINS, 2013; MAÇANEIRO et al., 2016a; MOTA et al., 2017; TURCHETTO et al., 2017). Por exemplo, as espécies que colonizam pastagens abandonadas são típicas de ambientes perturbados, uma vez que ocorrem com frequência em áreas abertas (como clareiras) ou bordas de florestas cujas condições ambientais são desfavoráveis para o estabelecimento da maioria das plantas mais exigentes em termos de condições ambientais (CHAZDON; GUARIGUATA, 2016). Além disso, essas espécies são adaptadas às condições ambientais locais, caracterizando os estágios iniciais de regeneração da vegetação nativa e, portanto, sendo recomendadas para uso na restauração de florestas subtropicais (KAGEYAMA; REIS, 1993; MELI et al., 2014; MOTA et al., 2017).

Dentre as espécies preparadas para ocupar pastagens abandonadas estão as plantas heliófilas exigentes de luz (CHAZDON, 2008; CHEUNG et al., 2009). Essas plantas são adaptadas às condições de microclima desfavorável (com intensa luminosidade) e solos degradados (compactado e pobre em nutrientes) (HOLL; AIDE, 2011). Em Santa Catarina, alguns estudos foram desenvolvidos com o propósito de conhecer a composição e estrutura da regeneração natural da Floresta Atlântica (ver SCHORN; GALVÃO, 2009; SIMINSKI, 2009; MEYER et al., 2013; FIORENTIN et al., 2015; HIGUCHI et al., 2015; MAÇANEIRO et al., 2016a; SANTOS et al., 2018). Esses autores verificaram que as trajetórias sucessionais da vegetação variam em função do uso do solo anterior e do histórico de impactos antrópicos. Apesar de esses estudos apresentarem caráter descritivo, eles servem de base para determinar padrões florísticos e estruturais da vegetação regenerante em estudos de meta-análise, além de servir de base para a seleção de espécies para projetos de restauração florestal em áreas semelhantes (MOTA et al., 2017; TURCHETTO et al., 2017). Entretanto, nenhum estudo enfatizou a relação entre a diversidade de espécies e a abundância das espécies dominantes da regeneração natural em pastagens abandonadas.

Embora no Brasil tradicionalmente um número elevado de espécies lenhosas tem sido utilizado em plantios com fins de restauração florestal, essa ação é questionável (ver NAEEM, 2006; WRIGHT et al., 2009; DURIGAN et al., 2010; DURIGAN; ENGEL, 2015). Por exemplo, um ecossistema degradado é um sistema organizacionalmente aberto aos fluxos de matéria e energia, com uma estrutura dissipativa, apresentando interações internas (entre os componentes do sistema) e externas (com a paisagem) (AUMOND; MAÇANEIRO, 2014). Nesse contexto, a resposta para quantas espécies seriam necessárias para estabelecer uma

comunidade estável e um ecossistema funcional deve levar em consideração como acontece o restabelecimento de uma trajetória sucessional natural em ecossistemas degradados, cujos processos de dispersão, colonização e competição são preponderantes (ver SUDING; GROSS, 2006; DURIGAN; ENGEL, 2015). Além disso, geralmente a aquisição de elevada diversidade de mudas de espécies nativas em viveiros florestais é limitada devido aos altos custos com produção e pela disponibilidade de frutos e sementes regionais (PALMA; LAURENCE, 2015).

Dessa forma, parece ecológica e economicamente viável utilizar um número reduzido de espécies nativas em plantios com fins de restauração florestal, de modo a iniciar o processo de recuperação dos ecossistemas degradados. Por exemplo, recentemente o governo nacional assinou e ratificou o Acordo de Paris (MMA, 2016). Neste documento, entre as principais medidas para atingir a meta de reduzir em 43% as emissões de gases de efeito estufa até 2030, está a restauração e o reflorestamento de 12 milhões de hectares de áreas degradadas, o que equivale a metade da área total do estado de São Paulo (SOS MATA ATLÂNTICA, 2016). Além disso, incentivos fiscais e políticas nacionais para a recuperação da vegetação nativa estão sendo implementadas (BNDES, 2015; BRASIL, 2017; PLANAVEG, 2017). Nesse contexto, a restauração florestal em larga escala por meio do plantio de mudas com elevada diversidade de espécies é onerosa e questionável (DURIGAN; ENGEL, 2015; CHAZDON; GUARIGUATA, 2016; CHAZDON; URIARTE, 2016).

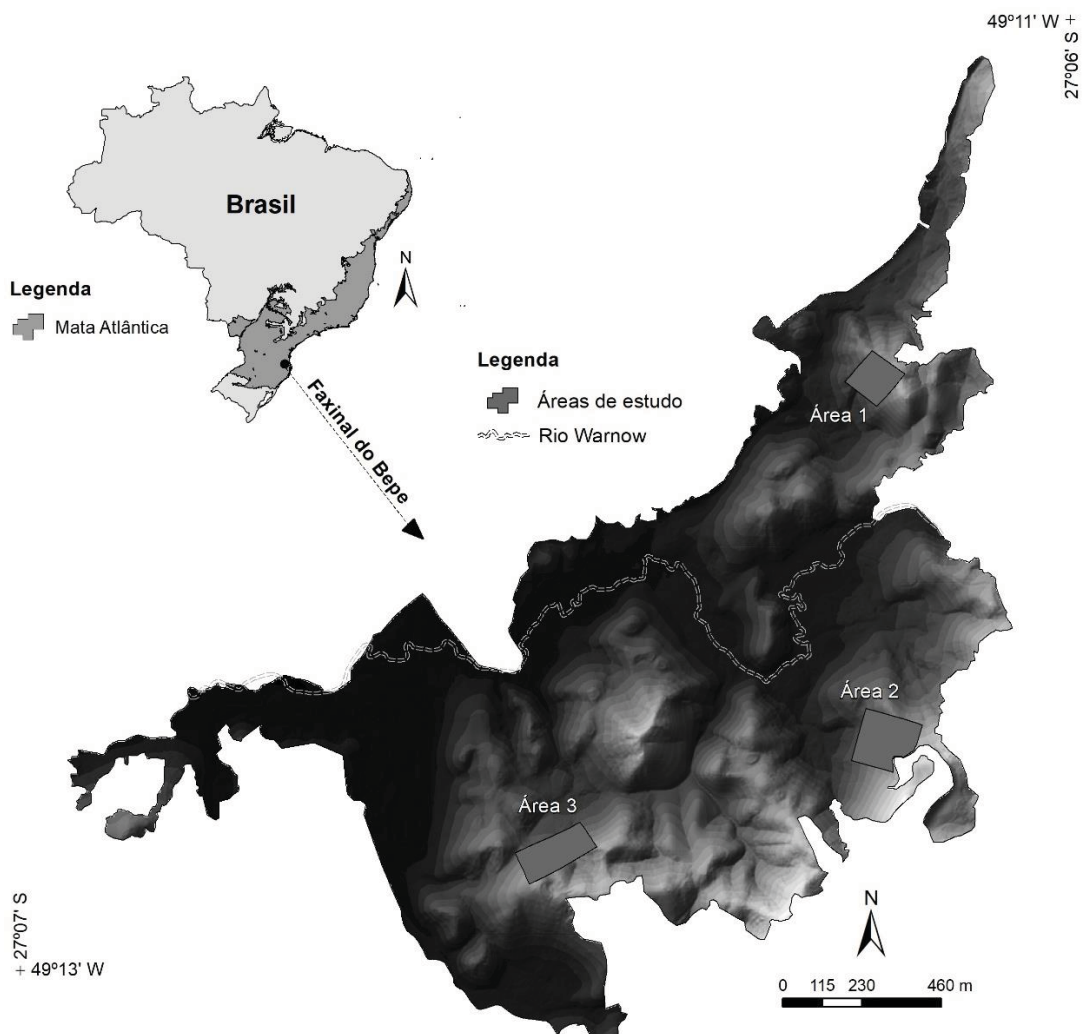
Nos últimos anos, alguns estudos têm apontado que poucas são as espécies lenhosas que parecem dominar grande parte da estrutura da vegetação no início do processo sucessional de florestas subtropicais (ver SCHORN; GALVÃO, 2009; SIMINSKI, 2009; MEYER et al., 2013). Assim, nosso objetivo foi analisar a composição e estrutura das espécies lenhosas da regeneração natural de pastagens abandonadas de modo a responder duas questões principais: (i) Quantas e quais são as espécies que crescem em pastagens abandonadas há quatro anos, e que foi utilizada pela pecuária por mais de meio século? (ii) Os padrões de distribuição de abundância das espécies lenhosas da regeneração natural apresentam importantes implicações para a escolha de novas espécies para projetos de restauração florestal?

## 2.2 MATERIAL E MÉTODOS

### 2.2.1 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo está inserida na localidade Faxinal do Bepe, situada no interior do Parque Nacional da Serra do Itajaí, estado de Santa Catarina, Sul do Brasil (FIGURA 2.1). Está localizada dentro dos limites da bacia do rio Itajaí, possuindo como sub-bacia o rio Warnow. O Faxinal do Bepe é caracterizado pelas extensas áreas com pastagens abandonadas, apresentando área total de cerca 250 ha, elevação que varia entre 650-750 metros s.n.m. e localizado entre 27°05' – 27°07' S e 49°11' – 49°13' W.

FIGURA 2.1 – LOCALIZAÇÃO DAS ÁREAS COM PASTAGENS ABANDONADAS, FAXINAL DO BEPE, PARQUE NACIONAL DA SERRA DO ITAJAÍ, SANTA CATARINA, SUL DO BRASIL.



FONTE: O autor (2019).

O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é do tipo Cfa – clima subtropical úmido, sem estação seca e com verão quente (ALVARES et al., 2013). A temperatura média anual varia entre 16-18°C, com médias mensais variando entre 12-14°C no mês mais frio (julho) e 20-23°C nos meses mais quentes (janeiro e fevereiro). A umidade relativa média anual varia entre 82-84% e a precipitação total média anual entre 1.500-1.700 mm bem distribuída durante o ano (PANDOLFO et al., 2002).

A vegetação predominante na área de estudo é constituída pela Floresta Pluvial Subtropical de Morrarias Altas (OLIVEIRA-FILHO, 2015), daqui em diante referida como Floresta Atlântica Subtropical, estando inserida no bioma da Mata Atlântica. Relativo ao histórico de uso do solo anterior, entre 1953 e 2012 as áreas estudadas foram alvo de corte raso para posterior conversão em extensas áreas com pastagens. Atualmente, o estado de conservação dessas florestas pode ser classificado como vegetação secundária em estágio inicial de regeneração, com cerca de quatro anos sem intervenção antrópica (SCHORN; MAÇANEIRO, 2018).

### 2.2.2 COLETA DOS DADOS

Para a coleta dos dados selecionamos, no interior do Faxinal do Bepe, três áreas com pastagens que foram abandonadas entre 2011 e 2012. A medição foi efetuada em junho de 2016, quando as áreas se encontravam há quatro anos sem intervenção antrópica. A cobertura vegetal remanescente era constituída por vegetação nativa em estágio inicial de regeneração. Cada área era caracterizada por uma encosta com o mesmo histórico de uso do solo anterior (pecuária intensiva).

Utilizamos parcelas dispostas em transecções (SOARES et al., 2012), com o objetivo de representar a maior variação da vegetação possível ao longo das três áreas sob processo de regeneração. Em cada área distribuimos sistematicamente 15 parcelas de 10 × 20 m (200 m<sup>2</sup>), correspondendo a 9.000 m<sup>2</sup> de área amostral. Dispusemos essas parcelas em três transecções, todas iniciando na base da encosta e terminando no topo da encosta. Distanciamos essas parcelas cerca de 25 m entre si e 35 m entre as transecções. Em cada parcela amostramos o estrato superior, caracterizado pelos indivíduos vivos (incluindo palmeiras e fetos arborescentes) com diâmetro à altura do peito (DAP) ≥ 5,0 cm. No interior de cada parcela do estrato superior, inserimos uma subparcela de 10 × 10 m (100 m<sup>2</sup>) destinada ao levantamento do estrato inferior, caracterizado pelos indivíduos vivos com altura ≥ 50 cm e DAP <

5,0 cm. Para cada indivíduo amostrado no estrato superior, registramos o número sequencial, nome científico, altura total (m) e diâmetro à altura do peito – DAP (cm), enquanto que no estrato inferior registamos o número sequencial, nome científico e altura total (m) de cada indivíduos.

Identificamos o material botânico coletado por comparação com exsicatas depositadas no Herbário Dr. Roberto Miguel Klein (GASPER et al., 2014), da Universidade Regional de Blumenau (FURB) e, também, mediante consulta à literatura taxonômica e aos especialistas. Utilizamos os sistemas de classificação de espécies propostas por APG IV (2016) e PPG I (2016) de acordo com a base de dados da Flora do Brasil 2020 (2019).

### 2.2.3 ANÁLISE DOS DADOS

Para descrever a estrutura da regeneração natural calculamos, para o estrato superior, os parâmetros estruturais de Mueller-Dombois e Ellenberg (2002), ou seja, densidade, dominância e frequência absolutas e relativas e o valor de importância para cada espécie. Para o estrato inferior, além dos parâmetros descritos acima, calculamos as classes de tamanho absolutas e relativas e o valor de importância da regeneração natural para cada espécie (HOSOKAWA et al., 2008). Em seguida, classificamos essas espécies por estratégia ecológica CSR (ver GRIME et al., 1997), adotando-se a metodologia sugerida por Pierce et al. (2013) nas seguintes categorias: C – espécie competidora com elevada taxa de crescimento e rápida incorporação de biomassa; S – espécie tolerante ao estresse e de crescimento lento; R – espécie ruderal que se reproduz prematuramente por período prolongado.

Verificamos os padrões de distribuição de abundância das espécies (PDSA) da regeneração natural por meio do diagrama de Whittaker (MAGURRAN, 2004). Em seguida, verificamos as semelhanças ou diferenças entre os PDSA dos estratos analisados através do teste de Kolmogorov-Smirnov para duas amostras, ao nível de significância  $\alpha = 0,01$  (SOKAL; ROHLF, 2011) no PAST 3.22 (HAMMER et al., 2001). O diagrama de Whittaker é considerado uma ferramenta útil para analisar os PDSA de espécies em comunidades vegetais, uma vez que padrões contrastantes entre a riqueza de espécies e a uniformidade da vegetação podem ser claramente observados (MELO, 2008; KREBS, 2014; MAÇANEIRO et al., 2016b).

Estimamos a *diversidade* (KREBS, 2014) da vegetação analisada por meio do índice de Shannon ( $H'$ , logaritmo neperiano) e do índice de Simpson ( $1-D$ ). Em seguida, convertemos esses índices para o número efetivo de espécies seguindo as recomendações de Jost (2006). A conversão dos índices  $H'$  e  $1-D$  em números efetivos de espécies (ENS) lhes dá um conjunto de comportamentos e propriedades comuns, facilmente interpretáveis. Após essa conversão, a diversidade é sempre medida em unidades de número de espécies, independentemente do índice utilizado (JOST, 2010). Adicionalmente, com o intuito de verificar a relação entre a diversidade e a abundância das espécies lenhosas dominantes nos estratos analisados, utilizamos o coeficiente de correlação de Pearson ( $r$ ) e análise de regressão linear simples. Primeiro, correlacionamos a densidade relativa ( $DR\%$ ) da espécie com maior número de indivíduos de cada parcela com seus respectivos  $H'$  e  $1-D$  convertidos em ENS. Em seguida, averiguamos a significância estatística ( $\alpha = 0,01$ ) das correlações através do teste  $t$  para existência de correlação (ZAR, 2010). Finalmente, construímos gráficos de dispersão entre os índices de diversidade (eixo y) e  $DR\%$  (eixo x), e inserimos uma linha de tendência linear para a relação entre  $H'$  e  $DR\%$ , e  $1-D$  e  $DR\%$ .

### 2.3 RESULTADOS

Nos dois estratos regenerantes, amostramos 1.079 indivíduos pertencentes a 45 espécies lenhosas (TABELA 2.1). No estrato superior, a regeneração natural apresentou 498 ind.ha<sup>-1</sup> e monodominância de *Vernonanthura discolor* ( $DR > 50\%$ ). Além de *Vernonanthura discolor*, caracterizam o estrato superior *Piptocarpha regnellii*, *Piptocarpha axillaris*, *Myrsine coriacea* e *Piptocarpha angustifolia* ( $VI = 266,2\%$ ).

No estrato inferior, encontramos densidade de 1.402 ind.ha<sup>-1</sup> e as principais espécies que caracterizaram a estrutura da vegetação foram *Vernonanthura discolor*, *Myrsine coriacea*, *Clethra scabra*, *Piptocarpha regnellii* e *Piptocarpha axillaris* ( $RNR = 186,2\%$ ). Semelhante ao encontrado no estrato superior, *Vernonanthura discolor*, *Myrsine coriacea*, *Piptocarpha regnellii* e *Piptocarpha axillaris* também foram as espécies mais importantes no estrato inferior (TABELA 2.2).

Em nosso estudo, observamos que as espécies lenhosas apresentaram diferentes estratégias ecológicas de regeneração (TABELAS 2.1 e 2.2). Contudo, as plantas tolerantes ao estresse e competidoras (S/SC) foram predominantes nos estratos analisados (estrato superior = 64,4%; estrato inferior = 70,5%).

TABELA 2.1 – PARÂMETROS FITOSSOCIOLÓGICOS DAS ESPÉCIES DO ESTRATO SUPERIOR DA REGENERAÇÃO NATURAL DE UMA FLORESTA PLUVIAL SUBTROPICAL, FAXINAL DO BEPE, PARQUE NACIONAL DA SERRA DO ITAJAÍ, SANTA CATARINA, SUL DO BRASIL.

Espécies	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	VI	ES
<b>ESTRATO SUPERIOR</b>								
<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H.Rob.	257	51,6	88,9	31,0	1,88	57,1	139,7	S/SC
<i>Piptocarpha regnellii</i> (Sch.Bip.) Cabrera	88	17,6	46,7	16,3	0,67	20,3	54,2	S/SC
<i>Piptocarpha axillaris</i> (Less.) Baker	59	11,8	42,2	14,7	0,25	7,5	34,1	S/SC
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	31	6,3	33,3	11,6	0,13	3,8	21,7	S/SC
<i>Piptocarpha angustifolia</i> Dusén ex Malme	28	5,6	22,2	7,8	0,14	4,2	17,5	S/SC
<i>Clethra scabra</i> Pers.	10	2,0	15,6	5,4	0,03	0,8	8,2	S/SC
<i>Symphypappus itatiayensis</i> (Hieron.) R.M.King & H.Rob.	7	1,3	11,1	3,9	0,05	1,4	6,6	R/CSR
<i>Baccharis semiserrata</i> DC.	8	1,6	8,9	3,1	0,06	1,9	6,5	S
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	3	0,7	6,7	2,3	0,01	0,3	3,3	SR/CSR
<i>Annona rugulosa</i> (Schltdl.) H.Rainer	3	0,7	2,2	0,8	0,03	1,0	2,5	S/SC
<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	1	0,2	2,2	0,8	0,04	1,2	2,2	S/SC
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	1	0,2	2,2	0,8	0,01	0,2	1,2	S
<i>Solanum lacerdæ</i> Dusén	1	0,2	2,2	0,8	0,004	0,1	1,1	S/SC
<i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart.	1	0,2	2,2	0,8	0,003	0,1	1,1	S/SC
<b>Total</b>	<b>498</b>	<b>100,0</b>	<b>286,7</b>	<b>100,0</b>	<b>3,30</b>	<b>100,0</b>	<b>300,0</b>	<b>-</b>

DA: densidade absoluta (ind.ha<sup>-1</sup>); DR: densidade relativa (%); FA: frequência absoluta (%); FR: frequência relativa (%); DoA: dominância absoluta (m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>); DoR: dominância relativa (%); VI: valor de importância (%); ES: estratégia ecológica: tolerante ao estresse (S), ruderal em ambiente sujeito ao estresse e distúrbios (R/CSR), tolerante ao estresse e competidora (S/SC) e ruderal e tolerante ao estresse em ambiente sujeito ao estresse e distúrbios (SR/CSR).

FONTE: O autor (2019).

TABELA 2.2 – PARÂMETROS FITOSSOCIOLÓGICOS DAS ESPÉCIES DO ESTRATO INFERIOR DA REGENERAÇÃO NATURAL DE UMA FLORESTA PLUVIAL SUBTROPICAL, FAXINAL DO BEPE, PARQUE NACIONAL DA SERRA DO ITAJAÍ, SANTA CATARINA, SUL DO BRASIL.

Espécies	DA	DR	FA	FR	CAT	CRT	RNR	ES
<b>ESTRATO INFERIOR</b>								
<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H.Rob.	433	30,9	84,4	16,1	51,8	31,0	78,0	S/SC
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	178	12,7	55,6	10,6	18,9	11,3	34,6	S/SC
<i>Clethra scabra</i> Pers.	127	9,0	51,1	9,7	15,4	9,2	28,0	S/SC
<i>Piptocarpha regnellii</i> (Sch.Bip.) Cabrera	116	8,2	48,9	9,3	13,9	8,3	25,9	S/SC
<i>Piptocarpha axillaris</i> (Less.) Baker	113	8,1	37,8	7,2	13,7	8,2	23,5	S/SC
<i>Piptocarpha angustifolia</i> Dusén ex Malme	58	4,1	28,9	5,5	7,0	4,2	13,8	S/SC
<i>Miconia tristis</i> Spring	53	3,8	20,0	3,8	6,0	3,6	11,2	S/SC
<i>Symphypappus itatiayensis</i> (Hieron.) R.M.King & H.Rob.	33	2,4	20,0	3,8	4,4	2,7	8,8	R/CSR
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	36	2,5	20,0	3,8	4,0	2,4	8,7	S/SC
<i>Solanum americanum</i> Mill.	53	3,8	4,4	0,8	6,4	3,8	8,5	S/SC
<i>Baccharis semiserrata</i> DC.	31	2,2	13,3	2,5	2,7	1,6	6,3	S/SC
<i>Miconia sellowiana</i> Naudin	13	1,0	13,3	2,5	1,8	1,1	4,6	S/SC
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	13	1,0	13,3	2,5	1,7	1,0	4,5	S/SC
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	13	1,0	8,9	1,7	1,7	1,0	3,7	SR/CSR
<i>Baccharis oblongifolia</i> (Ruiz & Pav.) Pers.	9	0,6	6,7	1,3	1,2	0,7	2,6	S/SC
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	7	0,5	6,7	1,3	1,0	0,6	2,3	S/SC
<i>Ficus luschnathiana</i> (Miq.) Miq.	7	0,5	6,7	1,3	1,0	0,6	2,3	S/SC
<i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk.	9	0,6	4,4	0,8	1,4	0,8	2,3	S/SC
<i>Solanum lacerdæ</i> Dusén	7	0,5	6,7	1,3	0,9	0,5	2,3	S/SC
<i>Annona rugulosa</i> (Schltdl.) H.Rainer	7	0,5	6,7	1,3	0,9	0,5	2,3	S/SC
<i>Inga vera</i> subsp. <i>affinis</i> (DC.) T.D.Penn.	7	0,5	6,7	1,3	0,8	0,5	2,2	S/SC
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	9	0,6	4,4	0,8	1,0	0,6	2,1	S/SC

<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	7	0,5	4,4	0,8	0,9	0,5	1,8	S/SC
<i>Miconia cabucu</i> Hoehne	4	0,3	4,4	0,8	0,7	0,4	1,6	S/SC
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	4	0,3	4,4	0,8	0,5	0,3	1,5	S/SC
<i>Ocotea elegans</i> Mez	7	0,5	2,2	0,4	0,9	0,5	1,4	S/SC
<i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart.	4	0,3	2,2	0,4	0,7	0,4	1,2	S/SC
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	4	0,3	2,2	0,4	0,7	0,4	1,2	S/SC
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	4	0,3	2,2	0,4	0,7	0,4	1,2	SC/CS R
<i>Cyathea phalerata</i> Mart.	4	0,3	2,2	0,4	0,6	0,4	1,1	S
<i>Guatteria australis</i> A.St.-Hil.	2	0,2	2,2	0,4	0,3	0,2	0,8	S/SC
<i>Critoniopsis quinqueflora</i> (Less.) H.Rob.	2	0,2	2,2	0,4	0,3	0,2	0,8	S/SC
<i>Solanum variabile</i> Mart.	2	0,2	2,2	0,4	0,3	0,2	0,8	SC/CS R
<i>Dalbergia brasiliensis</i> Vogel	2	0,2	2,2	0,4	0,3	0,2	0,8	SC/CS R
<i>Leandra carassana</i> (DC.) Cogn.	2	0,2	2,2	0,4	0,3	0,2	0,8	S/SC
<i>Miconia inconspicua</i> Miq.	2	0,2	2,2	0,4	0,3	0,2	0,8	SC/CS R
<i>Miconia lymanii</i> Wurdack	2	0,2	2,2	0,4	0,3	0,2	0,8	S/SC
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	2	0,2	2,2	0,4	0,3	0,2	0,8	R/CR
<i>Rubus brasiliensis</i> Mart.	2	0,2	2,2	0,4	0,3	0,2	0,8	S/SC
<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	2	0,2	2,2	0,4	0,3	0,2	0,7	SR/CS R
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	2	0,2	2,2	0,4	0,3	0,2	0,7	S/SC
<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees	2	0,2	2,2	0,4	0,3	0,2	0,7	S/SC
<i>Leandra glazioviana</i> Cogn.	2	0,2	2,2	0,4	0,3	0,2	0,7	S/SC
<i>Campomanesia reitziana</i> D.Legrand	2	0,2	2,2	0,4	0,3	0,2	0,7	S/SC
<b>Total</b>	<b>1.402</b>	<b>100,0</b>	<b>524,4</b>	<b>100,0</b>	<b>167,3</b>	<b>100,0</b>	<b>300,0</b>	<b>-</b>

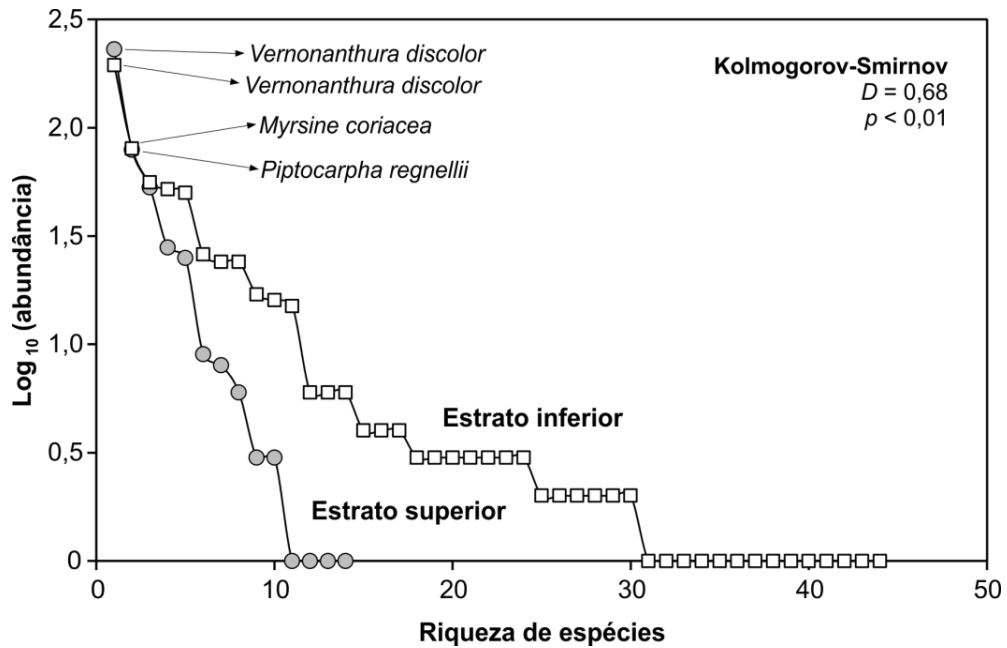
DA: densidade absoluta (ind.ha<sup>-1</sup>); DR: densidade relativa (%); FA: frequência absoluta (%); FR: frequência relativa (%); CAT: classe absoluta de tamanho; CRT: classe relativa de tamanho (%); RNR: regeneração natural relativa (%); ES: estratégia ecológica: tolerante ao estresse (S), ruderal adaptada à distúrbios (R), ruderal competidora (R/CR), ruderal em ambiente sujeito ao estresse e distúrbios (R/CSR), tolerante ao estresse e competidora (S/SC) e ruderal e tolerante ao estresse em ambiente sujeito ao estresse e distúrbios (SR/CSR).

FONTE: O autor (2019).

As diferenças entre os estratos da vegetação são particularmente visíveis na estrutura da comunidade (FIGURA 2.2). Verificamos PDSA significativamente diferentes entre os estratos analisados (Kolmogorov-Smirnov,  $D = 0,68$ ;  $p < 0,01$ ), com aumento considerável do número de espécies no estrato inferior. Adicionalmente, o diagrama de Whittaker mostrou que a regeneração natural é caracterizada por poucas espécies lenhosas dominantes, com destaque para *Vernonanthura discolor*, *Myrsine coriacea* e *Piptocarpha regnellii*.

Encontramos correlações inversas e altamente significativas (Pearson,  $r > -0,79$ ;  $p < 0,01$ ) entre os índices de diversidade (Shannon e Simpson) e a densidade relativa da espécie mais abundante (TABELA 2.3 e FIGURA 2.3).

FIGURA 2.2 – DIAGRAMAS DE WHITTAKER CONSTRUÍDOS POR MEIO DA ABUNDÂNCIA DE INDIVÍDUOS DAS ESPÉCIES AMOSTRADAS EM DOIS ESTRATOS DA REGENERAÇÃO NATURAL DE PASTAGENS ABANDONADAS, FAXINAL DO BEPE, PARQUE NACIONAL DA SERRA DO ITAJAÍ, SANTA CATARINA, SUL DO BRASIL.



FONTE: O autor (2019).

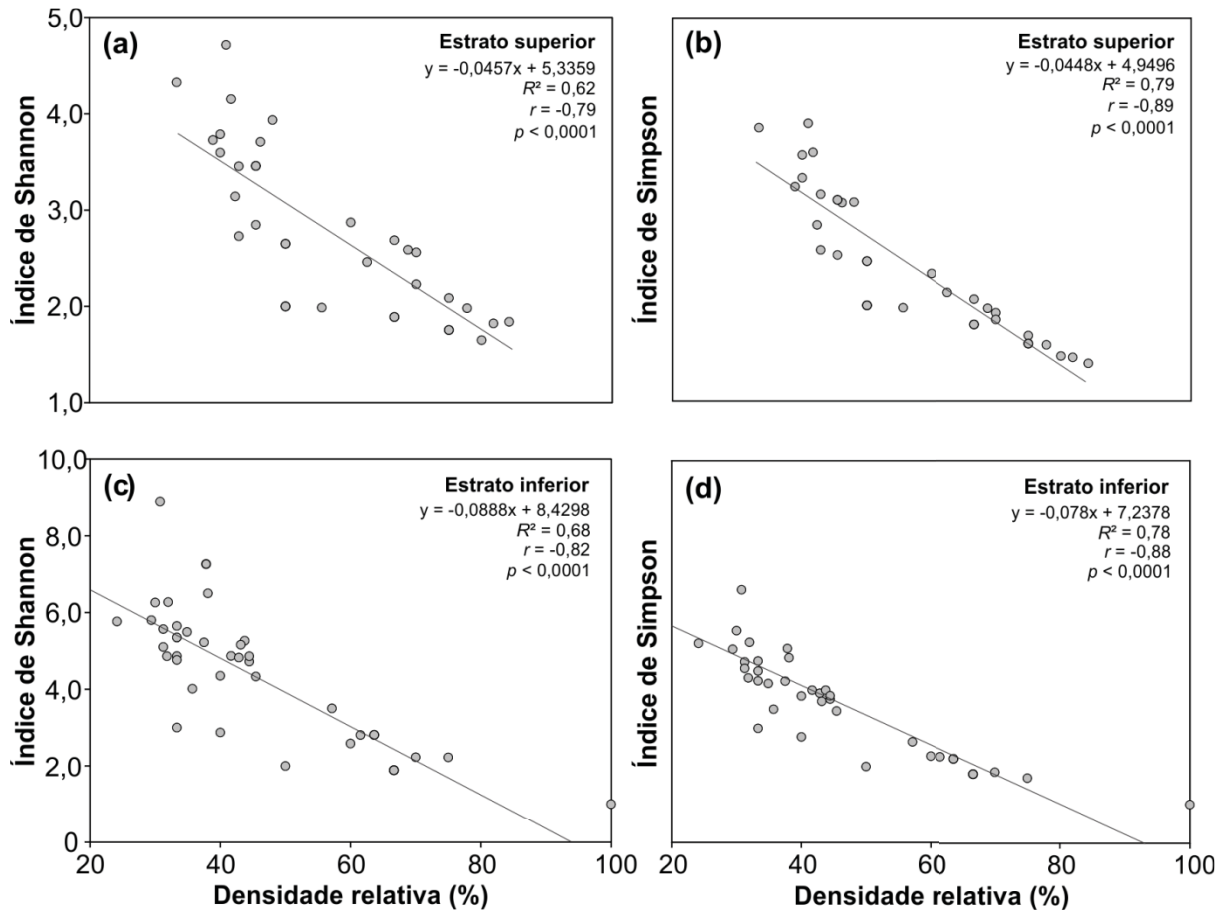
TABELA 2.3 – RESULTADOS DOS COEFICIENTES DE CORRELAÇÃO DE PEARSON ( $r$ ) ENTRE OS ÍNDICES DE DIVERSIDADE E A DENSIDADE RELATIVA DA ESPÉCIE LENHOSA MAIS ABUNDANTE EM 45 PARCELAS AMOSTRADAS EM DOIS ESTRATOS DA REGENERAÇÃO NATURAL DE PASTAGENS ABANDONADAS, FAXINAL DO BEPE, PARQUE NACIONAL DA SERRA DO ITAJAÍ, SANTA CATARINA, SUL DO BRASIL.

Índices de Diversidade	ENS	$R^2$	$r$	$p$
Estrato superior				
Shannon	4,78	0,68	-0,79	<0,0001
Simpson	3,16	0,84	-0,89	<0,0001
Estrato inferior				
Shannon	13,00	0,71	-0,82	<0,0001
Simpson	7,21	0,85	-0,88	<0,0001

ENS = número efetivo de espécies. Significativo para  $p < 0,01$ .

FONTE: O autor (2019).

FIGURA 2.3 – RELAÇÃO ENTRE OS ÍNDICES DE DIVERSIDADE E A DENSIDADE RELATIVA DA ESPÉCIE LENHOSA MAIS ABUNDANTE DO ESTRATO SUPERIOR (A, B) E ESTRATO INFERIOR (C, D). CADA PONTO REPRESENTA UMA DAS 45 PARCELAS AMOSTRADAS NA REGENERAÇÃO NATURAL DE PASTAGENS ABANDONADAS, FAXINAL DO BEPE, PARQUE NACIONAL DA SERRA DO ITAJAÍ, SANTA CATARINA, SUL DO BRASIL.



FONTE: O autor (2019).

## 2.4 DISCUSSÃO

Nosso estudo revelou que a regeneração natural da Floresta Atlântica Subtropical em pastagens abandonadas é caracterizada por poucas espécies lenhosas dominantes. Essas espécies possuem estratégias ecológicas específicas como tolerância fisiológica ao estresse e capacidade competitiva por recursos. As estratégias ecológicas das espécies nativas estão intimamente relacionadas ao processo sucessional (MUNOZ et al., 2016), onde mudanças temporais de espécies colonizadoras e localmente persistentes e mais exigentes são observadas em um ecossistema florestal afetado por uma perturbação (por exemplo, clareiras). Neste contexto, é possível distinguir a sucessão ecológica como favorecendo espécies com

tolerância fisiológica ao estresse ou com capacidade competitiva (CACCIANIGA et al., 2006). Além disso, o tipo de ambiente ao qual as plantas estão submetidas (por exemplo, planícies e encostas) também pode influenciar as diferentes estratégias ecológicas que as espécies mostram ao longo da sucessão florestal. Por exemplo, Navas et al. (2010) verificaram mudanças entre a estratégia de plantas ruderais para plantas competidoras em um ambiente não estressante e onde os recursos vitais não são limitados, enquanto que em ambientes estressantes e com recursos limitados as plantas ruderais tendem a ser substituídas por plantas tolerantes ao estresse. No presente estudo, como as áreas estão inseridas em gradientes ambientais (apresentando terços inferior, médio e superior de uma encosta), sugere-se que componentes ligados à geomorfologia (relevo, declividade, elevação) e pedologia (tipos de solo, disponibilidade hídrica) podem estar atuando como filtros ambientais, pois em um gradiente ambiental as condições de relevo e solo variam ao longo do terreno, podendo influenciar as estratégias ecológicas das plantas (THUILLER, 2013; MAÇANEIRO et al., 2016, c; MUNOZ et al., 2016).

Espécies lenhosas nativas dominantes são comuns em ambientes estressantes (PEH et al., 2011; NASCIMENTO et al., 2015), mas também podem ocorrer nas fases iniciais de sucessão de florestas tropicais e subtropicais com menor grau de restrição hídrica ou edáfica (KLEIN, 1980; SCHORN; GALVÃO, 2009; SIMINSKI, 2009; MEYER et al., 2013; MORAIS et al., 2013). Em florestas secundárias em fase inicial de sucessão, as espécies lenhosas dominantes geralmente constituem as primeiras plantas a iniciarem o processo de sucessão secundária devido ao seu rápido crescimento e forte adaptação às condições locais. Estas podem formar densos agrupamentos que, por sua vez, caracterizam o dossel das florestas jovens (KLEIN, 1980; 1984; KAGEYAMA; REIS, 1993; CHAZDON, 2008; SCHORN; GALVÃO, 2009; CHAZDON, 2014; CHAZDON; GUARIGUATA, 2016). O estabelecimento dessas espécies durante a fase de regeneração florestal também contribui para a resiliência do ecossistema, pois elas trazem consigo os seus parceiros mutualistas que geram mais diversidade e heterogeneidade para o ambiente (HOWE, 2016; McALPINE et al., 2016). Além disso, essas espécies formam pequenas manchas que proporcionam microclima favorável para o estabelecimento de plântulas de espécies mais exigentes (SCERVINO; TOREZAN, 2015) e atraem agentes dispersores de sementes, os quais promovem, direta ou indiretamente, melhorias nas condições de solo e facilitam a regeneração florestal (BECHARA et al., 2016). Portanto, espécies lenhosas nativas

dominantes geralmente ocorrem nas fases iniciais de sucessão de florestas subtropicais e são benéficas para a regeneração florestal, como observado no presente estudo.

Apesar de as espécies lenhosas dominantes serem importantes para a regeneração de florestas subtropicais, verificamos que essas espécies resultam em menor diversidade da regeneração natural nos primeiros anos de abandono do terreno, principalmente no estrato superior onde ocorre monodominância de *Vernonanthura discolor*. Em florestas subtropicais espécies localizadas no estrato superior já foram apontadas como filtros ambientais para algumas espécies do estrato inferior (ver CARVALHO et al., 2016; BOUKILI; CHAZDON, 2017). Esses estudos verificaram que algumas espécies lenhosas regenerantes são favorecidas por espécies adultas e que a estrutura florestal futura está relacionada com filtros ambientais. Vários fatores bióticos e abióticos atuam como filtros ambientais (por exemplo, dispersão de sementes, competição de plântulas com gramíneas exóticas, predação e germinação de sementes, características químicas e físicas dos solos, troncos de árvores em decomposição, intensidade luminosa, herbivoria etc), os quais favorecem ou excluem determinadas espécies lenhosas em comunidades biológicas (HOLL, 2000; CHRISTIE; ARMESTO 2003; LORTIE et al., 2004; CHAZDON, 2014; REID et al., 2015; CHAZDON; GUARIGUATA, 2016). Assim, esses filtros ambientais podem ajudar a compreender quais processos mantêm a diversidade biológica e explicar a distribuição de espécies ao longo de gradientes ambientais (ELITH; LEATHWICK, 2009; LEWIS et al., 2014; MAÇANEIRO et al., 2016c).

Além disso, a sintetização de dados da regeneração natural em verdadeiras diversidades (números efetivos de espécies) vai depender do nível de uniformidade da vegetação ou do índice de diversidade utilizado. Considerando as características dos índices de diversidade com relação ao peso dado às espécies raras (MAGURRAN, 2004; JOST, 2006; MELO, 2008; BUCKLAND et al., 2011), nosso estudo apresentou evidências de que os índices de Shannon e Simpson são fortemente influenciados por espécies dominantes. Esta questão é relevante quando se trata da seleção de espécies lenhosas para projetos de restauração de florestas subtropicais, pois atualmente no Brasil a falta de legislação ambiental e critérios técnico/científicos consistentes para a recomendação de espécies, levam muitos projetos a utilizarem elevada diversidade de espécies nos plantios de restauração florestal, o que é questionável (NAEEM, 2006; WRIGHT et al., 2009; DURIGAN et al.,

2010), e nossos resultados apontam que são poucas as espécies que conseguem se estabelecer de fato em um ambiente explorado por mais de meio século de uso intensivo pela pecuária. Neste contexto, implementar ações que promovam melhorias e facilitem os processos naturais de sucessão ecológica por meio do plantio de espécies lenhosas nativas dominantes com elevada densidade de plantas são importantes para a restauração de florestas subtropicais, pois essas ações levam em consideração os princípios básicos da sucessão ecológica considerada ‘natural’ (ver SUDING; GROSS, 2006; DURIGAN; ENGEL, 2015), além de ser uma iniciativa muito mais econômica, o que mais facilmente levaria pequenos proprietários rurais a abraçarem a causa.

Na restauração de florestas neotropicais, vários métodos têm sido utilizados visando à reconstrução de um ecossistema com a máxima biodiversidade possível, com destaque para o plantio de espécies lenhosas em alta diversidade (RODRIGUES et al., 2009; MARTINS, 2013; BECHARA et al., 2016; CHAZDON; GUARIGUATA, 2016). No entanto, geralmente a diversidade de espécies nativas disponíveis em viveiros de mudas florestais é limitada e determinada pela disponibilidade de frutos e sementes regionais (PALMA; LAURENCE, 2015; TURCHETTO et al., 2017).

Neste estudo, observamos que algumas das espécies mais importantes são comuns em todos os estratos da vegetação, apresentando potencial para plantios de restauração principalmente em áreas abertas como pastagens recém-abandonadas, pois são espécies tolerantes ao estresse e competidoras por recursos (por exemplo, *Vernonanthura discolor*, *Myrsine coriacea*, *Piptocarpha regnellii*, *Piptocarpha axillaris*, *Piptocarpha angustifolia*, *Clethra scabra* e *Symphypappus itatiayensis*). Outro conjunto de espécies que observamos ocorre somente no estrato inferior, apresentando potencial para plantios de restauração na forma de enriquecimento, em áreas de pastagens abandonadas em fases mais adiantadas de sucessão (por exemplo, *Ficus luschnathiana*, *Campomanesia guaviroba*, *Inga vera* subsp. *affinis*, *Myrcia splendens*, *Syagrus romanzoffiana*, *Miconia cabucu* e *Alchornea triplinervia*, entre várias outras). Assim, devido à importância estrutural e estratégias ecológicas (e.g., tolerantes ao estresse e competidoras por recursos) que essas espécies possuem na regeneração da Floresta Atlântica Subtropical do Sul do Brasil, recomendamos o seu uso para plantios de restauração em pastagens abandonadas.

## 2.5 CONCLUSÃO

Neste estudo, verificamos que pastagens abandonadas em processo de regeneração florestal há quatro anos são caracterizadas por poucas espécies lenhosas dominantes, com destaque para *Vernonanthura discolor*, *Piptocarpha regnellii* e *Myrsine coriacea*.

Fornecemos evidências sobre como os padrões de distribuição de abundância das espécies regenerantes influencia a regeneração natural em pastagens abandonadas, uma vez que a elevada dominância de algumas espécies resulta em menor diversidade de espécies da regeneração natural. Contudo, esse padrão pode ser visto como facilitador da restauração florestal, uma vez que essas espécies apresentam forte adaptação às condições locais e proporcionam o maior recobrimento do solo e melhoria nas condições ambientais para a colonização de novas espécies lenhosas mais exigentes.

Adicionalmente, os nossos resultados encorajam uma análise mais aprofundada sobre como essas espécies contribuem para a restauração de pastagens abandonadas. Assim, sugerimos a adição de atributos funcionais e fatores bióticos relacionados à dinâmica das espécies em novos estudos de vegetação, pois informações adicionais sobre as adaptações ecológicas das espécies lenhosas dominantes em determinados ambientes podem indicar padrões que aceleram o processo de sucessão ecológica de florestas subtropicais.

## REFERÊNCIAS

- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M., SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.
- APG IV. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 181, n. 1, p. 1-20, 2016.
- AUMOND, J. J., MAÇANEIRO, J. P. Systemic approach and roughness application to cause emerging properties in the restoration of degraded soils. **Ciência Florestal**, v. 24, n. 3, p. 759-770, 2014.
- BECHARA, F. C.; DICKENS, S. J.; FARRER, E. C.; LARIOS, L.; SPOTSWOOD, E. N. et al. Neotropical rainforest restoration: comparing passive, plantation and nucleation approaches. **Biodiversity and Conservation**, v. 25, n. 11, p. 2021-2034, 2016.
- BNDES. **Iniciativa BNDES Mata Atlântica**. Rio de Janeiro: Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social, 2015.
- BOUKILI, V. K., CHAZDON, R. L. Environmental filtering, local site factors and landscape context drive changes in functional trait composition during tropical forest succession. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 24, n. 2, p. 37-47, 2017.
- BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a Proteção da Vegetação Nativa. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, n. 1, 28 mai. 2012. Seção 1, p. 1.
- BRASIL. Decreto nº 8.972, de 23 de janeiro de 2017. Institui a Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, n. 17, 24 jan. 2017. Seção 1, p. 7.
- BUCKLAND, S. T., STUDENY, A. C. MAGURRAN, A. E., NEWSON, S. E. Biodiversity monitoring: The relevance of detectability. In: MAGURRAN, A. E.; MCGILL, B. J. (Eds.). **Biological diversity: Frontiers in measuring biodiversity**. Oxford: University Press, 2011. p. 25-36.
- CACCIANIGA, M.; LUZZARO, A.; PIERCE, S.; CERIANI, R. M.; CERABOLINI, B. The functional basis of a primary succession resolved by CSR classification. **Oikos**, v. 112, n. 1, p. 10-20, 2006.
- CARVALHO, E. S.; PIMENTA, J. A.; BIANCHINI, E. Ferns influence on the woody species seedling bank in semideciduous forest, Southern Brazil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 38, n. 3, p. 347-354, 2016.
- CHAZDON, R. L. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. **Science**, v. 320, n. 5882, p. 1458-1460, 2008.

CHAZDON, R. L. **Second growth**: the promise of tropical forest regeneration in an age of deforestation. Chicago: University of Chicago Press, 2014.

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

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

CHEUNG, K. C., MARQUES, M. C. M., LIEBSCH, D. Relationship between herbaceous vegetation and regeneration of woody species in abandoned pastures in the Atlantic Rain Forest in Southern Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 23, n. 4, p. 1048-1056, 2009.

CHRISTIE, D. A.; ARMESTO, J. J. Regeneration microsites and tree species coexistence in temperate rain forests of Chiloé Island, Chile. **Journal of Ecology**, v. 91, n. 5, p. 776-784, 2003.

DURIGAN, G.; ENGEL, V. L.; TOREZAN, J. M.; MELO, A. C. G.; MARQUES, M. C. M. et al. Legal rules for ecological restoration: an additional barrier to hinder the success of initiatives?. **Revista Árvore**, v. 34, n. 3, p. 471-485, 2010.

DURIGAN, G., ENGEL, V. L. Restauração de Ecossistemas no Brasil: onde estamos e para onde podemos ir? In: MARTINS, S. V. (Ed.). **Restauração Ecológica de Ecossistemas Degradados**. Viçosa: Editora UFV. 2015. p. 42-60.

ELITH, J.; LEATHWICK, J. R. Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 40, n. 1, p. 677-697, 2009.

FIORENTIN, L. D.; TÉO, S. J.; SCHNEIDER, C. R.; COSTA, R. H.; BATISTA, S. Floristic analysis and spatial pattern of natural regeneration in an Ombrophilous Mixed Forest area, municipality of Caçador, Santa Catarina State, Brazil. **Floresta e Ambiente**, v. 22, n. 1, p. 60-70, 2015.

**FLORA DO BRASIL 2020 em construção**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso: 28 fev. 2019.

GASPER, A. L.; VIBRANS, A. C.; FUNEZ, L. A.; RIGON-JR, M. J.; BITTENCOURT, F.; VIEIRA, C. Dr. Roberto Miguel Klein Herbarium (FURB), Blumenau, Southern Brazil. **PhytoKeys**, v. 42, n. 4, p. 21-37, 2014.

GIBSON, L.; LEE, T. M.; KOH, L. P.; BROOK, B. W.; GARDNER, T. A.; BARLOW, J. et al. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. **Nature**, v. 478, n. 7369, p. 378-381, 2011.

GRIME, J. P.; THOMPSON, K.; HUNT, R.; HODGSON, J. G.; CORNELISSEN, J. H. C.; RORISON, I. H.; HENDRY, G. A. F. et al. Integrated screening validates primary axes of specialisation in plants. **Oikos**, v. 79, n. 2, p. 259-281, 1997.

HAMMER, Ø.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica**, v. 4, n. 1, p. 1-9, 2001.

HIGUCHI, P., SILVA, A. C., BUZZI JUNIOR, F., NEGRINI, M., FERREIRA, T. S. et al. Determinant factors on natural regeneration in a fragment of araucaria forest on Santa Catarina State plateau. **Scientia Forestalis**, v. 43, n. 106, p. 251-259, 2015.

HOLL, K. D.; LOIK, M. E.; LIN, E. H. V.; SAMUELS, I. V. Tropical Montane Forest Restoration in Costa Rica: Overcoming Barriers to dispersal and establishment. **Restoration Ecology**, v. 8, n. 4, p. 339-349, 2000.

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

HOSOKAWA, R. T.; MOURA, J. B.; CUNHA, U. S. **Introdução ao manejo e economia de florestas**. Curitiba: Editora UFPR, 2008.

HOWE, H. F. Making dispersal syndromes and networks useful in tropical conservation and restoration. **Global Ecology and Conservation**, v. 6, n. 1, p. 152-178, 2016.

JOST, L. Entropy and diversity. **Oikos**, v. 113, n. 2, p. 363-375, 2006.

JOST, L. The relation between evenness and diversity. **Diversity**, v. 2, n. 2, p. 207-232, 2010.

KAGEYAMA, P.; REIS, A. Areas of secondary vegetation in the Itajai Valley, Santa Catarina, Brazil. Perspectives for management and conservation. **Forest Genetic Resources**, v. 21, n. 1, p. 37-40, 1993.

KLEIN, R. M. Ecologia da flora e vegetação do Vale do Itajaí. **Sellowia**, v. 1, n. 32, p. 165-389, 1980.

KLEIN, R. M. Aspectos dinâmicos da vegetação do sul do Brasil. **Sellowia**, v. 1, n. 36, p. 5-54, 1984.

KREBS, C. J. **Ecological methodology**. California: Benjamin/Cummings, 2014.

KUNZ, M.; GONÇALVES, A. D. M. A.; REICHERT, J. M.; GUIMARÃES, R. M. L.; REINERT, D. J.; RODRIGUES, M. F. Soil compaction in a soy-dairy cattle system on a clayey oxisol under no-tillage and chisel plowing. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 6, p. 1699-1708, 2013.

LEWIS, R. J.; PAKEMAN, R. J.; MARRS, R. H. Identifying the multi-scale spatial structure of plant community determinants of an important national resource. **Journal of Vegetation Science**, v. 25, n. 1, p. 184-197, 2014.

LORTIE, C. J.; BROOKER, R. W.; CHOLER, P.; KIKVIDZE, Z.; MICHALET, R.; PUGNAIRE, F. I.; CALLAWAY, R. M. Rethinking plant community theory. **Oikos**, v. 107, n. 2, p. 433-438, 2004.

MAÇANEIRO, J. P.; SEUBERT, R.C.; HEILMANN, A.; SCHORN, L. A. Regeneration of a Mixed Ombrophilous Forest on the Santa Catarina Plateau. **Biotemas**, v. 29, n. 4, p. 31-42, 2016.

MAÇANEIRO, J. P.; OLIVEIRA, L. Z.; EISENLOHR, P. V.; SCHORN, L. A. Paradox between species diversity and conservation: a Subtropical Atlantic Forest reserve in Brazil has similar tree species diversity to unprotected sites in the same region. **Tropical Conservation Science**, v. 9, n. 4, p. 1-19, 2016.

MAÇANEIRO, J. P.; OLIVEIRA, L. Z.; SEUBERT, R. C.; EISENLOHR, P. V.; SCHORN, L. A. More than environmental control at local scales: do spatial processes play an important role on floristic variations in Subtropical Forests? **Acta Botanica Brasilica**, v. 30, n. 2, p. 183-192, 2016.

MAGURRAN, A. E. **Measuring Biological Diversity**. Oxford: Blackwell Science, 2004.

MANTOANI, M. C.; TOREZAN, J. M. D. Regeneration response of Brazilian Atlantic Forest woody species to four years of *Megathyrus maximus* removal. **Forest Ecology and Management**, v. 359, n. 1, p. 141-146, 2016.

MARTINS, S. V. **Recuperação de áreas degradadas**: ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração. Viçosa: Editora UFV, 2013.

McALPINE, C.; CATTERALL, C. P.; NALLY, R. M.; LINDENMAYER, D.; REID, J. L. et al. Integrating plant-and animal-based perspectives for more effective restoration of biodiversity. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 14, n. 1, 37-45, 2016.

MELI, P.; MARTINEZ-RAMOS, M.; REY-BENAYAS, J.; CARABIAS, J. Combining ecological, social and technical criteria to select species for forest restoration. **Applied Vegetation Science**, v. 17, n. 4, p. 744-753, 2014.

MELO, A. S. O que ganhamos “confundindo” riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade?. **Biota Neotropica**, v. 8, n. 3, p. 21-27, 2008.

MEYER, L.; GASPER, A. L.; SEVEGNANI, L.; SCHORN, L. A.; VIBRANS, A. C. et al. (2013). Natural regeneration of the Dense Ombrophylous Forest in Santa Catarina. In: VIBRANS, A. C.; SEVEGNANI, L. et al. (Eds.). **Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina**: Floresta Ombrófila Densa. Blumenau: Edifurb. p. 203-247.

MMA. Ministério do Meio Ambiente. **Conversão das Nações Unidas, Acordo de Paris**. 2016. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/clima/convencao-das-nacoes-unidas/acordo-de-paris>> Acesso: 27 fev 2019.

MORAIS, R. F.; SILVA, E. C. S.; METELO, M. R. L.; MORAIS, F. F. Floristic composition and structure of the plant community of different phytophysiognomies in the Pantanal of Poconé, Mato Grosso. **Rodriguésia**, v. 64, n. 4, p. 775-790, 2013.

MOTA, T. J. R. C.; CARVALHO, F. A.; IVANAUSKAS, N. M.; EISENLOHR, P. V. On the relevance of floristic and quantitative studies to the restoration of degraded areas: the case of the Atlantic Forest hotspot. **AIMS Environmental Science**, v. 4, n. 1, p. 42-53, 2017.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New Jersey: The Blackburn Press, 2002.

MUNOZ, F.; VIOLLE, C.; CHEPTOU, P. O. CSR ecological strategies and plant mating systems: outcrossing increases with competitiveness but stress-tolerance is related to mixed mating. **Oikos**, v. 125, n. 9, p. 1296-1303, 2016.

NAEEM, S. Biodiversity and ecosystem functioning in restored ecosystems: extracting principles for a synthetic perspective. In: FALK, D. A.; PALMER, M. A. et al. (Eds.). **Foundations of Restoration Ecology**. Washington: Island Press, 2006. p. 210-237.

NASCIMENTO, M. T.; MARIMON, B. S.; MARIMON-JUNIOR, B. H.; CUNHA, C. N.; VILLELA, D. M. Florestas monodominantes no Brasil: estudos de caso. In: EISENLOHR, P. V.; FELFILI, J. M.; MELO M. M. R. F. et al. (Ed.). **Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de caso**. Viçosa: Editora UFV, 2015. p. 139-155.

NAVAS, M. L.; ROUMET, C.; BELLMANN, A.; LAURENT, G.; GARNIER, E. Suites of plant traits in species from different stages of a Mediterranean secondary succession. **Plant Biology**, v. 12, n. 1, p. 183-196, 2010.

OLIVEIRA-FILHO, A. T. Um sistema de classificação fisionômico-ecológico da vegetação neotropical: segunda aproximação. In: EISENLOHR, P. V.; FELFILI, J. M.; MELO M. M. R. F.; ANDRADE, L. A.; MEIRA NETO, J. A. A. (Ed.). **Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de casos**. Viçosa: Editora UFV, 2015. p. 452-473.

PALMA, A. C.; LAURENCE, S. G. W. A review of the use of direct seeding and seedling plantings in restoration: what do we know and where should we go?. **Applied Vegetation Science**, v. 18, n. 4, p. 561-568, 2015.

PANDOLFO, C.; BRAGA, H. J.; SILVA JÚNIOR, V. P.; MASSIGNAN, A. M.; PEREIRA, E. S.; THOMÉ, V. M. R. et al. **Atlas Climatológico do Estado de Santa Catarina**. Florianópolis: Epagri, 2002.

PEH, K. S.; LEWIS, S. L.; LLOYD, J. Mechanisms of monodominance in diverse tropical tree-dominated systems. **Journal of Ecology**, v. 99, n. 4, p. 891-898, 2011.

PIERCE, S.; BRUSA, G.; VAGGE, I.; CERABOLINI, B. E. L. Allocating CSR plant functional types: the use of leaf economics and size traits to classify woody and herbaceous vascular plants. **Functional Ecology**, v. 27, n. 4, p. 1002-1010, 2013.

PLANAVEG. **Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.

PPG I. A community-derived classification for extant lycophytes and ferns. **Journal of Systematics and Evolution**, v. 54, n. 6, p. 563-603, 2016.

PRÖLL, G.; DARABANT, A.; GRATZER, G.; KATZENSTEINER, K. Unfavourable microsites, competing vegetation and browsing restrict post-disturbance tree regeneration on extreme sites in the Northern Calcareous Alps. **European Journal of Forest Research**, v. 134, n. 2, p. 293-308, 2015.

REID, J. L.; HOLL, K. D.; ZAHAWI, R. A. Seed dispersal limitations shift over time in tropical forest restoration. **Ecological Applications**, v. 24, n. 4, p. 1072-1082, 2015.

REIS, A.; FANTINI, A. C.; REIS, M. S.; GUERRA, M. P.; DOEBELI, G. Aspectos sobre a conservação da biodiversidade e o manejo da Floresta Tropical Atlântica. **Revista do Instituto Florestal**, v. 4, n. 1, p. 169-173, 1992.

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, 2009.

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

RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. **Pacto pela restauração da Mata Atlântica**: mapa de áreas potenciais para restauração florestal. São Paulo: Instituto BioAtlântica, 2011.

SANTOS, G. N.; HIGUCHI, P.; SILVA, A. C.; FARIAS, K. J.; MACHADO, F. D.; DUARTE, E. et al. Regeneração natural em uma floresta com araucária: inferências sobre o processo de construção da comunidade de espécies arbóreas. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 2, p. 483-494, 2018.

SCERVINO, R. P.; TOREZAN, J. M. D. Factors affecting the genesis of vegetation patches in anthropogenic pastures in the Atlantic forest domain in Brazil. **Plant Ecology & Diversity**, v. 8, n. 4, p. 475-482, 2015.

SCHORN, L. A.; GALVÃO, F. Dynamics of arboreal strata in three successional stages of a fragment of the Atlantic Rain Forest in Blumenau, SC. **Cerne**, v. 15, n. 2, p. 221-235, 2009.

SCHORN, L. A.; MAÇANEIRO, J. P. Levantamento da Vegetação. In: VITORINO, M. D.; ADENESKY FILHO, E. (Ed.). **Diagnóstico Prévio**: subsídio preliminar para projetos de restauração ecossistêmica. Blumenau: Edifurb, 2018. p. 149-170.

SIMINSKI, A. **A floresta do futuro**: conhecimento, valorização e perspectivas de uso das formações florestais secundárias no estado de Santa Catarina. 140 f. Tese

(Doutorado em Recursos Genéticos Vegetais) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2009.

SOARES, C. P. B.; PAULA NETO, F. P.; SOUZA, A. L. **Dendrometria e Inventário Florestal**. Viçosa: Editora UFV, 2012.

SOKAL, R. R.; ROHLF, F. J. **Biometry**. New York: Freeman, 2011.

SOS MATA ATLÂNTICA. **Brasil ratifica acordo que prevê a restauração de 12 milhões de hectares até 2030**. Disponível em: <<https://www.sosma.org.br/105392/>> Acesso: 27 fev. 2019. 2016.

SUDING, K. N.; GROSS, K. L. The dynamic nature of ecological systems: multiple states and restoration trajectories. In: FALK, D. A.; PALMER, M. A. et al. (Ed.). **Foundations of restoration ecology**. Washington: Island Press, 2006. p. 190-209.

TABARELLI, M. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, v. 143, n. 10, p. 2328-2340, 2010.

THUILLER, W. On the importance of edaphic variables to predict plant species distributions – limits and prospects. **Journal of Vegetation Science**, v. 24, n. 4, p. 591-592, 2013.

TINOCO-OJANGUREN, C.; DÍAZ, A.; MARTÍNEZ, J.; MOLINA-FREANER, F. Species diversity and regeneration of native species in *Pennisetum ciliare* (buffelgrass) pastures from the thornscrub of Sonora, México. **Journal of Arid Environments**, v. 97, n. 10, p. 26-37, 2013.

TURCHETTO, F.; ARAUJO, M. M.; CALLEGARO, R. M.; GRIEBELER, A. M. et al. Phytosociology as a tool for forest restoration: a study case in the extreme South of Atlantic Forest Biome. **Biodiversity and Conservation**, v. 26, n. 6, p. 1-18, 2017.

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, n. 1, p. 87-95, 2013.

VIBRANS, A. C.; SEVEGNANI, L.; GASPER, A. L.; LINGNER, D. V. **Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina: Floresta Ombrófila Densa**. Blumenau: Edifurb, 2013.

WRIGHT, J.; SYMSTAD, A.; BULLOCK, J.; ENGELHARDT, K. M. et al. Restoring biodiversity and ecosystem function: will an integrated approach improve results? In: NAEEM, S.; BUNKER, D. E.; HECTOR, A. et al. (Eds.). **Biodiversity, ecosystem functioning and human wellbeing**. Oxford: University Press, 2009. p. 167-177.

ZAR, J. H. **Biostatistical Analysis**. Prentice-Hall/Pearson: Upper Saddle River, 2010.

## CAPÍTULO 3

# PADRÕES FLORÍSTICOS DA REGENERAÇÃO NATURAL DA FLORESTA ATLÂNTICA SUBTROPICAL E SUAS IMPLICAÇÕES NA RESTAURAÇÃO FLORESTAL

## RESUMO

A conversão floresta–pastagem ainda é comum em várias regiões do Brasil e o interesse dos pesquisadores em relação à restauração florestal dessas áreas vem aumentando consideravelmente. Entretanto, poucos estudos analisaram a influência da estrutura espacial de comunidades vegetais em conjunto com variáveis ambientais na distribuição de espécies regenerantes. Aqui, avaliamos se o ambiente e o espaço predizem variações na composição de espécies lenhosas em pastagens abandonadas submetidas a diferentes métodos de restauração. Dividimos o estudo em três subáreas de acordo com os diferentes métodos de restauração aplicados: (i) poleiros artificiais, (ii) plantios com alta diversidade e (iii) regeneração passiva. Em cada área distribuimos, dois anos após a implantação dos métodos, sistematicamente 15 parcelas de 10 × 20 m (200 m<sup>2</sup>) e amostramos o estrato superior (DAP ≥ 5,0 cm). No interior dessas parcelas inserimos uma subparcela de 10 × 10 m (100 m<sup>2</sup>) destinada ao estrato inferior (altura ≥ 50 cm e DAP < 5,0 cm). A distância dos fragmentos florestais pré-existentes nas áreas e as propriedades físico-químicas dos solos foram as variáveis ambientais mais importantes. Contudo, as variáveis espaciais desempenharam um papel mais relevante que as variáveis ambientais na explicação dos padrões florísticos, indicando o efeito de processos bióticos e estocásticos na regeneração natural. Apesar de grande parte da variação florística permanecer inexplicada, os resultados indicaram o efeito complexo das variáveis espaciais e ambientais nos padrões florísticos da regeneração florestal em pastagens abandonadas da floresta subtropical.

**Palavras-chave:** Estrutura espacial. Composição de espécies. Distribuição de espécies. Relações solo-vegetação. Particionamento da variância. Recuperação florestal. Faxinal do Bepe. Parque Nacional da Serra do Itajaí.

### 3.1 INTRODUÇÃO

A recuperação da floresta subtropical em áreas com pastagens abandonadas ocorre de forma gradual, seguindo processos ecológicos de colonização das espécies nativas e aumento na complexidade florístico-estrutural da comunidade (CHAZDON, 2014; SCERVINO; TOREZAN 2015). A colonização dessas espécies geralmente se inicia em pequenas manchas formadas por espécies lenhosas dominantes, frequentemente dispersas pelo vento ou por animais, as quais proporcionam condições favoráveis ao estabelecimento de plântulas de espécies mais exigentes (SCERVINO; TOREZAN, 2015). Essas manchas atraem agentes dispersores de sementes, que promovem melhorias nas condições do solo e facilitam o processo de sucessão natural (BECHARA et al., 2016). Dessa forma, além do processo previsível de sucessão natural (ver BRANCALION et al., 2015), o restabelecimento das espécies lenhosas nativas em pastagens abandonadas é influenciado por uma variedade de processos e fatores abióticos, incluindo microclima, distância das fontes de sementes, regime de manejo e o uso anterior do solo, entre outros (MEYER et al., 2013; CHAZDON, 2014; PRÖLL et al., 2015; REID et al., 2015).

Pesquisas que analisam a influência de fatores abióticos nos padrões de composição de espécies lenhosas da regeneração natural podem fornecer evidências sobre preferências ecológicas que essas espécies possuem em diferentes condições ambientais (THUILLER, 2013; LARSON; FUNK, 2016; LU et al., 2016; URIARTE; CHAZDON, 2016). Em florestas subtropicais, por exemplo, alguns autores consideram que a heterogeneidade ambiental é o fator determinante da composição de espécies lenhosas regenerantes, sendo que os seus efeitos podem estar relacionados às propriedades físicas e químicas dos solos, luminosidade e grau de abertura do dossel (HIGUCHI et al., 2015; SILVA et al., 2016). No caso de áreas abertas ou pastagens abandonadas em processo de regeneração natural, a distância dos fragmentos florestais na paisagem é frequentemente sugerida por promover forte influência sobre a composição das espécies nativas colonizadoras, visto que o número de espécies regenerantes diminui com o aumento da distância da borda da floresta (CROUZEILLES et al., 2016; URIARTE; CHAZDON, 2016).

Além disso, fatores abióticos são conhecidos como os principais promotores da distribuição de espécies lenhosas em florestas neotropicais (FERREIRA-JÚNIOR et al., 2012; SANCHEZ et al., 2013; NARVAES et al., 2014; REZENDE et al., 2015;

RODRIGUES et al., 2016). No entanto, estudos recentes têm considerado a influência de variáveis espaciais sobre os padrões de composição de espécies e variáveis ambientais (LEWIS et al., 2014; GASPER et al., 2015; NEVES et al., 2015; OLIVEIRA-FILHO et al., 2015; SAITER et al., 2015; MAÇANEIRO et al., 2016b). Variáveis espaciais geralmente são associadas a processos bióticos e estocásticos como dispersão, facilitação, inibição, tolerância e competição entre espécies (GOTELLI, 2008; LEWIS et al., 2014; GUO et al., 2017). Entretanto, variáveis ambientais podem ser espacialmente estruturadas, formando, muitas vezes, gradientes ambientais (ver NEVES et al., 2015; SAITER et al., 2015; MAÇANEIRO et al., 2016b). Isso ocorre devido às semelhanças ambientais entre locais geograficamente próximos. Assim, o ambiente espacialmente estruturado pode influenciar a distribuição das espécies na medida em que a distância entre os locais aumenta (LEGENDRE et al., 2009; DINIZ-FILHO et al., 2012).

Por exemplo, em estudos ecológicos que não consideram a estrutura espacial dos dados, afirmações imprecisas sobre os padrões de composição das espécies regenerantes com variáveis ambientais podem ser efetuadas, pois processos espaciais podem apresentar importante influência nesses padrões (LEGENDRE; LEGENDRE, 2012). Além disso, se as variáveis espaciais não forem consideradas, a interpretação das análises numéricas pode se tornar enviesada e comprometer a confiabilidade de testes estatísticos (ver PERES-NETO, 2006; DINIZ-FILHO et al., 2007; DALE; FORTIN, 2009; EISENLOHR, 2014). Dessa forma, tem sido particularmente interessante determinar quanto da variação na composição de espécies é explicada por frações correspondentes apenas ao ambiente [a], ao ambiente espacialmente estruturado [b], apenas ao espaço [c] e aos resíduos [d] (PERES-NETO, 2006; PERES-NETO; LEGENDRE, 2010).

Apesar de a recuperação de florestas ter ganhado maior atenção pelos órgãos governamentais no Brasil (BRASIL, 2017a,b), nos últimos anos, estima-se que há cerca de 177.282 km<sup>2</sup> de áreas potenciais para restauração florestal (RODRIGUES et al., 2011). Essas áreas encontram-se fragmentadas e com baixa aptidão agrícola devido à intensa degradação e compactação dos solos pelo uso intensivo pela pecuária (RODRIGUES et al., 2009). Nesse sentido, estudos que considerem a influência de variáveis ambientais (geomorfologia e pedologia) e variáveis espaciais (autocorrelação espacial) sobre os padrões de composição das espécies nativas serão fundamentais para a compreensão dos processos que regem a regeneração

natural de pastagens abandonadas. Esses estudos poderão contribuir para a adoção de métodos adequados para a restauração florestal em determinadas regiões, evitando desperdícios de tempo e recursos, esforços equivocados e possíveis falhas em esforços para a restauração das florestas subtropicais.

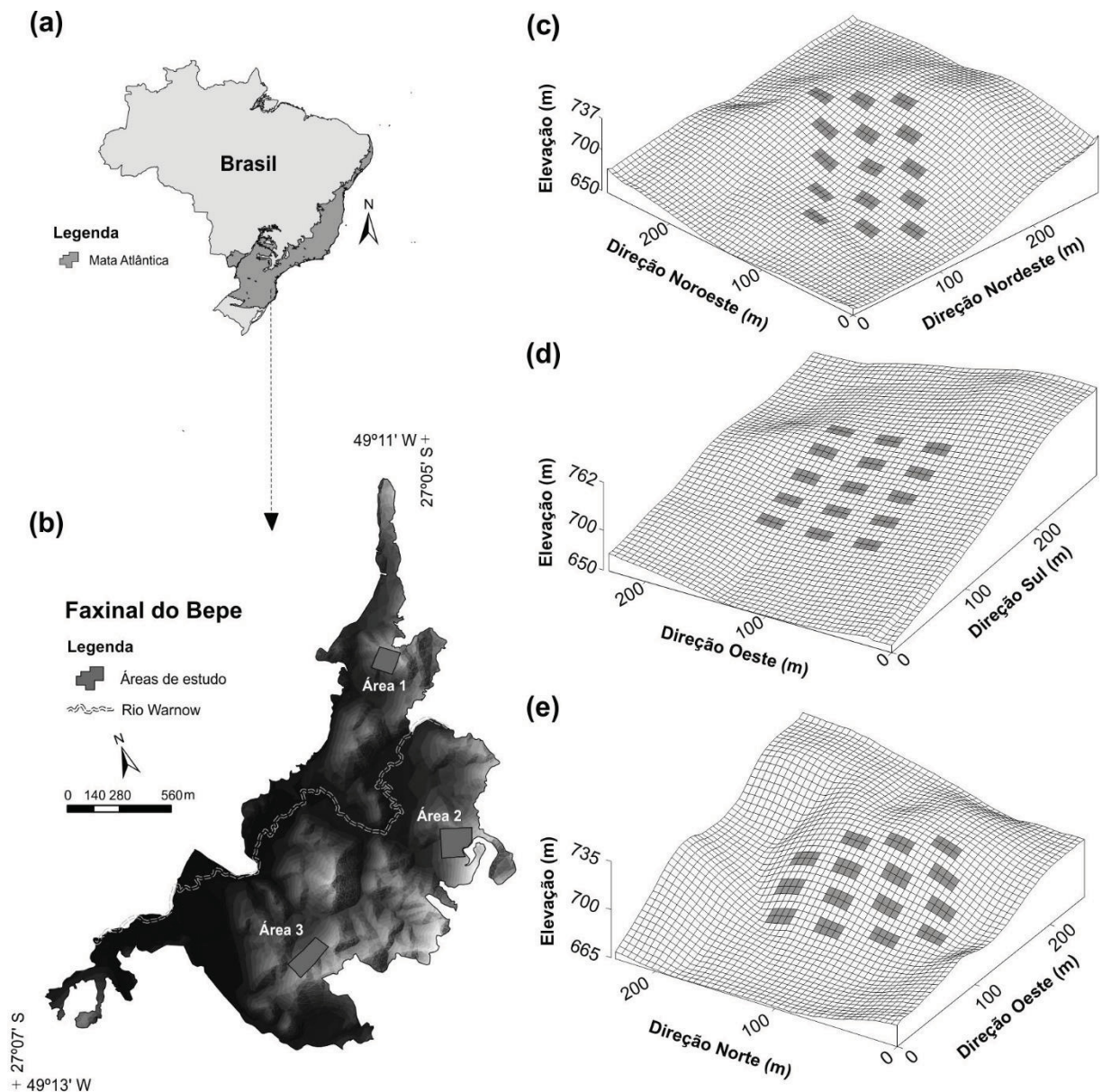
Neste estudo, avaliamos se variáveis ambientais e espaciais predizem a variação nos padrões de composição de espécies lenhosas regenerantes em pastagens abandonadas, submetidas a diferentes métodos de restauração há dois anos, da Floresta Atlântica Subtropical, de modo a responder duas questões principais: (i) Quais variáveis ambientais influenciam os padrões de composição das espécies lenhosas regenerantes? Esperamos encontrar um substancial efeito do solo (propriedades físicas e químicas), relevo (declividade e elevação) e da distância do fragmento florestal mais próximo na determinação florística da regeneração natural em três diferentes métodos de restauração, pois são conhecidos como os principais fatores que determinam as mudanças na composição da vegetação nas florestas subtropicais em escalas locais. (ii) Variáveis espaciais têm influência nos padrões de composição de espécies lenhosas regenerantes, submetidas a diferentes métodos de restauração florestal em conjunto com variáveis ambientais? Esperamos encontrar um efeito significativo do espaço, sobretudo de fatores bióticos e estocásticos (e.g., dispersão), pois estudos recentes indicaram que a inclusão de variáveis espaciais na análise de padrões de vegetação auxilia na identificação de processos importantes. Dessa forma, as variáveis espaciais podem ser relevantes para determinar a distribuição das espécies lenhosas regenerantes em pastagens abandonadas submetidas a diferentes métodos de restauração.

## **3.2 MATERIAL E MÉTODOS**

### **3.2.1 ÁREA DE ESTUDO**

A área de estudo está inserida na localidade Faxinal do Bepe, situada no interior do Parque Nacional da Serra do Itajaí, estado de Santa Catarina, Sul do Brasil (FIGURA 3.1). Está localizada dentro dos limites da bacia do rio Itajaí, possuindo como sub-bacia o rio Warnow. O Faxinal do Bepe é caracterizado pelas extensas áreas com pastagens abandonadas, apresentando área total de cerca 250 ha, elevação que varia entre 650-750 metros s.n.m. e localizado entre 27°05' – 27°07' S e 49°11' – 49°13' W.

FIGURA 3.1 – LOCALIZAÇÃO DAS ÁREAS DE ESTUDO NO FAXINAL DO BEPE, PARQUE NACIONAL DA SERRA DO ITAJAÍ, SANTA CATARINA, SUL DO BRASIL (A, B) E DISTRIBUIÇÃO DAS PARCELAS AO LONGO DO GRADIENTE DE ELEVAÇÃO: (C) PLANTIOS COM ALTA DIVERSIDADE; (D) REGENERAÇÃO PASSIVA E (E) POLEIROS ARTIFICIAIS.



FONTE: O autor (2019).

O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é do tipo Cfa – clima subtropical úmido, sem estação seca e com verão quente (ALVARES et al., 2013), cuja temperatura média anual varia entre 16-18°C, com médias mensais variando entre 12-14°C no mês mais frio (julho) e 20-23°C nos meses mais quentes (janeiro e fevereiro), enquanto que a umidade relativa média anual varia entre 82-84% e a precipitação total média anual entre 1.500-1.700 mm bem distribuída durante o ano (PANDOLFO et al., 2002).

A área estudada é constituída por duas formações geológicas distintas: Grupo Itajaí (Formação Gaspar), composto por rochas do tipo meta-conglomerados e por solos não-hidromórficos, rasos (< 20 cm de espessura) e com ausência de horizonte B diagnóstico (e.g., Neossolo Litólico e Neossolo Regolítico), proporcionando condições ambientais seletivas para a maioria das espécies lenhosas; Complexo Tabuleiro, composto por rochas do tipo granito-gnáissico e por solos não-hidromórficos, profundos (> 50 cm de espessura), com horizontes B textural ou B incipiente (e.g., Argissolo Vermelho-Amarelo e Cambissolo Háplico), cujas condições ambientais são mais favoráveis, facilitando a colonização das espécies lenhosas (AUMOND et al., 2018; SANTOS et al., 2018).

A vegetação predominante na área de estudo é constituída pela Floresta Pluvial Subtropical de Morrarias Altas (OLIVEIRA-FILHO, 2015), daqui em diante referida como Floresta Atlântica Subtropical, estando inserida no bioma da Mata Atlântica. Relativo ao histórico de uso do solo anterior, entre 1953 e 2012 as áreas estudadas foram alvo de corte raso para posterior conversão em extensas áreas com pastagens. Atualmente, o estado de conservação dessas florestas pode ser classificado como vegetação secundária em estágio inicial de regeneração, com cerca de quatro anos sem intervenção antrópica (SCHORN; MAÇANEIRO, 2018).

### 3.2.2 COLETA DOS DADOS

Para a coleta dos dados selecionamos, no interior do Faxinal do Bepe, três áreas com pastagens que foram abandonadas entre 2011 e 2012 (Figura 3.1). Essas áreas permaneceram sem intervenção antrópica até junho de 2016, quando então implantamos diferentes métodos de restauração. Nesse período as áreas apresentavam vegetação em estágio inicial de regeneração.

Cada área era constituída por uma encosta com o mesmo histórico de uso do solo anterior (pecuária intensiva) e apresentava um método de restauração: (Área 1) plantios com alta diversidade de espécies (área submetida ao plantio de mudas aleatório, sem espaçamento pré-definido, somando cerca de 60 espécies nativas regionais; ver APÊNDICE 3); (Área 2) regeneração passiva (área submetida ao abandono para proporcionar o retorno espontâneo do ecossistema por meio da regeneração natural, sem intervenção humana deliberada); e (Área 3) poleiros artificiais (estruturas construídas com madeira e bambu, medindo entre 3-4 m de

altura, distribuídas aleatoriamente no terreno, sem espaçamento pré-definido, somando cerca de 20 unidades instaladas para o pouso de aves e morcegos). Nessas áreas não foi efetuado o cercamento.

Efetuamos as medições em julho de 2018, quando as áreas se encontravam há dois anos em processo de regeneração após a implantação dos métodos de restauração. Nesta amostragem, utilizamos parcelas dispostas em transecções, com o objetivo de representar a maior variação da vegetação possível ao longo das três áreas estudadas (SOARES et al., 2012). Em cada área distribuímos sistematicamente 15 parcelas de 10 × 20 m (200 m<sup>2</sup>), correspondendo a 9.000 m<sup>2</sup> de área amostral. Dispusemos essas parcelas em três transecções, todas iniciando na base da encosta e terminando no topo da encosta. Distanciamos as parcelas cerca de 15 m entre si e 20 m entre as transecções. Em cada parcela amostramos o estrato superior, caracterizado pelos indivíduos lenhosos com diâmetro à altura do peito (DAP) ≥ 5,0 cm. No interior de cada parcela do estrato superior, inserimos uma subparcela de 10 × 10 m (100 m<sup>2</sup>), destinada ao levantamento do estrato inferior, caracterizado pelos indivíduos lenhosos com altura ≥ 50 cm e DAP < 5,0 cm. Para cada indivíduo amostrado no estrato superior, registramos o número sequencial, nome científico, altura total (m) e diâmetro à altura do peito – DAP (cm), enquanto que no estrato inferior registramos o número sequencial, nome científico e altura total (m). Nesta amostragem, não consideramos as mudas plantadas.

Identificamos o material botânico coletado por comparação com exsicatas depositadas no Herbário Dr. Roberto Miguel Klein (GASPER et al., 2014), da Universidade Regional de Blumenau (FURB) e, também, mediante consulta à literatura taxonômica e aos especialistas. Utilizamos os sistemas de classificação de espécies e famílias propostas por APG IV (2016) e PPG I (2016) de acordo com a base de dados da Flora do Brasil 2020 (2019).

Considerando que variáveis espaciais podem estar associadas a processos bióticos e estocásticos como a dispersão de sementes (ver GOTELLI, 2008; LEWIS et al., 2014; GUO et al., 2017), classificamos as espécies lenhosas por síndrome de dispersão, adotando-se os critérios morfológicos propostos por Van der Pijl (1982), nas seguintes categorias: dispersão pelo vento (anemocórica), dispersão por explosão espontânea (autocórica) e dispersão por animais (zoocórica). Para essa classificação, analisamos a morfologia dos diásporos das espécies lenhosas coletadas nas áreas estudadas.

Em cada parcela, coletamos uma amostra composta de solo superficial (0-20 cm) com cerca de 500 g cada, conforme recomendações de Santos et al. (2018). Cada amostra era constituída de quatro subamostras coletadas ao longo de cada parcela. Armazenamos e identificamos essas amostras em sacos plásticos e enviamos para o Instituto Brasileiro de Análises (IBRA/São Paulo) para obtenção das propriedades físicas e químicas dos solos. Medimos a declividade de cada parcela por meio de uma Trena Laser Bosh, modelo GLM 80 e a resistência à penetração do solo (RPS) de cada parcela utilizando um penetrômetro FieldScout – modelo SC 900 (TEIXEIRA et al., 2017). Finalmente, calculamos, para cada parcela, a distância (em metros) até o fragmento florestal (DFF) mais próximo por meio de aerofotos georreferenciadas no ArcGIS 10.1 (ESRI, 2012) e a elevação média por meio de GPS Garmin 76XCs. A relação das 39 variáveis ambientais utilizadas neste estudo está apresentada no APÊNDICE 4.

### 3.2.3 ANÁLISE DOS DADOS

Analisamos a influência das variáveis ambientais e espaciais sobre a composição de espécies lenhosas nos diferentes estratos por meio de Análises Canônicas de Redundância – RDA (BORCARD et al., 2011; LEGENDRE; LEGENDRE, 2012). Com a finalidade de identificar e remover variáveis ambientais colineares, realizamos uma Análise de Componentes Principais (PCA) com todas as variáveis ambientais descritas acima no PC-ORD 6.0 (McCUNE; MEFFORD, 2011), conforme recomendações de Eisenlohr (2014). Após esse procedimento, optamos pelo uso de matrizes de abundância de indivíduos das espécies, uma vez que, após efetuarmos as medições no campo, verificamos que os estratos superior e inferior ao longo do gradiente ambiental se diferenciavam mais nitidamente pelo número de indivíduos das espécies regenerantes. Nas matrizes de abundância de indivíduos, retiramos as espécies que apresentaram apenas um indivíduo na amostra. A remoção dessas espécies é recomendável devido a reduzida contribuição que elas possuem para a estrutura da comunidade, além de poder dificultar a análise dos dados (GAUCH, 1982). Após esse procedimento, aplicamos a transformação de Hellinger nas matrizes de espécies, com a finalidade de evitar os vieses impostos pelas distâncias Euclidianas das RDAs (LEGENDRE; LEGENDRE, 2012). Em seguida,

aplicamos a transformação *Score Padronizado* nas variáveis ambientais, com o intuito de corrigir as diferenças entre as unidades de medida (ZAR, 2010).

Utilizamos as coordenadas geográficas (latitude e longitude) de cada parcela para criar variáveis espaciais denominadas MEMs (*Moran's Eigenvector Maps*), conforme recomendações de Dray et al. (2006). Esse procedimento permite um entendimento mais completo do papel do espaço no conjunto de dados e leva em consideração diferentes escalas espaciais (DRAY et al., 2006). Nessa etapa, utilizamos o pacote 'spacemakeR' no Ambiente R (R CORE TEAM, 2013), conforme recomendações de Borcard et al. (2011), e geramos os MEMs por meio da triangulação de Delaunay. Geramos 44 MEMs, os quais foram considerados como preditores da distribuição das espécies em um modelo de RDA, que regrediu os MEMs sobre as matrizes de abundância de indivíduos das espécies. Efetuamos a seleção dos MEMs significativos para os modelos por meio do método 'forward' (ver BLANCHET et al., 2008). Em seguida, selecionamos as variáveis ambientais preditoras da distribuição das espécies por outra RDA e processamos as últimas RDAs utilizando as matrizes de abundância de espécies com variáveis ambientais (padronizadas) e espaciais (MEMs) selecionadas para investigar o efeito das variáveis ambientais e espaciais na composição das espécies lenhosas nas áreas estudadas. Finalmente, verificamos a significância estatística dos grupos florísticos ordenados pelas RDAs por meio da ANOSIM (CLARKE, 1993), utilizando as matrizes de abundância e a distância euclidiana.

Efetuamos o particionamento da variância (DRAY et al., 2012; LEGENDRE et al., 2012) para avaliar separadamente os efeitos das variáveis ambientais, fração [a] (propriedades físicas e químicas dos solos), variáveis espaciais, fração [c] (estrutura espacial), ambiente espacialmente estruturado, fração [b] (parcela compartilhada entre variáveis ambientais e espaciais) e variáveis indeterminadas, fração [d] (resíduos) na variação da composição das espécies do nosso conjunto de dados. Avaliamos se as frações [a] e [c] exercem influência significativa sobre a composição de espécies por meio da ANOVA baseada em 999 permutações (LEGENDRE; LEGENDRE, 2012).

### 3.3 RESULTADOS

No total, amostramos 1.334 indivíduos (estrato superior = 637, estrato inferior = 697), pertencentes a 51 espécies e 24 famílias (TABELA 3.1). A família com maior número de espécies e indivíduos foi Asteraceae (9 espécies e 872 indivíduos). A síndrome de dispersão zoocórica representou mais de 65% da riqueza total de espécies, enquanto que a dispersão anemocórica somou cerca de 70% do número total de indivíduos amostrados.

TABELA 3.1 – LISTA COM AS ESPÉCIES LENHOSAS AMOSTRADAS EM DOIS ESTRATOS DA REGENERAÇÃO NATURAL DE PASTAGENS ABANDONADAS SUBMETIDAS A DIFERENTES MÉTODOS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL, FAXINAL DO BEPE, PARQUE NACIONAL DA SERRA DO ITAJAÍ, SANTA CATARINA, SUL DO BRASIL.

Família	Espécie	Ab	PAD		RP		PA		S D
			ES	EI	ES	EI	ES	EI	
Annonaceae	<i>Annona emarginata</i> (Schlttdl.) H.Rainer	<i>Ann ema</i>	4	2				2	Zo
	<i>Annona neosericea</i> H.Rainer	<i>Ann neo</i>					2	2	Zo
Apocynaceae	<i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart.	<i>Asp tom</i>			2	2			An
	<i>Schefflera angustissima</i> (Marchal) Frodin	<i>Sch ang</i>		1					Zo
Arecaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	<i>Sya rom</i>		3		1			Zo
Asteraceae	<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	<i>Bac dra</i>						2	An
	<i>Baccharis oblongifolia</i> (Ruiz & Pav.) Pers.	<i>Bac obl</i>						3	An
	<i>Baccharis semiserrata</i> DC.	<i>Bac sem</i>	13	3	1		4	18	An
	<i>Critoniopsis quinqueflora</i> (Less.) H.Rob.	<i>Cri qui</i>		1					An
	<i>Piptocarpha angustifolia</i> Dusén ex Malme	<i>Pip ang</i>	2		1	1	40	14	An
	<i>Piptocarpha axillaris</i> (Less.) Baker	<i>Pip axi</i>	14	4	34	9	22	39	An
	<i>Piptocarpha regnellii</i> (Sch.Bip.) Cabrera	<i>Pip reg</i>	72	18	11	1	37	17	An
	<i>Symphypappus itatiayensis</i> (Hieron.) R.M.King & H.Rob.	<i>Sym ita</i>	6	4		1	6	11	An
	<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H.Rob.	<i>Ver dis</i>	120	43	79	20	92	109	An
Bignoniaceae	<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	<i>Han chr</i>						3	An
	<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	<i>Jac pub</i>				1			An
Clethraceae	<i>Clethra scabra</i> Pers.	<i>Cle sca</i>	18	22	2	11		12	Au
Cyatheaceae	<i>Cyathea phalerata</i> Mart.	<i>Cya pha</i>		9	1	8			An
	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	<i>Alc tri</i>		2					Zo
Fabaceae	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	<i>Sap gla</i>	1		1	6			Zo
	<i>Dalbergia brasiliensis</i> Vogel	<i>Dal bra</i>		19		4			An
	<i>Inga vera</i> subsp. <i>affinis</i> (DC.) T.D.Penn.	<i>Ing ver</i>		5					Zo
	<i>Muelleria campestris</i> (Mart. ex Benth.) M.J. Silva & A.M.G. Azevedo	<i>Mue cam</i>				2			An
Lamiaceae	<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	<i>Aeg int</i>			1				Zo
Lauraceae	<i>Ocotea elegans</i> Mez	<i>Oco ele</i>		1		3			Zo
	<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	<i>Oco pub</i>		4	3	3		2	Zo
	<i>Persea alba</i> Nees & Mart.	<i>Per alb</i>		1					Zo
	<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	<i>Oco odo</i>	1						Zo
Melastomataceae	<i>Leandra carassana</i> (DC.) Cogn.	<i>Lea car</i>		18		12		2	Zo
	<i>Leandra glaziouviana</i> Cogn.	<i>Lea gla</i>		1		10			Zo
	<i>Miconia inconspicua</i> Miq.	<i>Mic inc</i>					1		Zo
	<i>Miconia lymanii</i> Wurdack	<i>Mic lym</i>		1		1			Zo
	<i>Miconia sellowiana</i> Naudin	<i>Mic sel</i>		1		1		3	Zo
	<i>Miconia tristis</i> Spring	<i>Mic tri</i>		21					Zo
Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	<i>Ced fis</i>		1		4			An
Moraceae	<i>Ficus luschnathiana</i> (Miq.) Miq.	<i>Fic lus</i>		4	1	2		5	Zo
Myrtaceae	<i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk.	<i>Cam gua</i>		1		4			Zo

	<i>Eugenia involucrata</i> DC.	<i>Eug inv</i>	1							Zo
	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	<i>Myr spl</i>	1							Zo
Piperaceae	<i>Piper piritubanum</i> Yunck.	<i>Pip pir</i>	1							Zo
Primulaceae	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	<i>Myr cor</i>	20	56	23	13	2	7		Zo
	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	<i>Myr umb</i>	5		1	6		11		Zo
Rosaceae	<i>Rubus brasiliensis</i> Mart.	<i>Rub bra</i>	2			1				Zo
Rubiaceae	<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	<i>Psy vel</i>	2							Zo
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	<i>Zan rho</i>							3	Zo
Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	<i>Cas syl</i>					1			Zo
Solanaceae	<i>Solanum lacerdiae</i> Dusén	<i>Sol lac</i>							5	Zo
	<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	<i>Sol mau</i>				1			13	Zo
	<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	<i>Sol pse</i>						10	2	Zo
	<i>Solanum variabile</i> Mart.	<i>Sol var</i>	1	7			7			Zo
Symplocaceae	<i>Symplocos tenuifolia</i> Brand	<i>Sym ten</i>							1	Zo
Total	-	-	272	266	162	145	203	286	-	-

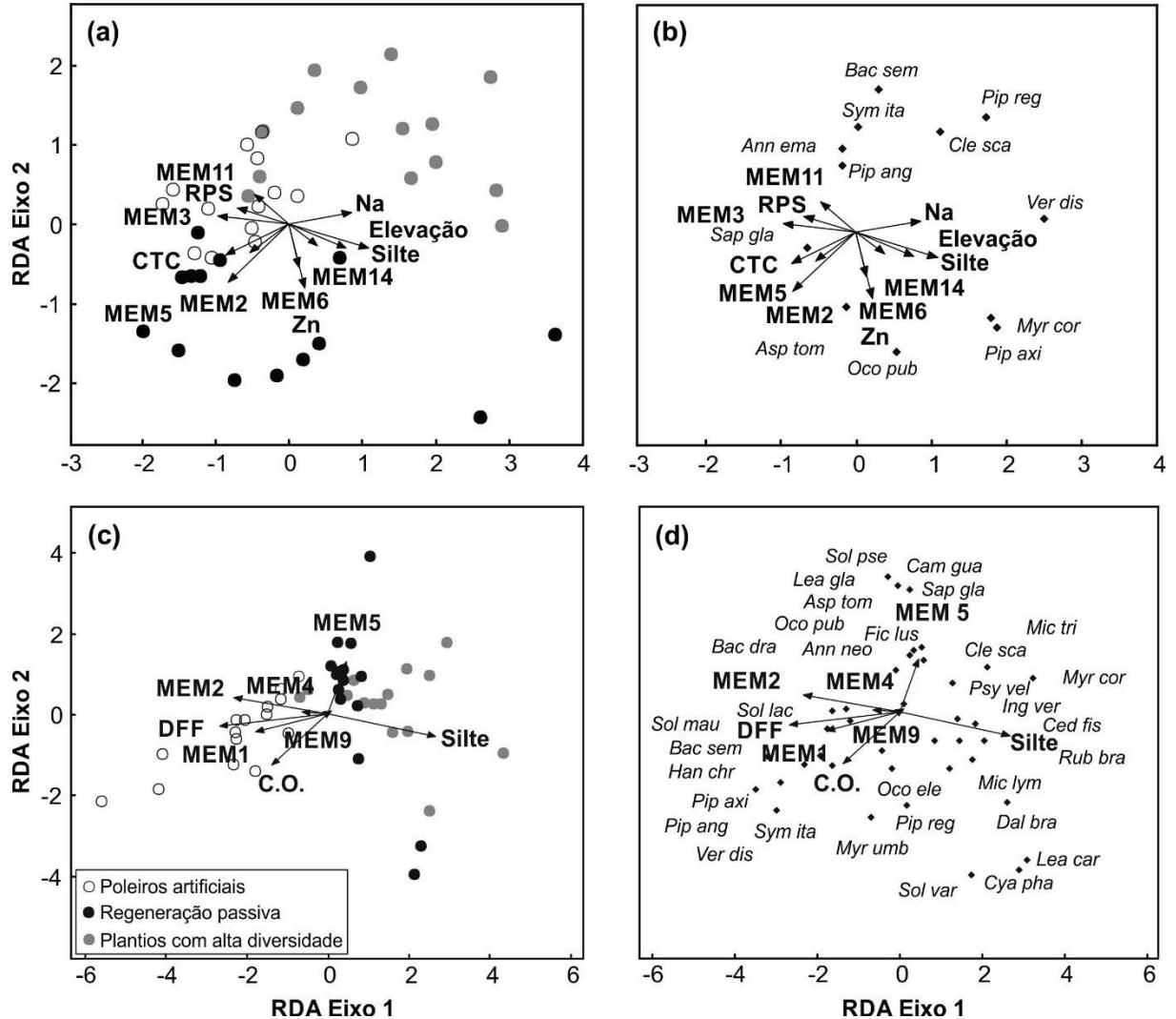
Ab = abreviação; PAD = plantios com alta diversidade, RP = regeneração passiva, PA = poleiros artificiais, ES = estrato superior, EI = estrato inferior, SD = síndrome de dispersão: An = anemocórica, Au = autocórica e Zo = zoocórica.

FONTE: O autor (2019).

Os dois primeiros eixos de ordenação das RDAs explicaram 27,9% (estrato superior: eixo 1 = 15,9%; eixo 2 = 12,0%) e 12,8% (estrato inferior: eixo 1 = 7,9%; eixo 2 = 4,9%) da variância dos dados e se mostraram significativos de acordo com o teste de permutação de Monte Carlo ( $p < 0,01$ ). No estrato superior, as variáveis ambientais e espaciais que se mostraram significativas com o modelo RDA foram elevação, silte, sódio (Na), RPS, CTC, zinco (Zn), MEM2, MEM3, MEM5, MEM6, MEM11 e MEM14 ( $p < 0,05$ ), enquanto que no estrato inferior o silte, distância do fragmento florestal (DFF), carbono orgânico total (C.O.), MEM1, MEM2, MEM4, MEM5 e MEM9 se mostraram significativas com o modelo RDA ( $p < 0,05$ ) (FIGURA 3.2, TABELA 3.2).

Nos diagramas de ordenação das RDAs para os estratos analisados (FIGURAS 3.2 a, c), verificamos que os dois primeiros eixos discriminaram um gradiente entre fatores ambientais e espaciais com a regeneração florestal (estrato superior = elevação, silte, Na, MEM14, MEM6, Zn e MEM11, RPS, MEM3, CTC, MEM5, MEM2; estrato inferior = silte e MEM2, DFF, MEM1, MEM4, C.O.). Esses eixos segregaram três grupos de parcelas para os estratos superior e inferior da vegetação e se mostraram significativos (ANOSIM,  $p < 0,05$ ): o primeiro grupo, localizado em pastagens abandonadas com regeneração passiva, cujos fatores espaciais são mais pronunciados; o segundo, localizado em pastagens abandonadas com poleiros artificiais, onde fatores ambientais e espaciais são relevantes (por exemplo, resistência à penetração, distância do fragmento florestal e teor de carbono orgânico); e o terceiro, localizado em pastagens abandonadas com plantios com alta diversidade de espécies, cujas variáveis ambientais predominam sobre as espaciais.

FIGURA 3.2 – ANÁLISES DE REDUNDÂNCIA (RDA) PRODUZIDAS POR ESPÉCIES LENHOSAS E VARIÁVEIS AMBIENTAIS E ESPACIAIS PARA O ESTRATO SUPERIOR (A - PARCELAS, B - ESPÉCIES) E ESTRATO INFERIOR (C - PARCELAS, D - ESPÉCIES) DA REGENERAÇÃO NATURAL DE PASTAGENS ABANDONADAS, FAXINAL DO BEPE, PARQUE NACIONAL DA SERRA DO ITAJAÍ, SANTA CATARINA, SUL DO BRASIL.



FONTE: O autor (2019).

Nos diagramas de ordenação das espécies (FIGURAS 3.2 b, d), os dois primeiros eixos da RDA revelaram forte associação entre variáveis ambientais, variáveis espaciais, métodos de restauração e a composição de espécies regenerantes. O primeiro grupo de espécies se associou com parcelas alocadas em pastagens abandonadas com regeneração passiva, onde a influência espacial é predominante (estrato superior = *Aspidosperma tomentosum*, *Ocotea puberula*, *Piptocarpha axillaris* e *Myrsine coriacea*; estrato inferior = *Aspidosperma tomentosum*, *Ocotea puberula*, *Ficus luschnathiana*, *Annona neosericea*, *Sapium glandulosum*, *Solanum pseudoquina* e *Leandra glazioviana*); o segundo grupo em pastagens

abandonadas com poleiros artificiais, onde DFF e RPS são maiores (estrato superior = *Annona emarginata*, *Piptocarpha angustifolia* e *Sapium glandulosum*; estrato inferior = *Solanum mauritianum*, *Solanum lacerdalei*, *Baccharis semiserrata*, *Handroanthus chrysotrichus*, *Piptocarpha axillaris*, *Piptocarpha angustifolia*, *Vernonanthura discolor* e *Symphypappus itatiayensis*); e o terceiro grupo em pastagens abandonadas com plantios com alta diversidade, onde o silte, Na e elevação são maiores e o C.O. e DFF menores (estrato superior = *Piptocarpha regnelli*, *Clethra scabra*, *Baccharis semiserrata*, *Symphypappus itatiayensis* e *Vernonanthura discolor*; estrato inferior = *Miconia tristis*, *Clethra scabra*, *Psychotria vellosiana*, *Inga vera*, *Cedrela fissilis*, *Rubus brasiliensis* e *Miconia lymanii*).

TABELA 3.2 – CONTRIBUIÇÃO DE CADA VARIÁVEL AMBIENTAL E ESPACIAL PARA OS PADRÕES FLORÍSTICOS PRODUZIDOS PELO MODELO RDA NA REGENERAÇÃO NATURAL DE PASTAGENS ABANDONADAS, FAXINAL DO BEPE, PARQUE NACIONAL DA SERRA DO ITAJAÍ, SANTA CATARINA, SUL DO BRASIL.  $R^2$  AJUSTADO,  $F$  E  $p$  FORAM OBTIDOS PELA ANOVA APÓS O PARTICIONAMENTO DA VARIÂNCIA.

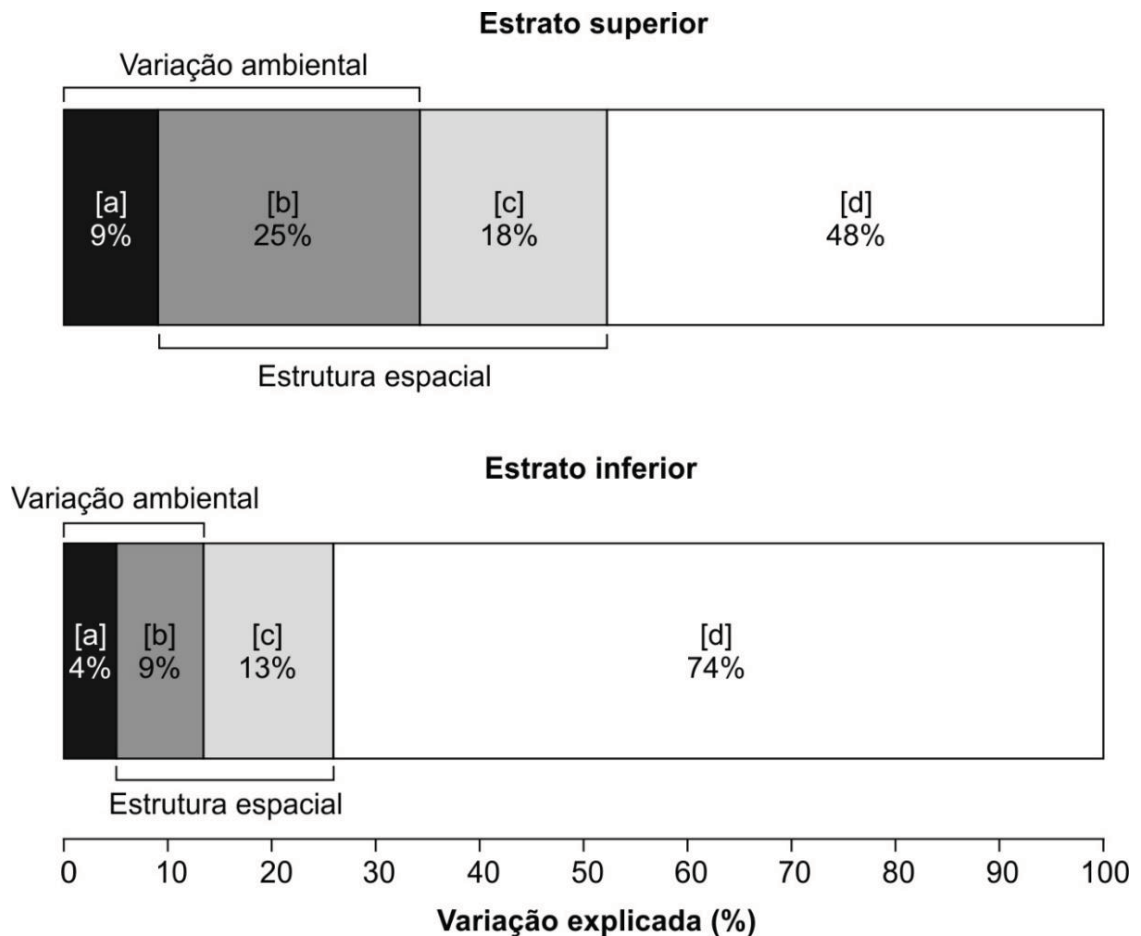
Estrato / Preditor	$R^2$ ajustado	$F$	$p$
<b>Estrato Superior</b>			
Elevação	18,4%	10,9	<0,01
MEM3	15,8%	9,3	<0,01
MEM5	8,3%	5,7	<0,01
MEM2	7,8%	5,8	<0,01
Silte	6,8%	4,9	0,01
CTC	5,3%	4,2	0,01
MEM14	4,7%	4,1	0,01
MEM11	4,1%	3,8	0,01
Na	3,7%	3,3	0,03
MEM6	2,9%	3,0	0,03
Zn	2,7%	2,7	0,04
RPS	2,6%	2,6	0,04
<b>Estrato Inferior</b>			
Silte	7,9%	4,8	<0,01
MEM2	6,9%	4,3	<0,01
MEM1	5,1%	3,5	<0,01
MEM9	4,4%	3,2	0,01
MEM5	3,4%	2,8	0,01
C.O.	3,2%	2,6	0,03
DFF	2,6%	2,2	0,03
MEM4	2,5%	2,3	0,01

FONTE: O autor (2019).

O particionamento da variância e a ANOVA por permutação indicaram que as frações [a] – variáveis ambientais (estrato superior:  $F = 2,83$ ;  $p = 0,001$ ; estrato inferior:  $F = 1,78$ ;  $p = 0,03$ ) e [c] – variáveis espaciais (estrato superior:  $F = 3,61$ ;  $p = 0,001$ ; estrato inferior:  $F = 2,47$ ;  $p = 0,001$ ) foram significativas (FIGURA 3.3). As variáveis

ambientais explicaram as menores frações da variabilidade da matriz de abundância de espécies (estrato superior = 9%; estrato inferior = 4%), enquanto que as frações espaciais se destacaram dentre as analisadas (estrato superior = 18%; estrato inferior = 13%). A fração [b] – ambiente espacialmente estruturado – revelou que as variáveis ambientais analisadas no estrato superior apresentam influência espacial, explicando 25% da variância dos dados. No estrato inferior, entretanto, a explicação foi menor (9%). Contudo, a fração [d] – variáveis indeterminadas – explicou a maior parte da variância florística da regeneração florestal (estrato superior = 48%; estrato inferior = 74%), indicando que possivelmente existem outros fatores preditores relevantes que não foram considerados.

FIGURA 3.3 – PARTICIONAMENTO DA VARIÂNCIA PARA DETERMINAR O QUANTO DA VARIAÇÃO ESPACIAL NA COMPOSIÇÃO DE ESPÉCIES FOI CONTABILIZADO PELAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS MEDIDAS. FRAÇÃO [A] REPRESENTA SOMENTE A VARIAÇÃO AMBIENTAL, FRAÇÃO [B] A VARIAÇÃO AMBIENTAL ESPACIALMENTE ESTRUTURADA, OU SEJA, ENTRE OS COMPONENTES AMBIENTAIS E ESPACIAIS SOBREPOSTOS, FRAÇÃO [C] A ESTRUTURA ESPACIAL NÃO EXPLICADA PELAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS MEDIDAS, E FRAÇÃO [D] A VARIAÇÃO NÃO EXPLICADA.



FONTE: O autor (2019).

### 3.4 DISCUSSÃO

Visando explicar as variações nos padrões florísticos e estruturais das espécies lenhosas, grande parte dos estudos sobre regeneração natural de florestas subtropicais concentrou-se no histórico de uso do solo, limitação de dispersão e proximidade a fragmentos florestais conservados (e.g., SCCOTI et al., 2011; LEYSER et al., 2012; MEYER et al., 2013; FIORENTIN et al., 2015; COSTA; VENZKE, 2016; MAÇANEIRO et al., 2016a; ROSA et al., 2016; SEUBERT et al., 2017). Nossos resultados indicam que a estrutura espacial, assim como o ambiente espacialmente estruturado (i.e., propriedades físicas e químicas dos solos) também merece atenção. Eles também indicam que a estrutura espacial – geralmente negligenciada em estudos sobre regeneração de florestas subtropicais – desempenha um papel mais relevante do que as próprias variáveis ambientais. A maior contribuição das variáveis espaciais para a composição de espécies lenhosas regenerantes pode estar ligada à predominância de indivíduos de espécies com dispersão anemocórica (BARBOSA et al., 2012; MAÇANEIRO et al., 2018). Além disso, o ambiente espacialmente estruturado – a fração [b] – explicou nos dois estratos analisados mais da metade da variância da matriz de composição de espécies da regeneração natural. Nesse sentido, em florestas em estágio inicial de regeneração, como as que se estabelecem em pastagens abandonadas há quatro anos, a contribuição da estrutura espacial é o fator determinante, enquanto que em florestas subtropicais maduras, as propriedades físicas e químicas dos solos associadas à topografia determinam a composição e estrutura de espécies lenhosas (LEGENDRE et al., 2009; MÉLO et al., 2013; GASPER et al., 2015; NEVES et al., 2015; SAITER et al., 2015; MAÇANEIRO et al. 2016b).

Fatores abióticos, aqui representados por variáveis ambientais, são frequentemente sugeridos como preditores de eventuais padrões de distribuição de espécies lenhosas na regeneração de florestas subtropicais (HIGUCHI et al., 2015; SILVA et al., 2016). Nesse sentido, além de variáveis ambientais, processos bióticos e estocásticos como dispersão, facilitação, inibição, tolerância e competição entre espécies são potencialmente importantes e podem ser associados à estrutura espacial das comunidades (GOTELLI, 2008; LEWIS et al., 2014; GUO et al., 2017). No presente estudo, a heterogeneidade ambiental das áreas estudadas não foi o único fator que explicou as variações nos padrões de composição de espécies lenhosas. Uma proporção relativamente alta e significativa dos padrões florísticos em nosso

conjunto de dados foi explicada pela fração puramente espacial [c], indicando o efeito de processos bióticos e estocásticos na regeneração florestal em pastagens abandonadas submetidas a diferentes métodos de restauração (HUBBELL, 2001; ROSINDELL et al., 2011; PUNCHI-MANAGE et al., 2014; BOUKILI; CHAZDON, 2017). Além disso, a distribuição das espécies lenhosas nas áreas estudadas pode ser determinada, em parte, pelas semelhanças ambientais entre as parcelas espacialmente próximas (NEVES et al., 2015; SAITER et al., 2015; MAÇANEIRO et al., 2016b), uma vez que o ambiente espacialmente estruturado (fração – [b]) exerce influência direta sobre a distribuição espacial das espécies na medida que a distância entre as parcelas aumenta (LEGENDRE et al., 2009; DINIZ-FILHO et al., 2012).

Devido a processos bióticos e estocásticos, a cobertura arbórea em florestas subtropicais é constituída por diferentes espécies dominantes (ver MAÇANEIRO et al., 2016c), as quais apresentam diferentes estratégias de dispersão de sementes e podem formar diferentes padrões de distribuição espacial entre populações (BARBOSA et al., 2012; SEUBERT et al., 2017; MAÇANEIRO et al., 2018). A dispersão por animais (zoocoria), por exemplo, pode contribuir para a formação comunidades com maior heterogeneidade espacial, visto que alguns animais depositam as sementes de maneira agrupada e em ambientes favoráveis para a germinação (ver BECKMAN; ROGERS, 2013). Por outro lado, espécies lenhosas com dispersão pelo vento (anemocoria) tendem a formar comunidades florestais com menor heterogeneidade espacial em função de o vento transportar as sementes a longas distâncias de maneira aleatória (FORTIN; DALE, 2005). No presente estudo, apesar de a dispersão por animais ter sido atribuída a 65% das espécies amostradas, 70% dos indivíduos pertencem a espécies dispersas pelo vento, sugerindo que pastagens recém-abandonadas comportam comunidades predominantemente anemocóricas ligadas a espécies lenhosas típicas de estágios iniciais de sucessão. Portanto, processos neutros e estocásticos (ver HUBBELL, 2001; ROSINDELL et al., 2011) parecem determinar mais fortemente os padrões florísticos da regeneração florestal em pastagens abandonadas sob diferentes métodos de restauração.

Embora a influência da estrutura espacial seja predominante na explicação dos padrões de distribuição de espécies em áreas submetidas a diferentes métodos de restauração, as diferenças na composição de espécies também estão relacionadas com as variações da distância do fragmento florestal, elevação e propriedades físicas e químicas dos solos, as quais foram as variáveis ambientais mais importantes,

segregando parcelas e espécies nas áreas estudadas. Em escalas espaciais maiores, estudos sobre gradientes ambientais têm sugerido que a distribuição da vegetação lenhosa está associada mais fortemente a fatores como elevação e clima (BERGAMIN et al., 2012; SANCHEZ et al., 2013; EISENLOHR; OLIVEIRA-FILHO, 2015; GASPER et al., 2015; OLIVEIRA-FILHO et al., 2015; REZENDE et al., 2015; SAITER et al., 2015), enquanto que em escalas espaciais menores, fatores ligados à geomorfologia e pedologia são considerados mais relevantes (MÉLO et al., 2013; NARVAES et al., 2014; MAÇANEIRO et al., 2016b; RODRIGUES et al., 2016; SILVA et al., 2016; FUJIHARA et al., 2017). Em uma encosta, por exemplo, mudanças na topografia tendem a originar alterações nas propriedades físicas e químicas dos solos que, por sua vez, influenciam os padrões de distribuição das espécies lenhosas regenerantes, visto que algumas espécies podem ser facilmente observadas com maior ou menor número de indivíduos em determinados ambientes com características pedológicas distintas (FERREIRA-JÚNIOR et al., 2012; SCHAEFER et al., 2015).

Além disso, o uso de diferentes métodos de restauração em pastagens abandonadas pode proporcionar respostas variadas nos padrões de composição e estrutura da vegetação regenerante em longo prazo (CHAZDON, 2014; BECHARA et al., 2016). Estes autores mencionam que no caso de pastagens abandonadas, os métodos mais promissores são aqueles que usam a abordagem por nucleação, em função de a regeneração natural de florestas subtropicais iniciar em pequenas manchas e com espécies nativas dominantes, que facilitam a expansão da vegetação para novas áreas (CHAZDON, 2014; SCERVINO; TOREZAN, 2015). Os métodos de nucleação, por exemplo, influenciam o aporte de propágulos e sementes em pastagens abandonadas, além de criar novos habitats preferenciais para animais, amenizar as condições microclimáticas e possibilitar o recrutamento de plantas regenerantes (REIS et al., 2010; HOLL et al., 2013; VOGEL et al., 2015; BECHARA et al., 2016). De forma semelhante, Bechara et al. (2016) ao comparar diferentes métodos de restauração, concluíram que a nucleação necessita de mais tempo para atingir um ponto ótimo desejado, mas que esse método leva à restauração 'natural' intermediária do ecossistema degradado, permitindo que processos de sucessão natural prevaleçam sobre processos de recuperação.

Adicionalmente, as variações florísticas da regeneração natural em função do método de restauração utilizado destacam a influência de variáveis ambientais na composição de espécies nas áreas estudadas. As parcelas localizadas em áreas com

poleiros artificiais e com maior resistência à penetração do solo e menor elevação (estrato superior) ou com maior distância dos fragmentos florestais (estrato inferior) apresentaram um conjunto de espécies lenhosas características. Da mesma forma, verificamos outras associações entre espécies lenhosas nas parcelas localizadas em áreas submetidas a plantios com alta diversidade e com alto teor de Na (estrato superior) ou com alto teor de silte e baixo C.O. (estrato inferior). Por exemplo, poleiros artificiais são estruturas altas para o pouso de aves e morcegos e o seu sucesso na restauração depende da sua posição espacial e proximidade de fragmentos florestais da região, na medida em que quanto mais próximo os poleiros estiverem dos fragmentos, maior será o aporte de sementes transportadas pelos animais dispersores (REIS et al., 2010; VOGEL et al., 2015). Por outro lado, plantios com alta diversidade proporcionam teoricamente maior heterogeneidade de habitats para animais e micro-sítios favoráveis para a germinação e recrutamento de plantas (BRANCALION et al., 2015), além de facilitar a conexão com fragmentos florestais próximos. No presente estudo, a compactação do solo resultante do uso intensivo da pecuária e a maior distância dos fragmentos florestais podem retardar o processo de regeneração das pastagens abandonadas.

Este estudo particiona a variação na composição de espécies lenhosas para dados coletados em três áreas com pastagens abandonadas com o mesmo histórico de uso do solo anterior, mas que foram submetidas a diferentes métodos de restauração. A maior parte da variância não explicada (estrato superior = 48%; estrato inferior = 74%) possivelmente está relacionada à alta variabilidade nos dados de composição de espécies, combinada a um conjunto reduzido de variáveis ambientais e espaciais preditoras não necessariamente ótimas (LEWIS et al., 2014). A alta proporção de variância não explicada em modelos ecológicos é comum em estudos de vegetação, os quais utilizam dados de presença e ausência ou abundância de indivíduos por espécie (SOININEN, 2014). Por exemplo, as variáveis preditoras que coletamos não incluem informações importantes sobre o grau de umidade dos solos, microclima, radiação fotossintética, abertura de dossel e processos bióticos (dinâmica florestal). Nesse sentido, a alta proporção de variação inexplicada sugere que a regeneração florestal em pastagens abandonadas é um processo estocástico e imprevisível no estrato inferior, mas que essa estocasticidade tende a diminuir no estrato superior da vegetação, no qual surgem espécies mais adaptadas às condições ambientais locais (PUNCHI-MANAGE et al., 2014).

### 3.5 CONCLUSÃO

Nossos dados mostram que a variação na composição das espécies lenhosas regenerantes em pastagens abandonadas está relacionada a fatores ambientais e espaciais (e.g., elevação, silte, resistência à penetração, distância dos fragmentos florestais e filtros espaciais, entre outros). Eles também mostram que essa relação é predominantemente espacial, devido à alta contribuição de variáveis espaciais nos padrões florísticos (estrato superior = 18%; estrato inferior = 13%), visto a proximidade geográfica das próprias parcelas. Esses números fornecem evidências de que processos bióticos e estocásticos ligados às variáveis espaciais são potencialmente mais importantes para explicar a regeneração florestal de pastagens abandonadas. Dessa forma, além de variáveis ambientais, a alta importância do espaço na composição de espécies lenhosas indica que não considerar o efeito de variáveis ambientais e espaciais no planejamento da restauração de florestas subtropicais pode resultar desperdícios de tempo e recursos, esforços equivocados e possíveis falhas em esforços para a restauração de ecossistemas degradados pelo homem.

O exemplo de áreas com pastagens abandonadas é relevante no contexto da necessidade em restaurar florestas subtropicais. Nossos resultados agregam dimensão aos resultados de Rodrigues et al. (2011), que apontaram cerca de 177.282 km<sup>2</sup> de áreas potenciais para restauração florestal no Brasil. Em outras áreas com pastagens abandonadas, em função do não cercamento pelos antigos proprietários, os animais domésticos ainda tendem a transitar livremente no local, ocasionando compactação do solo devido ao pisoteio e mortalidade de espécies nativas regenerantes.

Se quisermos restaurar florestas em pastagens abandonadas, o futuro planejamento da restauração deve priorizar inicialmente o isolamento das áreas, seguido do seu diagnóstico ambiental prévio visando entender os efeitos das variáveis ambientais e espaciais sobre o sistema degradado. Nesse sentido, esperamos que os nossos resultados acerca de pastagens abandonadas em áreas com florestas subtropicais do Sul do Brasil possam subsidiar futuras decisões de restauração florestal que levem em consideração os padrões florísticos e as suas relações com variáveis ambientais e espaciais, assim, reconstituindo ao máximo os processos naturais dos ecossistemas degradados.

## REFERÊNCIAS

- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M., SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.
- APG IV. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 181, n. 1, p. 1-20, 2016.
- AUMOND, J. J.; FENILLI, T. A. B.; MAÇANEIRO, J. P.; HODECKER, A.; ZATELLI, K. S. Unidades Geoambientais. In: VITORINO, M. D.; ADENESKY FILHO, E. (Ed.). **Diagnóstico Prévio**: subsídio preliminar para projetos de restauração ecossistêmica. Blumenau: Edifurb, 2018. p. 31-44.
- BARBOSA, J. M.; EISENLOHR, P. V.; RODRIGUES, M. A.; BARBOSA, K. C. Ecologia da dispersão de sementes em florestas tropicais. In: MARTINS, S. V. (Ed.). **Ecologia de Florestas Tropicais do Brasil**. Viçosa: Editora UFV, 2012. p. 85-106.
- BECHARA, F. C.; DICKENS, S. J.; FARRER, E. C.; LARIOS, L.; SPOTSWOOD, E. N.; MARIOTTE, P.; SUDING, K. N. Neotropical rainforest restoration: comparing passive, plantation and nucleation approaches. **Biodiversity and Conservation**, v. 25, n. 11, p. 2021-2034, 2016.
- BECKMAN, N. G.; ROGERS, H. S. Consequences of seed dispersal for plant recruitment in tropical forests: interactions within the seedscape. **Biotropica**, v. 45, n. 6, p. 666-681, 2013.
- BERGAMIN, R. S.; MÜLLER, S.; MELLO, R. S. P. Indicator species and floristic patterns in different forest formations in southern Atlantic rainforests of Brazil. **Community Ecology**, v. 13, n. 2, p. 162-170, 2012.
- BLANCHET, F. G.; LEGENDRE, P.; BORCARD, D. Forward selection of explanatory variables. **Ecology**, v. 89, n. 9, p. 2623-2632, 2008.
- BORCARD, D.; GILLET, F.; LEGENDRE, P. **Numerical Ecology with R**. New York: Dordrecht London Heidelberg, 2011.
- BOUKILI, V. K., CHAZDON, R. L. Environmental filtering, local site factors and landscape context drive changes in functional trait composition during tropical forest succession. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 24, n. 2, p. 37-47, 2017.
- BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. **Restauração florestal**. São Paulo: Oficina de Textos, 2015.
- BRASIL. Decreto nº 8.972, de 23 de janeiro de 2017. Institui a Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, n. 17, 24 jan. 2017. Seção 1, p. 7.

CHAZDON, R. L. **Second growth**: the promise of tropical forest regeneration in an age of deforestation. Chicago: University of Chicago Press, 2014.

CLARKE, K. R. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. **Austral Ecology**, v. 18, n. 1, p. 117-143, 1993.

COSTA, T. V.; VENZKE, T. S. L. Natural regeneration in Restinga forest under extensive cattle ranching in municipality of Pelotas, extreme South of Brazil. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 36, n. 88, p. 339-345, 2016.

CROUZEILLES, R.; CURRAN, M.; CLOUGH, Y. Which landscape size best predicts the influence of forest cover on restoration success? A global meta-analysis on the scale of effect. **Journal of Applied Ecology**, v. 53, n. 2, p. 440-448, 2016.

DALE, M. R. T.; FORTIN, M. J. Spatial Autocorrelation and Statistical Tests: Some Solutions. **Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics**, v. 14, n. 2, p. 188-206, 2009.

DINIZ-FILHO, J. A. F.; HAWKINS, B. A.; BINI, L. M.; MARCO JR, P; BLACKBURN, T. M. Are spatial regression methods a panacea or a Pandora's box? A reply to Beale et al. (2007). **Ecography**, v. 30, n. 6, p. 848-851, 2007.

DINIZ-FILHO, J. A. F.; SIQUEIRA, T.; PADIAL, A. A.; RANGEL, T. F. et al. Spatial autocorrelation analysis allows disentangling the balance between neutral and niche processes in metacommunities. **Oikos**, v. 121, n. 2, p. 201-210, 2012.

DRAY, S.; LEGENDRE, P.; PERES-NETO, P. R. Spatial modelling: a comprehensive framework for principal coordinate analysis of neighbour matrices (PCNM). **Ecological Modelling**, v. 196, n. 3-4, p. 483-493, 2006.

DRAY, S.; PÉLISSIER, R.; COUTERON, P.; FORTIN, M. J.; LEGENDRE, P.; PERES-NETO, P. R.; BELLIER, E.; BIVAND, R.; BLANCHET, F. G.; CÁCERES, M.; DUFOUR, A. B. et al. Community ecology in the age of multivariate multiscale spatial analysis. **Ecological Monographs**, v. 82, n. 3, p. 257-275, 2012.

EISENLOHR, P. V. Persisting challenges in multiple models: a note on commonly unnoticed issues regarding collinearity and spatial structure of ecological data. **Brazilian Journal of Botany**, v. 37, n. 3, p. 365-371, 2014.

EISENLOHR, P. V.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Revisiting patterns of tree species composition and their driving forces in the Atlantic Forests of Southeastern Brazil. **Biotropica**, v. 47, n. 6, p. 689-701, 2015.

ESRI. **ArcGIS Desktop**: Release 10.1. Redlands: Environmental Systems Research Institute, 2012.

FERREIRA-JÚNIOR, W. G.; SCHAEFER, C. E. G. R.; SILVA, A. F. S. Uma visão pedogeomorfológica sobre as formações florestais da Mata Atlântica. In: MARTINS,

S. V. (Ed.). **Ecologia de Florestas Tropicais do Brasil**. Viçosa: Editora UFV, 2012. p. 141-174.

FIORENTIN, L. D.; TÉO, S. J.; SCHNEIDER, C. R.; COSTA, R. H.; BATISTA, S. Floristic analysis and spatial pattern of natural regeneration in an Ombrophilous Mixed Forest area, municipality of Caçador, Santa Catarina State, Brazil. **Floresta e Ambiente**, v. 22, n. 1, p. 60-70, 2015.

**FLORA DO BRASIL 2020 em construção**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso: 28 fev. 2019.

FORTIN, M. J.; DALE, M. R. T. **Spatial Analysis: a guide for ecologists**. Cambridge: Cambridge University Press, 2005.

FUJIHARA, Y.; TAKASE, K.; CHONO, S.; ICHION, E.; OGURA, A.; TANAKA, K. Influence of topography and forest characteristics on snow distributions in a forested catchment. **Journal of Hydrology**, v. 546, n. 3, p. 289-298, 2017.

GASPER, A. L.; VIBRANS, A. C.; FUNEZ, L. A.; RIGON-JR, M. J.; BITTENCOURT, F.; VIEIRA, C. Dr. Roberto Miguel Klein Herbarium (FURB), Blumenau, Southern Brazil. **PhytoKeys**, v. 42, n. 4, p. 21-37, 2014.

GASPER, A. L.; EISENLOHR, P. V.; SALINO, A. Climate-related variables and geographic distance affect fern species composition across a vegetation gradient in a shrinking hotspot. **Plant Ecology & Diversity**, v. 8, n. 1, p. 25-35, 2015.

GAUCH, H. G. **Multivariate analysis in community ecology**. Cambridge: Cambridge University Press, 1982.

GOTELLI, N. J. **A primer of ecology**. Massachusetts: Sinauer Associates, 2008.

GUO, Y.; WANG, B.; LI, D.; MALLIK, A.U.; XIANG, W.; DING, T.; WEN, S.; LU, S.; HUANG, F.; HE, Y.; LI, X. Effects of topography and spatial processes on structuring tree species composition in a diverse heterogeneous tropical karst seasonal rainforest. **Flora**, v. 231, n. 1, p. 21-28. 2017.

HIGUCHI, P., SILVA, A. C., BUZZI JUNIOR, F., NEGRINI, M., FERREIRA, T. S., SOUZA, S. T., SANTOS, K. F., VEFAGO, M. B. Determinant factors on natural regeneration in a fragment of araucaria forest on Santa Catarina State plateau. **Scientia Forestalis**, v. 43, n. 106, p. 251-259, 2015.

HOLL, K. D.; STOUT, V. M.; REID, J. L.; ZAHAWI, R. A. Testing heterogeneity-diversity relationships in tropical forest restoration. **Oecologia**, v. 173, n. 2, p. 569-578, 2013.

HUBBELL, S. P. **The unified neutral theory of biodiversity and biogeography**. Princeton: Princeton University Press, 2001.

LARSON, J. E.; FUNK, J. L. Regeneration: an overlooked aspect of trait-based plant community assembly models. **Journal of Ecology**, v. 104, n. 5, p. 1284-1298, 2016.

LEGENDRE, P.; MI, X.; REN, H.; MA, K.; YU, M. et al. Partitioning beta diversity in a subtropical broad-leaved forest of China. **Ecology**, v. 90, n. 3, p. 663-674, 2009.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical ecology**. Amsterdam: Elsevier, 2012.

LEGENDRE, P.; BORCARD, D.; ROBERTS, D. W. Variation partitioning involving orthogonal spatial eigenfunction submodels. **Ecology**, v. 93, n. 5, p. 1234-1240, 2012.

LEYSER, G.; ZANIN, E. M.; BUDKE, J. C.; MÉLO, M. A.; HENKE-OLIVEIRA, C. Tree regeneration and relationships with adult trees in a seasonal forest in the Uruguai river valley, Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 26, n. 1, p. 74-83, 2012.

LEWIS, R. J.; PAKEMAN, R. J.; MARRS, R. H. Identifying the multi-scale spatial structure of plant community determinants of an important national resource. **Journal of Vegetation Science**, v. 25, n. 1, p. 184-197, 2014.

LOEBENS, R.; SILVA, A. C.; HIGUCHI, P.; MAFRA, A. L.; SILVA, J. O.; GONÇALVES, D. A.; SOUZA, K.; CRUZ, A. P.; RODRIGUES JÚNIOR, L. C. et al. Partitioning of floristic-structural variation of the tree component in an alluvial araucaria forest in Southern Brazil. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 2, p. 554-566, 2018.

LU, X.; ZANG, R.; DING, Y.; HUANG, J. Changes in biotic and abiotic drivers of seedling species composition during forest recovery following shifting cultivation on Hainan Island, China. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 758-769, 2016.

MAÇANEIRO, J. P.; SEUBERT, R.C.; HEILMANN, A.; SCHORN, L. A. Regeneration of a Mixed Ombrophilous Forest on the Santa Catarina Plateau. **Biotemas**, v. 29, n. 4, p. 31-42, 2016a.

MAÇANEIRO, J. P.; OLIVEIRA, L. Z.; SEUBERT, R. C.; EISENLOHR, P. V.; SCHORN, L. A. More than environmental control at local scales: do spatial processes play an important role on floristic variations in Subtropical Forests? **Acta Botanica Brasilica**, v. 30, n. 2, p. 183-192, 2016b.

MAÇANEIRO, J. P.; OLIVEIRA, L. Z.; EISENLOHR, P. V.; SCHORN, L. A. Paradox between species diversity and conservation: a Subtropical Atlantic Forest reserve in Brazil has similar tree species diversity to unprotected sites in the same region. **Tropical Conservation Science**, v. 9, n. 4, p. 1-19, 2016c.

MAÇANEIRO, J. P.; GASPER, A. L.; GALVÃO, F.; SCHORN, L. A. Dispersion and aggregation patterns of tree species in *Araucaria* Forest, Southern Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 90, n. 2 Suppl. 1, p. 2397-2408, 2018.

McCUNE, B.; MEFFORD, M. J. **PC-ORD: Multivariate analysis of ecological data**, Version 6. MjM Software Design: Gleneden Beach, 2011.

MÉLO, M. A.; BUDKE, J. C.; HENKE-OLIVEIRA, C. Relationships between structure of the tree component and environmental variables in a subtropical seasonal forest in

the upper Uruguay River valley, Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 27, n. 4, p. 751-760, 2013.

MEYER, L.; GASPER, A. L.; SEVEGNANI, L.; SCHORN, L. A.; VIBRANS, A. C. et al. Natural regeneration of the Dense Ombrophyllous Forest in Santa Catarina. In: VIBRANS, A. C.; SEVEGNANI, L. et al. (Eds.). **Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina**: Floresta Ombrófila Densa. Blumenau: Edifurb. 2013. p. 203-247.

NARVAES, I. S.; LONGHI, S. J.; KILCA, R. V.; RODRIGUES, T. E. S. Arboreal species population in a topographic gradient of Mixed Ombrophilous Forest in Rio Grande do Sul. **Floresta**, v. 44, n. 4, p. 553-564, 2014.

NEVES, D. M.; DEXTER, K. G.; PENNINGTON, R. T.; BUENO, M. L. et al. Environmental and historical controls of floristic composition across the South American Dry Diagonal. **Journal of Biogeography**, v. 42, n. 8, p. 1566-1576, 2015.

OLIVEIRA-FILHO, A. T. Um sistema de classificação fisionômico-ecológico da vegetação neotropical: segunda aproximação. In: EISENLOHR, P. V.; FELFILI, J. M.; MELO M. M. R. F.; ANDRADE, L. A.; MEIRA NETO, J. A. A. (Ed.). **Fitossociologia no Brasil**: métodos e estudos de casos. Viçosa: Editora UFV, 2015. p. 452-473.

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**, v. 8, n. 3, p. 242-260, 2015.

PANDOLFO, C.; BRAGA, H. J.; SILVA JÚNIOR, V. P.; MASSIGNAN, A. M.; PEREIRA, E. S.; THOMÉ, V. M. R. et al. **Atlas Climatológico do Estado de Santa Catarina**. Florianópolis: Epagri, 2002.

PERES-NETO, P. R. A unified strategy for estimating and controlling spatial, temporal and phylogenetic autocorrelation in ecological models. **Oecologia Brasiliensis**, v. 10, n. 1, p. 105-119, 2006.

PERES-NETO, P. R.; LEGENDRE, P. Estimating and controlling for spatial structure in the study of ecological communities. **Global Ecology and Biogeography**, v. 19, n. 2, p. 174-184, 2010.

PPG I. A community-derived classification for extant lycophytes and ferns. **Journal of Systematics and Evolution**, v. 54, n. 6, p. 563-603, 2016.

PRÖLL, G.; DARABANT, A.; GRATZER, G.; KATZENSTEINER, K. Unfavourable microsites, competing vegetation and browsing restrict post-disturbance tree regeneration on extreme sites in the Northern Calcareous Alps. **European Journal of Forest Research**, v. 134, n. 2, p. 293-308, 2015.

PUNCHI-MANAGE, R.; WIEGAND, T.; WIEGAND, K.; GETZIN, S. et al. Effect of spatial processes and topography on structuring species assemblages in a Sri Lankan dipterocarp forest. **Ecology**, v. 95, n. 2, p. 376-386, 2014.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing.** Viena: R Foundation for Statistical Computing, 2013.

REID, J. L.; HOLL, K. D.; ZAHAWI, R. A. Seed dispersal limitations shift over time in tropical forest restoration. **Ecological Applications**, v. 24, n. 4, p. 1072-1082, 2015.

REIS, A.; BECHARA, F. C.; TRES, D. R. Nucleation in tropical ecological restoration. **Scientia Agricola**, v. 67, n. 2, p. 244-250, 2010.

REZENDE, V. L.; MIRANDA, P. L. S.; MEYER, L.; MOREIRA, C. V.; LINHARES, M. F. M. et al. Tree species composition and richness along altitudinal gradients as a tool for conservation decisions: the case of Atlantic semideciduous forest. **Biodiversity and Conservation**, v. 24, n. 9, p. 2149-2163, 2015.

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

RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: mapa de áreas potenciais para restauração florestal.** São Paulo: Instituto BioAtlântica, 2011.

RODRIGUES, A. L.; WATZLAWICK, L. F.; GENÚ, A. M.; HESS, A. F.; EBLING, A. A. Properties of a forest soil along a toposequence and its relationships with the arboreal community. **Floresta**, v. 46, n. 2, p. 145-154, 2016.

ROSA, A. D.; SILVA, A. C.; HIGUCHI, P.; MARCON, A. K.; MISSIO, F. F.; BENTO, M. A.; SILVA, J. O. et al. Natural regeneration of tree species in a cloud forest in Santa Catarina, Brazil. **Revista Árvore**, 40, n. 6, p. 1083-1092, 2016.

ROSINDELL, J.; HUBBELL, S. P.; ETIENNE, R. S. The unified neutral theory of biodiversity and biogeography at age ten. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 26, n. 7, p. 340-348, 2011.

SANCHEZ, M.; PEDRONI, F.; EISENLOHR, P. V.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Changes in tree community composition and structure of Atlantic rain forest on a slope of the Serra do Mar range, Southeastern Brazil, from near sea level to 1000 m of altitude. **Flora**, v. 208, n. 3, p. 184-196, 2013.

SANTOS, H. G.; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C.; OLIVEIRA, V. Á. V. et al. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos.** Embrapa: DF, 2018.

SAITER, F. Z.; EISENLOHR, P. V.; FRANÇA, G. S.; STEHMANN, J. R.; THOMAS, W. W.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Floristic units and their predictors unveiled in part of the Atlantic Forest hotspot: implications for conservation planning. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 87, n. 4, p. 2031-2046, 2015.

SCERVINO, R. P.; TOREZAN, J. M. D. Factors affecting the genesis of vegetation patches in anthropogenic pastures in the Atlantic forest domain in Brazil. **Plant Ecology & Diversity**, v. 8, n. 4, p. 475-482, 2015.

- SCCOTI, M. S.; ARAUJO, M. M.; WENDLER, C. F.; LONGHI, S. J. Natural regeneration mechanisms in a Seasonal Deciduous Forest fragment. **Ciência Florestal**, v. 21, n. 3, p. 459-472, 2011.
- SCHAEFER, C. E. G. R.; NUNES, J. A.; NERI, A. V.; MENDONÇA, B. A. F. et al. Relação solo-vegetação em formações vegetacionais brasileiras: metodologia e estudos de caso. In: EISENLOHR, P. V.; FELFILI, J. M. et al. **Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de casos**. Viçosa: UFV, 2015. p. 322-343.
- SCHORN, L. A.; MAÇANEIRO, J. P. Levantamento da Vegetação. In: VITORINO, M. D.; ADENESKY FILHO, E. (Ed.). **Diagnóstico Prévio: subsídio preliminar para projetos de restauração ecossistêmica**. Blumenau: Edifurb, 2018. p. 149-170.
- SEUBERT, R. C.; MAÇANEIRO, J. P.; SCHORN, L. A.; SEBOLD, D. C. Natural regeneration in different periods of abandonment of areas after the extraction of *Eucalyptus grandis* Hill Ex Maiden in Red-Yellow Ultisol Álic, in Brusque, Santa Catarina State. **Ciência Florestal**, v. 27, n. 1, p. 1-19, 2017.
- SILVA, J. O.; SILVA, A. C.; HIGUCHI, P.; MAFRA, A. L.; LOEBENS, R.; RODRIGUES JÚNIOR, L. C. et al. Environmental heterogeneity and natural regeneration in an alluvial mixed araucaria forest. **Scientia Forestalis**, v. 44, n. 112, p. 787-797, 2016.
- SOARES, C. P. B.; PAULA NETO, F. P.; SOUZA, A. L. **Dendrometria e Inventário Florestal**. Viçosa: Editora UFV, 2012.
- SOININEN, J. A quantitative analysis of species sorting across organisms and ecosystems. **Ecology**, v. 95, n. 12, p. 3284-3292, 2014.
- TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. **Manual e métodos de análise de solos**. Distrito Federal: Embrapa Solos, 2017.
- THUILLER, W. On the importance of edaphic variables to predict plant species distributions – limits and prospects. **Journal of Vegetation Science**, v. 24, n. 4, p. 591-592, 2013.
- URIARTE, M.; CHAZDON, R. L. Incorporating natural regeneration in forest landscape restoration in tropical regions: synthesis and key research gaps. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 915-924, 2016.
- VAN DER PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants**. New York: Springer-Verlag, 1982.
- VOGEL, H. F.; CAMPOS, J. B.; BECHARA, F. C. Early bird assemblages under different subtropical forest restoration strategies in Brazil: passive, nucleation and high diversity plantation. **Tropical Conservation Science**, v. 8, n. 4, p. 912-939, 2015.
- ZAR, J. H. **Biostatistical Analysis**. Prentice-Hall/Pearson: Upper Saddle River, 2010.

## CONCLUSÃO GERAL

Diante dos resultados obtidos e apresentados nos três capítulos desta tese, relativos as análises de dados sobre as variações florísticas e estruturais da regeneração natural e as suas correlações com variáveis ambientais e espaciais em diferentes métodos de restauração florestal, podemos concluir que:

As variações na composição e estrutura das espécies lenhosas regenerantes em áreas com Floresta Atlântica Subtropical em estágio avançado de regeneração no Faxinal do Bepe, Parque Nacional da Serra do Itajaí, estão associadas a posição do terreno (geomorfologia) e a diferentes grupos de solos (pedologia). Adicionalmente, a vegetação é distribuída em diferentes grupos florísticos que são formados em função do tipo de solo subjacente. Esses grupos são caracterizados por um conjunto de espécies indicadoras, que podem ser observadas com maior ou menor número de indivíduos em determinados grupos de solos.

Além disso, a riqueza de espécies desses grupos florísticos aumenta conforme o grau de disponibilidade hídrica e a profundidade dos solos, demonstrando um gradiente florístico entre áreas com solos não-hidromórficos e rasos (Neossolo Litólico e Neossolo Regolítico – 58 espécies), solos não-hidromórficos e profundos (Argissolo-Vermelho Amarelo e Cambissolo Háplico – 77 espécies) e solos hidromórficos e não-hidromórficos e profundos (Neossolo Flúvico e Gleissolo Háplico – 89 espécies), respectivamente. Dessa forma, em solos não-hidromórficos, rasos e sujeitos à déficit hídrico tanto a riqueza de espécies quanto o porte da vegetação tendem a ser menores quando comparados a solos hidromórficos e não-hidromórficos, profundos e com disponibilidade hídrica permanente, cuja riqueza de espécies e o porte da vegetação são maiores.

A regeneração natural de pastagens abandonadas é caracterizada por poucas espécies lenhosas nativas dominantes, com destaque para *Vernonanthura discolor*, *Piptocarpha regnellii* e *Myrsine coriacea*. Da mesma forma, essas espécies dominantes resultam em redução da diversidade de espécies da regeneração natural, principalmente devido a maior homogeneidade fitofisionômica imposta sobre a vegetação. Entretanto, esse padrão pode ser visto como facilitador da restauração florestal, uma vez que espécies dominantes apresentam estratégias ecológicas e forte adaptação natural às condições locais (i.e., pastagens abandonadas), proporcionando

maior recobrimento do solo e melhorias nas condições ambientais, o que facilita o processo de sucessão secundária.

Dentre as espécies dominantes que apresentam potencial para plantios em áreas abertas como pastagens recém-abandonadas estão: *Vernonanthura discolor*, *Piptocarpha regnellii* e *Myrsine coriacea*, uma vez que se tratam de espécies heliófilas exigentes de luz, tolerantes ao estresse e competidoras por recursos. Por outro lado, em áreas com pastagens abandonadas em fases mais adiantadas de sucessão as principais espécies com potencial para plantios de restauração na forma de enriquecimento são: *Ficus luschnathiana*, *Campomanesia guaviroba*, *Inga vera* subsp. *affinis*, *Myrcia splendens*, *Syagrus romanzoffiana*, *Miconia cabucu* e *Alchornea triplinervia*, entre outras. Com o avanço da sucessão secundária dessas áreas, a recuperação florestal tende a ocorrer de forma gradual, seguindo processos ecológicos de colonização das espécies nativas regionais e aumento na complexidade florístico-estrutural da comunidade florestal.

Na regeneração natural das pastagens investigadas, a variação na composição das espécies lenhosas está relacionada a fatores ambientais (propriedades físicas e químicas dos solos, elevação, resistência à penetração do solo e distância de fragmentos florestais, entre outros) e espaciais (estrutura espacial). No entanto, os fatores espaciais apresentaram a maior contribuição nos padrões florísticos da regeneração natural, indicando que processos bióticos e estocásticos imprevisíveis (i.e., dispersão de sementes) ligados às variáveis espaciais são preponderantes para explicar as diferentes trajetórias sucessionais da regeneração natural nas três pastagens abandonadas analisadas. Dessa forma, não considerar o efeito de variáveis ambientais e espaciais em conjunto no planejamento da restauração de florestas subtropicais, pode resultar em desperdícios de tempo e recursos, esforços equivocados e possíveis falhas em esforços para a restauração de ecossistemas degradados pelo homem.

## REFERÊNCIAS GERAIS

- ADENESKY-FILHO, E.; MAÇANEIRO, J. P.; VITORINO, M. D. How to select potential species for ecological restoration of rain forest – Southern Brazil. **Applied Ecology and Environmental Research**, v. 15, n. 3, p. 1671-1684, 2017.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M., SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.
- APARECIDO, L. M. T.; TEODORO, G. S.; MOSQUERA, G.; BRUM, M.; BARROS, F. V.; POMPEU, P. V.; RODAS, M.; LAZO, P. et al. Ecohydrological drivers of Neotropical vegetation in montane ecosystems. **Ecohydrology**, v. 11, n. 2, p. e1932, 2018.
- APG IV. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 181, n. 1, p. 1-20, 2016.
- AUMOND, J. J., MAÇANEIRO, J. P. Systemic approach and roughness application to cause emerging properties in the restoration of degraded soils. **Ciência Florestal**, v. 24, n. 3, p. 759-770, 2014.
- AUMOND, J. J.; FENILLI, T. A. B.; MAÇANEIRO, J. P.; HODECKER, A.; ZATELLI, K. S. Unidades Geoambientais. In: VITORINO, M. D.; ADENESKY FILHO, E. (Ed.). **Diagnóstico Prévio**: subsídio preliminar para projetos de restauração ecossistêmica. Blumenau: Edifurb, 2018. p. 31-44.
- BARBOSA, J. M.; EISENLOHR, P. V.; RODRIGUES, M. A.; BARBOSA, K. C. Ecologia da dispersão de sementes em florestas tropicais. In: MARTINS, S. V. (Ed.). **Ecologia de Florestas Tropicais do Brasil**. Viçosa: Editora UFV, 2012. p. 85-106.
- BARRERA-BASSOLS, N.; TOLEDO, V. M. Ethnoecology of the Yucatec Maya: Symbolism, knowledge and management of natural resources. **Journal of Latin American Geography**, v. 4, n. 1, p. 9-41, 2005.
- BECHARA, F. C.; DICKENS, S. J.; FARRER, E. C.; LARIOS, L.; SPOTSWOOD, E. N.; MARIOTTE, P.; SUDING, K. N. Neotropical rainforest restoration: comparing passive, plantation and nucleation approaches. **Biodiversity and Conservation**, v. 25, n. 11, p. 2021-2034, 2016.
- BECKMAN, N. G.; ROGERS, H. S. Consequences of seed dispersal for plant recruitment in tropical forests: interactions within the seedscape. **Biotropica**, v. 45, n. 6, p. 666-681, 2013.
- BERGAMIN, R. S.; MÜLLER, S.; MELLO, R. S. P. Indicator species and floristic patterns in different forest formations in southern Atlantic rainforests of Brazil. **Community Ecology**, v. 13, n. 2, p. 162-170, 2012.

BLANCHET, F. G.; LEGENDRE, P.; BORCARD, D. Forward selection of explanatory variables. **Ecology**, v. 89, n. 9, p. 2623-2632, 2008.

BNDES. **Iniciativa BNDES Mata Atlântica**. Rio de Janeiro: Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social, 2015.

BOLKER, B. M.; BROOKS, M. E.; CLARK, C. J.; GEANGE, S. W.; POULSEN, J. R.; STEVENS, M. H. H.; WHITE, J. Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 24, n. 3, p. 127-135, 2009.

BORCARD, D.; GILLET, F.; LEGENDRE, P. **Numerical Ecology with R**. New York: Dordrecht London Heidelberg, 2011.

BOUKILI, V. K., CHAZDON, R. L. Environmental filtering, local site factors and landscape context drive changes in functional trait composition during tropical forest succession. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 24, n. 2, p. 37-47, 2017.

BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. **Restauração florestal**. São Paulo: Oficina de Textos, 2015.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a Proteção da Vegetação Nativa. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, n. 1, 28 mai. 2012. Seção 1, p. 1.

BRASIL. Decreto nº 8.972, de 23 de janeiro de 2017. Institui a Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, n. 17, 24 jan. 2017. Seção 1, p. 7.

BUCKLAND, S. T., STUDENY, A. C. MAGURRAN, A. E., NEWSON, S. E. Biodiversity monitoring: The relevance of detectability. In: MAGURRAN, A. E.; MCGILL, B. J. (Eds.). **Biological diversity: Frontiers in measuring biodiversity**. Oxford: University Press, 2011. p. 25-36.

CACCIANIGA, M.; LUZZARO, A.; PIERCE, S.; CERIANI, R. M.; CERABOLINI, B. The functional basis of a primary succession resolved by CSR classification. **Oikos**, v. 112, n. 1, p. 10-20, 2006.

CARVALHO, D. A.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; VILELA, E. A.; CURI, N.; VAN DEN BERG, E.; FONTES, M. A. L. et al. Distribuição de espécies arbóreo-arbustivas ao longo de um gradiente de solos e topografia em um trecho de floresta ripária do Rio São Francisco em Três Marias, MG, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 28, n. 2, p. 329-245, 2005.

CARVALHO, E. S.; PIMENTA, J. A.; BIANCHINI, E. Ferns influence on the woody species seedling bank in semideciduous forest, Southern Brazil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 38, n. 3, p. 347-354, 2016.

CHAZDON, R. L. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. **Science**, v. 320, n. 5882, p. 1458-1460, 2008.

CHAZDON, R. L. Tropical forest regeneration. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais**, v. 7, n. 3, p. 195-218, 2012.

CHAZDON, R. L. **Second growth**: the promise of tropical forest regeneration in an age of deforestation. Chicago: University of Chicago Press, 2014.

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

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

CHEUNG, K. C., MARQUES, M. C. M., LIEBSCH, D. Relationship between herbaceous vegetation and regeneration of woody species in abandoned pastures in the Atlantic Rain Forest in Southern Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 23, n. 4, p. 1048-1056, 2009.

CHEUNG, K. C.; LIEBSCH, D.; MARQUES, M. C. M. Forest recovery in newly abandoned pastures in Southern Brazil: implications for the Atlantic Rain Forest resilience. **Natureza & Conservação**, v. 8, n. 1, p. 66-70, 2010.

CHRISTIE, D. A.; ARMESTO, J. J. Regeneration microsites and tree species coexistence in temperate rain forests of Chiloé Island, Chile. **Journal of Ecology**, v. 91, n. 5, p. 776-784, 2003.

CLARKE, K. R. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. **Austral Ecology**, v. 18, n. 1, p. 117-143, 1993.

COLWELL, R. K.; MAO, C. X.; CHANG, J. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. **Ecology**, v. 85, n. 10, p. 2717-2727, 2004.

COSTA, T. V.; VENZKE, T. S. L. Natural regeneration in Restinga forest under extensive cattle ranching in municipality of Pelotas, extreme South of Brazil. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 36, n. 88, p. 339-345, 2016.

CROUZEILLES, R.; CURRAN, M.; CLOUGH, Y. Which landscape size best predicts the influence of forest cover on restoration success? A global meta-analysis on the scale of effect. **Journal of Applied Ecology**, v. 53, n. 2, p. 440-448, 2016.

CURCIO, G. R.; GALVÃO, F.; BONNET, A.; BARDDAL, M. L.; DEDECEK, R. A. A floresta fluvial em dois compartimentos do rio Iguaçu, Paraná, Brasil. **Floresta**, v. 37, n. 2, p. 125-147, 2007.

DALE, M. R. T.; FORTIN, M. J. Spatial Autocorrelation and Statistical Tests: Some Solutions. **Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics**, v. 14, n. 2, p. 188-206, 2009.

DINIZ-FILHO, J. A. F.; HAWKINS, B. A.; BINI, L. M.; MARCO JR, P; BLACKBURN, T. M. Are spatial regression methods a panacea or a Pandora's box? A reply to Beale et al. (2007). **Ecography**, v. 30, n. 6, p. 848-851, 2007.

DINIZ-FILHO, J. A. F.; SIQUEIRA, T.; PADIAL, A. A.; RANGEL, T. F.; LANDEIRO, V. L.; BINI, L. M. Spatial autocorrelation analysis allows disentangling the balance between neutral and niche processes in metacommunities. **Oikos**, v. 121, n. 2, p. 201-210, 2012.

DERROITE, G.; COE, R.; HEALEY, J. R. Isolated trees as nuclei of regeneration in tropical pastures: testing the importance of niche-based and landscape factors. **Journal of Vegetation Science**, v. 27, n. 4, p. 679-691, 2016.

DRAY, S.; LEGENDRE, P.; PERES-NETO, P. R. Spatial modelling: a comprehensive framework for principal coordinate analysis of neighbour matrices (PCNM). **Ecological Modelling**, v. 196, n. 3-4, p. 483-493, 2006.

DRAY, S.; PÉLISSIER, R.; COUTERON, P.; FORTIN, M. J.; LEGENDRE, P.; PERES-NETO, P. R.; BELLIER, E.; BIVAND, R.; BLANCHET, F. G.; CÁCERES, M.; DUFOUR, A. B. et al. Community ecology in the age of multivariate multiscale spatial analysis. **Ecological Monographs**, v. 82, n. 3, p. 257-275, 2012.

DURIGAN, G.; ENGEL, V. L.; TOREZAN, J. M.; MELO, A. C. G.; MARQUES, M. C. M.; MARTINS, S. V.; REIS, A.; SCARANO, F. R. Legal rules for ecological restoration: an additional barrier to hinder the success of initiatives?. **Revista Árvore**, v. 34, n. 3, p. 471-485, 2010.

DURIGAN, G., ENGEL, V. L. Restauração de Ecossistemas no Brasil: onde estamos e para onde podemos ir? In: MARTINS, S. V. (Ed.). **Restauração Ecológica de Ecossistemas Degradados**. Viçosa: Editora UFV. 2015. p. 42-60.

EISENLOHR, P. V. Persisting challenges in multiple models: a note on commonly unnoticed issues regarding collinearity and spatial structure of ecological data. **Brazilian Journal of Botany**, v. 37, n. 3, p. 365-371, 2014.

EISENLOHR, P. V.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Revisiting patterns of tree species composition and their driving forces in the Atlantic Forests of Southeastern Brazil. **Biotropica**, v. 47, n. 6, p. 689-701, 2015.

ELITH, J.; LEATHWICK, J. R. Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 40, n. 1, p. 677-697, 2009.

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. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2008. p. 1-17.

ESRI. **ArcGIS Desktop**: Release 10.1. Redlands: Environmental Systems Research Institute, 2012.

FERREIRA-JÚNIOR, W. G.; SCHAEFER, C. E. G. R.; SILVA, A. F. S. Uma visão pedogeomorfológica sobre as formações florestais da Mata Atlântica. In: MARTINS, S. V. (Ed.). **Ecologia de Florestas Tropicais do Brasil**. Viçosa: Editora UFV, 2012. p. 141-174.

FIORENTIN, L. D.; TÉO, S. J.; SCHNEIDER, C. R.; COSTA, R. H.; BATISTA, S. Floristic analysis and spatial pattern of natural regeneration in an Ombrophilous Mixed Forest area, municipality of Caçador, Santa Catarina State, Brazil. **Floresta e Ambiente**, v. 22, n. 1, p. 60-70, 2015.

**FLORA DO BRASIL 2020 em construção**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso: 28 fev. 2019.

FORTIN, M. J.; DALE, M. R. T. **Spatial Analysis: a guide for ecologists**. Cambridge: Cambridge University Press, 2005.

FUJIHARA, Y.; TAKASE, K.; CHONO, S.; ICHION, E.; OGURA, A.; TANAKA, K. Influence of topography and forest characteristics on snow distributions in a forested catchment. **Journal of Hydrology**, v. 546, n. 3, p. 289-298, 2017.

GARCIA, L. C.; HOBBS, R. J.; RIBEIRO, D. B.; TAMASHIRO, J. Y.; SANTOS, F. A. M.; RODRIGUES, R. R. Restoration over time: is it possible to restore trees and non-trees in high-diversity forests?. **Applied Vegetation Science**, v. 18, n. 4, p. 655-666, 2016.

GASPER, A. L.; UHLMANN, A.; SEVEGNANI, L.; MEYER, L.; LINGNER, D. V.; VERDI, M. et al. Floristic and Forest Inventory of Santa Catarina: species of evergreen rainforest. **Rodriguésia**, v. 65, n. 4, p. 807-816, 2014a.

GASPER, A. L.; VIBRANS, A. C.; FUNEZ, L. A.; RIGON-JR, M. J.; BITTENCOURT, F.; VIEIRA, C. Dr. Roberto Miguel Klein Herbarium (FURB), Blumenau, Southern Brazil. **PhytoKeys**, v. 42, n. 4, p. 21-37, 2014b.

GASPER, A. L.; EISENLOHR, P. V.; SALINO, A. Climate-related variables and geographic distance affect fern species composition across a vegetation gradient in a shrinking hotspot. **Plant Ecology & Diversity**, v. 8, n. 1, p. 25-35, 2015.

GAUCH, H. G. **Multivariate analysis in community ecology**. Cambridge: Cambridge University Press, 1982.

GIBSON, L.; LEE, T. M.; KOH, L. P.; BROOK, B. W.; GARDNER, T. A.; BARLOW, J. et al. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. **Nature**, v. 478, n. 7369, p. 378-381, 2011.

GÓMEZ-POMPA, A.; FLORES, J. S.; SOSA, V. The "Pet Kot": A man-made tropical forest of the Maya. **Interciencia**, v. 12, n. 1, p. 10-15, 1987.

GOTELLI, N. J. **A primer of ecology**. Massachusetts: Sinauer Associates, 2008.

GOTELLI, N. J.; COLWELL, R. K. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters**, v. 4, n. 4, p. 379-391, 2001.

GUO, Y.; WANG, B.; LI, D.; MALLIK, A.U.; XIANG, W.; DING, T.; WEN, S.; LU, S.; HUANG, F.; HE, Y.; LI, X. Effects of topography and spatial processes on structuring tree species composition in a diverse heterogeneous tropical karst seasonal rainforest. **Flora**, v. 231, n. 1, p. 21-28, 2017.

GRIME, J. P.; THOMPSON, K.; HUNT, R.; HODGSON, J. G.; CORNELISSEN, J. H. C.; RORISON, I. H.; HENDRY, G. A. F.; ASHENDEN, T. W.; ASKEW, A. P.; BAND, S. R. et al. Integrated screening validates primary axes of specialisation in plants. **Oikos**, v. 79, n. 2, p. 259-281, 1997.

HAMMER, Ø.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica**, v. 4, n. 1, p. 1-9, 2001.

HIGUCHI, P., SILVA, A. C., BUZZI JUNIOR, F., NEGRINI, M., FERREIRA, T. S., SOUZA, S. T., SANTOS, K. F., VEFAGO, M. B. Determinant factors on natural regeneration in a fragment of araucaria forest on Santa Catarina State plateau. **Scientia Forestalis**, v. 43, n. 106, p. 251-259, 2015.

HOLL, K. D.; LOIK, M. E.; LIN, E. H. V.; SAMUELS, I. V. Tropical Montane Forest Restoration in Costa Rica: Overcoming Barriers to dispersal and establishment. **Restoration Ecology**, v. 8, n. 4, p. 339-349, 2000.

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

HOLL, K. D.; STOUT, V. M.; REID, J. L.; ZAHAWI, R. A. Testing heterogeneity-diversity relationships in tropical forest restoration. **Oecologia**, v. 173, n. 2, p. 569-578, 2013.

HOSOKAWA, R. T.; MOURA, J. B.; CUNHA, U. S. **Introdução ao manejo e economia de florestas**. Curitiba: Editora UFPR, 2008.

HOWE, H. F. Making dispersal syndromes and networks useful in tropical conservation and restoration. **Global Ecology and Conservation**, v. 6, n. 1, p. 152-178, 2016.

HUBBELL, S. P. **The unified neutral theory of biodiversity and biogeography**. Princeton: Princeton University Press, 2001.

ICMBio. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. **Plano de Manejo do Parque Nacional da Serra do Itajaí**. Brasília, 2009.

JOST, L. Entropy and diversity. **Oikos**, v. 113, n. 2, p. 363-375, 2006.

JOST, L. The relation between evenness and diversity. **Diversity**, v. 2, n. 2, p. 207-232, 2010.

KAGEYAMA, P.; REIS, A. Areas of secondary vegetation in the Itajaí Valley, Santa Catarina, Brazil. Perspectives for management and conservation. **Forest Genetic Resources**, v. 21, n. 1, p. 37-40, 1993.

KLEIN, R. M. Ecologia da flora e vegetação do Vale do Itajaí. **Sellowia**, v. 1, n. 32, p. 165-389, 1980.

KLEIN, R. M. Aspectos dinâmicos da vegetação do sul do Brasil. **Sellowia**, v. 1, n. 36, p. 5-54, 1984.

KORMANN, U. G.; HADLEY, A. S.; TSCHARNTKE, T.; BETTS, M. G.; ROBINSON, W. D.; SCHERBER, C. Primary rainforest amount at the landscape scale mitigates bird biodiversity loss and biotic homogenization. **Journal of Applied Ecology**, v. 55, n. 3, p. 1288-1298, 2018.

KREBS, C. J. **Ecological methodology**. California: Benjamin/Cummings, 2014.

KUNZ, M.; GONÇALVES, A. D. M. A.; REICHERT, J. M.; GUIMARÃES, R. M. L.; REINERT, D. J.; RODRIGUES, M. F. Soil compaction in a soy-dairy cattle system on a clayey oxisol under no-tillage and chisel plowing. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 6, p. 1699-1708, 2013.

LAESTADIUS, L.; MAGINNIS, S.; MINNEMEYER, S.; POTAPOV, P.; SAINT-LAURENT, C.; SIZER, N. Mapping opportunities for forest landscape restoration. **Unasylva (FAO)**, v. 62, n. 238, p. 47-48, 2012.

LAMB, D. **Regreening the bare hills: Tropical forest restoration in the Asia-Pacific region**. New York: Springer, 2011.

LARSON, J. E.; FUNK, J. L. Regeneration: an overlooked aspect of trait-based plant community assembly models. **Journal of Ecology**, v. 104, n. 5, p. 1284-1298, 2016.

LEGENDRE, P.; MI, X.; REN, H.; MA, K.; YU, M.; SUN, I. F.; HE, F. Partitioning beta diversity in a subtropical broad-leaved forest of China. **Ecology**, v. 90, n. 3, p. 663-674, 2009.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical ecology**. Amsterdam: Elsevier, 2012.

LEGENDRE, P.; BORCARD, D.; ROBERTS, D. W. Variation partitioning involving orthogonal spatial eigenfunction submodels. **Ecology**, v. 93, n. 5, p. 1234-1240, 2012.

LETCHER, S. G.; CHAZDON, R. L. Rapid recovery of biomass, species richness, and species composition in a forest chronosequence in Northeastern Costa Rica. **Biotropica**, v. 41, n. 5, p. 608-617, 2009.

LEWIS, R. J.; PAKEMAN, R. J.; MARRS, R. H. Identifying the multi-scale spatial structure of plant community determinants of an important national resource. **Journal of Vegetation Science**, v. 25, n. 1, p. 184-197, 2014.

LEYSER, G.; ZANIN, E. M.; BUDKE, J. C.; MÉLO, M. A.; HENKE-OLIVEIRA, C. Tree regeneration and relationships with adult trees in a seasonal forest in the Uruguai river valley, Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 26, n. 1, p. 74-83, 2012.

LOEBENS, R.; SILVA, A. C.; HIGUCHI, P.; MAFRA, A. L.; SILVA, J. O.; GONÇALVES, D. A.; SOUZA, K.; CRUZ, A. P.; RODRIGUES JÚNIOR, L. C.; ROSA, A. D. et al. Partitioning of floristic-structural variation of the tree component in an alluvial araucaria forest in Southern Brazil. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 2, p. 554-566, 2018.

LORTIE, C. J.; BROOKER, R. W.; CHOLER, P.; KIKVIDZE, Z.; MICHALET, R.; PUGNAIRE, F. I.; CALLAWAY, R. M. Rethinking plant community theory. **Oikos**, v. 107, n. 2, p. 433-438, 2004.

LU, X.; ZANG, R.; DING, Y.; HUANG, J. Changes in biotic and abiotic drivers of seedling species composition during forest recovery following shifting cultivation on Hainan Island, China. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 758-769, 2016.

MAÇANEIRO, J. P.; SEUBERT, R. C.; SCHORN, L. A. Phytosociology of a primary Subtropical Rain Forest in Southern Brazil. **Floresta**, v. 45, n. 3, p. 555-566, 2015.

MAÇANEIRO, J. P.; SCHORN, L. A.; SEVEGNANI, L.; VIBRANS, A. C. Structure of the tree component and indicator species in different types of forests in the Itajaí-Mirim river, Southern Brazil. **Australian Journal of Basic and Applied Sciences**, v. 9, n. 33, p. 392-397, 2015.

MAÇANEIRO, J. P.; SEUBERT, R. C.; HEILMANN, A.; SCHORN, L. A. Regeneration of a Mixed Ombrophilous Forest on the Santa Catarina Plateau. **Biotemas**, v. 29, n. 4, p. 31-42, 2016.

MAÇANEIRO, J. P.; OLIVEIRA, L. Z.; EISENLOHR, P. V.; SCHORN, L. A. Paradox between species diversity and conservation: a Subtropical Atlantic Forest reserve in Brazil has similar tree species diversity to unprotected sites in the same region. **Tropical Conservation Science**, v. 9, n. 4, p. 1-19, 2016.

MAÇANEIRO, J. P.; OLIVEIRA, L. Z.; SEUBERT, R. C.; EISENLOHR, P. V.; SCHORN, L. A. More than environmental control at local scales: do spatial processes play an important role on floristic variations in Subtropical Forests? **Acta Botanica Brasilica**, v. 30, n. 2, p. 183-192, 2016.

MAÇANEIRO, J. P.; GASPER, A. L.; GALVÃO, F.; SCHORN, L. A. Dispersion and aggregation patterns of tree species in *Araucaria* Forest, Southern Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 90, n. 2 Suppl. 1, p. 2397-2408, 2018.

MAGURRAN, A. E. **Measuring Biological Diversity**. Oxford: Blackwell Science, 2004.

MANTOANI, M. C.; TOREZAN, J. M. D. Regeneration response of Brazilian Atlantic Forest woody species to four years of *Megathyrus maximus* removal. **Forest Ecology and Management**, v. 359, n. 1, p. 141-146, 2016.

MARANGON, L. C.; SOARES, J. J.; FELICIANO, A. L. P.; LANI, J. L.; MATOS, L. V. Relação entre vegetação e pedofomas na Mata do Paraíso, município de Viçosa, Minas Gerais. **Revista Árvore**, v. 37, n. 3, p. 441-450, 2013.

MARTINS, K. G.; MARQUES, M. C. M.; SANTOS, E.; MARQUES, R. Effects of soil conditions on the diversity of tropical forests across a successional gradient. **Forest Ecology and Management**, v. 349, n. 8, p. 4-11, 2015.

MARTINS, S. V. **Recuperação de áreas degradadas**: ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração. Viçosa: Editora UFV, 2013.

MARTINS, S. V. **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Viçosa: Editora UFV, 2015.

MARTINS, S. V.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; CALEGARI, L. Sucessão ecológica: fundamentos e aplicações na restauração de ecossistemas florestais. In: MARTINS, S. V. (Ed.). **Ecologia de Florestas Tropicais do Brasil**. Viçosa: Editora UFV, 2012. p. 22-52.

McALPINE, C.; CATTERALL, C. P.; NALLY, R. M.; LINDENMAYER, D.; REID, J. L.; HOLL, K. D.; HOBBS, R. J. Integrating plant-and animal-based perspectives for more effective restoration of biodiversity. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 14, n. 1, 37-45, 2016.

McCUNE, B.; GRACE, J. B. **Analysis of ecological communities**. MjM Software Design: Gleneden Beach, 2002.

McCUNE, B.; MEFFORD, M. J. **PC-ORD**: Multivariate analysis of ecological data, Version 6. MjM Software Design: Gleneden Beach, 2011.

MELI, P.; MARTINEZ-RAMOS, M.; REY-BENAYAS, J.; CARABIAS, J. Combining ecological, social and technical criteria to select species for forest restoration. **Applied Vegetation Science**, v. 17, n. 4, p. 744-753, 2014.

MÉLO, M. A.; BUDKE, J. C.; HENKE-OLIVEIRA, C. Relationships between structure of the tree component and environmental variables in a subtropical seasonal forest in the upper Uruguay River valley, Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 27, n. 4, p. 751-760, 2013.

MELO, A. S. O que ganhamos “confundindo” riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade?. **Biota Neotropica**, v. 8, n. 3, p. 21-27, 2008.

MEYER, L.; GASPER, A. L.; SEVEGNANI, L.; SCHORN, L. A.; VIBRANS, A. C. et al. Natural regeneration of the Dense Ombrophylous Forest in Santa Catarina. In: VIBRANS, A. C.; SEVEGNANI, L.; GASPER, A. L.; LINGNER, D. V. (Eds.). **Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina**: Floresta Ombrófila Densa. Blumenau: Edifurb. 2013. p. 203-247.

MMA. Ministério do Meio Ambiente. **Conversão das Nações Unidas, Acordo de Paris**. 2016. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/clima/convencao-das-nacoes-unidas/acordo-de-paris>> Acesso: 27 fev 2019.

MORAIS, R. F.; SILVA, E. C. S.; METELO, M. R. L.; MORAIS, F. F. Floristic composition and structure of the plant community of different phytophysiognomies in the Pantanal of Poconé, Mato Grosso. **Rodriguésia**, v. 64, n. 4, p. 775-790, 2013.

MOTA, T. J. R. C.; CARVALHO, F. A.; IVANAUSKAS, N. M.; EISENLOHR, P. V. On the relevance of floristic and quantitative studies to the restoration of degraded areas: the case of the Atlantic Forest hotspot. **AIMS Environmental Science**, v. 4, n. 1, p. 42-53, 2017.

MOULATLET, G. M.; COSTA, F. R. C.; RENNÓ, C. D.; EMILIO, T.; SCHIETTI, J. Local hydrological conditions explain floristic composition in Lowland Amazonian Forests. **Biotropica**, v. 46, n. 4, p. 396-403, 2014.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New Jersey: The Blackburn Press, 2002.

MUNOZ, F.; VIOLLE, C.; CHEPTOU, P. O. CSR ecological strategies and plant mating systems: outcrossing increases with competitiveness but stress-tolerance is related to mixed mating. **Oikos**, v. 125, n. 9, p. 1296-1303, 2016.

MYERS, N. Biodiversity hotspots revisited. **BioScience**, v. 53, n. 10, p. 796-797, 2003.

NAEEM, S. Biodiversity and ecosystem functioning in restored ecosystems: extracting principles for a synthetic perspective. In: FALK, D. A.; PALMER, M. A.; ZEDLER, J. B. (Eds.). **Foundations of Restoration Ecology**. Washington: Island Press, 2006. p. 210-237.

NARVAES, I. S.; LONGHI, S. J.; KILCA, R. V.; RODRIGUES, T. E. S. Arboreal species population in a topographic gradient of Mixed Ombrophilous Forest in Rio Grande do Sul. **Floresta**, v. 44, n. 4, p. 553-564, 2014.

NASCIMENTO, M. T.; MARIMON, B. S.; MARIMON-JUNIOR, B. H.; CUNHA, C. N.; VILLELA, D. M. Florestas monodominantes no Brasil: estudos de caso. In: EISENLOHR, P. V.; FELFILI, J. M.; MELO M. M. R. F. et al. (Ed.). **Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de caso**. Viçosa: Editora UFV, 2015. p. 139-155.

NAVAS, M. L.; ROUMET, C.; BELLMANN, A.; LAURENT, G.; GARNIER, E. Suites of plant traits in species from different stages of a Mediterranean secondary succession. **Plant Biology**, v. 12, n. 1, p. 183-196, 2010.

NEVES, D. M.; DEXTER, K. G.; PENNINGTON, R. T.; BUENO, M. L. et al. Environmental and historical controls of floristic composition across the South American Dry Diagonal. **Journal of Biogeography**, v. 42, n. 8, p. 1566-1576, 2015.

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**, v. 8, n. 3, p. 242-260, 2015.

OLIVEIRA-FILHO, A. T. Um sistema de classificação fisionômico-ecológico da vegetação neotropical: segunda aproximação. In: EISENLOHR, P. V.; FELFILI, J. M.; MELO M. M. R. F.; ANDRADE, L. A.; MEIRA NETO, J. A. A. (Ed.). **Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de casos**. Viçosa: Editora UFV, 2015. p. 452-473.

PANDOLFO, C.; BRAGA, H. J.; SILVA JÚNIOR, V. P.; MASSIGNAN, A. M.; PEREIRA, E. S.; THOMÉ, V. M. R. et al. **Atlas Climatológico do Estado de Santa Catarina**. Florianópolis: Epagri, 2002.

PALMA, A. C.; LAURENCE, S. G. W. A review of the use of direct seeding and seedling plantings in restoration: what do we know and where should we go?. **Applied Vegetation Science**, v. 18, n. 4, p. 561-568, 2015.

PEH, K. S.; LEWIS, S. L.; LLOYD, J. Mechanisms of monodominance in diverse tropical tree-dominated systems. **Journal of Ecology**, v. 99, n. 4, p. 891-898, 2011.

PERES-NETO, P. R. A unified strategy for estimating and controlling spatial, temporal and phylogenetic autocorrelation in ecological models. **Oecologia Brasiliensis**, v. 10, n. 1, p. 105-119, 2006.

PERES-NETO, P. R.; LEGENDRE, P. Estimating and controlling for spatial structure in the study of ecological communities. **Global Ecology and Biogeography**, v. 19, n. 2, p. 174-184, 2010.

PICKETT, S. T. A.; CADENASSO, M. L.; MEINERS, S. J. Ever since Clements: from succession to vegetation dynamics and understanding to intervention. **Applied Vegetation Science**, v. 12, n. 1, p. 9-21, 2008.

PIERCE, S.; BRUSA, G.; VAGGE, I.; CERABOLINI, B. E. L. Allocating CSR plant functional types: the use of leaf economics and size traits to classify woody and herbaceous vascular plants. **Functional Ecology**, v. 27, n. 4, p. 1002-1010, 2013.

PLANAVERG. **Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.

PPG I. A community-derived classification for extant lycophytes and ferns. **Journal of Systematics and Evolution**, v. 54, n. 6, p. 563-603, 2016.

PRÖLL, G.; DARABANT, A.; GRATZER, G.; KATZENSTEINER, K. Unfavourable microsites, competing vegetation and browsing restrict post-disturbance tree regeneration on extreme sites in the Northern Calcareous Alps. **European Journal of Forest Research**, v. 134, n. 2, p. 293-308, 2015.

PUNCHI-MANAGE, R.; WIEGAND, T.; WIEGAND, K.; GETZIN, S.; SAVITRI GUNATILLEKE, C. V. S.; NIMAL GUNATILLEKE, I. A. U. Effect of spatial processes and topography on structuring species assemblages in a Sri Lankan dipterocarp forest. **Ecology**, v. 95, n. 2, p. 376-386, 2014.

R CORE TEAM. **R**: A language and environment for statistical computing. Viena: R Foundation for Statistical Computing, 2013.

REID, J. L.; HOLL, K. D.; ZAHAWI, R. A. Seed dispersal limitations shift over time in tropical forest restoration. **Ecological Applications**, v. 24, n. 4, p. 1072-1082, 2015.

REIS, A.; FANTINI, A. C.; REIS, M. S.; GUERRA, M. P.; DOEBELI, G. Aspectos sobre a conservação da biodiversidade e o manejo da Floresta Tropical Atlântica. **Revista do Instituto Florestal**, v. 4, n. 1, p. 169-173, 1992.

REIS, A.; BECHARA, F. C.; TRES, D. R. Nucleation in tropical ecological restoration. **Scientia Agricola**, v. 67, n. 2, p. 244-250, 2010.

REZENDE, V. L.; MIRANDA, P. L. S.; MEYER, L.; MOREIRA, C. V.; LINHARES, M. F. M. et al. Tree species composition and richness along altitudinal gradients as a tool for conservation decisions: the case of Atlantic semideciduous forest. **Biodiversity and Conservation**, v. 24, n. 9, p. 2149-2163, 2015.

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, 2009.

RIBEIRO, M. C.; MARTENSEN, A. C.; METZGER, J. P.; TABARELLI, M.; SCARANO, F. et al. The Brazilian Atlantic forest: a shrinking biodiversity hotspot. In: ZACHOS, F.; HABEL, J. (Ed.). **Biodiversity hotspots**. Berlin: Springer, 2011. p. 405-434.

ROBINSON, M. E.; MCKILLOP, H. I. Ancient Maya wood selection and forest exploitation: a view from the Paynes Creek salt works, Belize. **Journal of Archaeological Science**, v. 40, n. 10, p. 3584-3595, 2013.

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

RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. **Pacto pela restauração da Mata Atlântica**: mapa de áreas potenciais para restauração florestal. São Paulo: Instituto BioAtlântica, 2011.

RODRIGUES, A. L.; WATZLAWICK, L. F.; GENÚ, A. M.; HESS, A. F.; EBLING, A. A. Properties of a forest soil along a topossequence and its relationships with the arboreal community. **Floresta**, v. 46, n. 2, p. 145-154, 2016.

ROSA, A. D.; SILVA, A. C.; HIGUCHI, P.; MARCON, A. K.; MISSIO, F. F.; BENTO, M. A.; SILVA, J. O. et al. Natural regeneration of tree species in a cloud forest in Santa Catarina, Brazil. **Revista Árvore**, 40, n. 6, p. 1083-1092, 2016.

ROSINDELL, J.; HUBBELL, S. P.; ETIENNE, R. S. The unified neutral theory of biodiversity and biogeography at age ten. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 26, n. 7, p. 340-348, 2011.

SAITER, F. Z.; EISENLOHR, P. V.; FRANÇA, G. S.; STEHMANN, J. R.; THOMAS, W. W.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Floristic units and their predictors unveiled in part of the Atlantic Forest hotspot: implications for conservation planning. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 87, n. 4, p. 2031-2046, 2015.

SANCHEZ, M.; PEDRONI, F.; EISENLOHR, P. V.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Changes in tree community composition and structure of Atlantic rain forest on a slope of the Serra do Mar range, Southeastern Brazil, from near sea level to 1000 m of altitude. **Flora**, v. 208, n. 3, p. 184-196, 2013.

SANTOS, G. N.; HIGUCHI, P.; SILVA, A. C.; FARIAS, K. J.; MACHADO, F. D.; DUARTE, E. et al. Regeneração natural em uma floresta com araucária: inferências sobre o processo de construção da comunidade de espécies arbóreas. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 2, p. 483-494, 2018.

SANTOS, H. G.; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C.; OLIVEIRA, V. Á. V. et al. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Embrapa: DF, 2018.

SCCOTI, M. S.; ARAUJO, M. M.; WENDLER, C. F.; LONGHI, S. J. Natural regeneration mechanisms in a Seasonal Deciduous Forest fragment. **Ciência Florestal**, v. 21, n. 3, p. 459-472, 2011.

SCERVINO, R. P.; TOREZAN, J. M. D. Factors affecting the genesis of vegetation patches in anthropogenic pastures in the Atlantic forest domain in Brazil. **Plant Ecology & Diversity**, v. 8, n. 4, p. 475-482, 2015.

SCHAEFER, C. E. G. R.; NUNES, J. A.; NERI, A. V.; MENDONÇA, B. A. F. et al. Relação solo-vegetação em formações vegetacionais brasileiras: metodologia e estudos de caso. In: EISENLOHR, P. V.; FELFILI, J. M. et al. **Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de casos**. Viçosa: UFV, 2015. p. 322-343.

SCHORN, L. A.; GALVÃO, F. Dynamics of arboreal strata in three successional stages of a fragment of the Atlantic Rain Forest in Blumenau, SC. **Cerne**, v. 15, n. 2, p. 221-235, 2009.

SCHORN, L. A.; MAÇANEIRO, J. P. Levantamento da Vegetação. In: VITORINO, M. D.; ADENESKY FILHO, E. (Ed.). **Diagnóstico Prévio: subsídio preliminar para projetos de restauração ecossistêmica**. Blumenau: Edifurb, 2018. p. 149-170.

SCIPIONI, M. C.; GALVÃO, F.; LONGHI, S. J.; PEDRON, F. A. Gradiente ambiental em comunidades arbóreas no baixo rio Jacuí. **Ciência Rural**, v. 45, n. 10, p. 1802-1808, 2015.

SETYAWAN, A. D. W. I. Review: Biodiversity conservation strategy in a native perspective; case study of shifting cultivation at the Dayaks of Kalimantan. **Nusantara Bioscience**, v. 2, n. 2, p. 97-108, 2010.

SEUBERT, R. C.; MAÇANEIRO, J. P.; SCHORN, L. A.; SEBOLD, D. C. Natural regeneration in different periods of abandonment of areas after the extraction of *Eucalyptus grandis* Hill Ex Maiden in Red-Yellow Ultisol Álic, in Brusque, Santa Catarina State. **Ciência Florestal**, v. 27, n. 1, p. 1-19, 2017.

SEVEGNANI, L.; UHLMANN, A.; GASPER, A. L.; VIBRANS, A. C.; SANTOS, A. S. et al. Estádios sucessionais na Floresta Ombrófila Densa em Santa Catarina. In: VIBRANS, A. C.; SEVEGNANI, L. et al. (Ed.). **Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina**: Floresta Ombrófila Densa. Blumenau: Edifurb, 2013. p. 311-322.

SILVA, J. O.; SILVA, A. C.; HIGUCHI, P.; MAFRA, A. L.; LOEBENS, R.; RODRIGUES JÚNIOR, L. C. et al. Environmental heterogeneity and natural regeneration in an alluvial mixed araucaria forest. **Scientia Forestalis**, v. 44, n. 112, p. 787-797, 2016.

SIMINSKI, A. **A floresta do futuro**: conhecimento, valorização e perspectivas de uso das formações florestais secundárias no estado de Santa Catarina. 140 f. Tese (Doutorado em Recursos Genéticos Vegetais) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2009.

SOARES, C. P. B.; PAULA NETO, F. P.; SOUZA, A. L. **Dendrometria e Inventário Florestal**. Viçosa: Editora UFV, 2012.

SOININEN, J. A quantitative analysis of species sorting across organisms and ecosystems. **Ecology**, v. 95, n. 12, p. 3284-3292, 2014.

SOKAL, R. R.; ROHLF, F. J. **Biometry**. New York: Freeman, 2011.

SOS MATA ATLÂNTICA. **Brasil ratifica acordo que prevê a restauração de 12 milhões de hectares até 2030**. Disponível em: <<https://www.sosma.org.br/105392/>> Acesso: 27 fev. 2019. 2016.

STATSOFT. **Statistica**, Version 12. Tulsa: StatSoft, 2014.

SUDING, K. N.; GROSS, K. L. The dynamic nature of ecological systems: multiple states and restoration trajectories. In: FALK, D. A.; PALMER, M. A. et al. (Ed.). **Foundations of restoration ecology**. Washington: Island Press, 2006. p. 190-209.

TABARELLI, M. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, v. 143, n. 10, p. 2328-2340, 2010.

TEIXEIRA, A. P.; ASSIS, M. A.; SIQUEIRA, F. R.; CASAGRANDE, J. C. Tree species composition and environmental relationships in a Neotropical swamp forest in Southeastern Brazil. **Wetlands Ecology and Management**, v. 16, n. 6, p. 451-461, 2008.

TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. **Manual e métodos de análise de solos**. Distrito Federal: Embrapa Solos, 2017.

THUILLER, W. On the importance of edaphic variables to predict plant species distributions – limits and prospects. **Journal of Vegetation Science**, v. 24, n. 4, p. 591-592, 2013.

TICHÝ, L.; CHYTRÝ, M. Statistical determination of diagnostic species for site groups of unequal size. **Journal of Vegetation Science**, v. 17, n. 6, p. 809-818, 2006.

TINOCO-OJANGUREN, C.; DÍAZ, A.; MARTÍNEZ, J.; MOLINA-FREANER, F. Species diversity and regeneration of native species in *Pennisetum ciliare* (buffelgrass) pastures from the thornscrub of Sonora, México. **Journal of Arid Environments**, v. 97, n. 10, p. 26-37, 2013.

TURCHETTO, F.; ARAUJO, M. M.; CALLEGARO, R. M.; GRIEBELER, A. M. et al. Phytosociology as a tool for forest restoration: a study case in the extreme South of Atlantic Forest Biome. **Biodiversity and Conservation**, v. 26, n. 6, p. 1-18, 2017.

URIARTE, M.; CHAZDON, R. L. Incorporating natural regeneration in forest landscape restoration in tropical regions: synthesis and key research gaps. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 915-924, 2016.

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

VIBRANS, A. C.; McROBERTS, R. E.; LINGNER, D. V. et al. Extensão original e atual da cobertura florestas de Santa Catarina. In: VIBRANS, A. C.; SEVEGNANI, L. et al. (Ed.). **Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina: diversidade e conservação dos remanescentes florestais**. Blumenau: Edifurb, 2012. p. 65-76.

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, n. 1, p. 87-95, 2013.

VIBRANS, A. C.; SEVEGNANI, L.; GASPER, A. L.; LINGNER, D. V. **Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina: Floresta Ombrófila Densa**. Blumenau: Edifurb, 2013.

VOGEL, H. F.; CAMPOS, J. B.; BECHARA, F. C. Early bird assemblages under different subtropical forest restoration strategies in Brazil: passive, nucleation and high diversity plantation. **Tropical Conservation Science**, v. 8, n. 4, p. 912-939, 2015.

WRIGHT, J.; SYMSTAD, A.; BULLOCK, J.; ENGELHARDT, K. M.; JACKSON, L. et al. Restoring biodiversity and ecosystem function: will an integrated approach improve results? In: NAEEM, S.; BUNKER, D. E. et al. (Eds.). **Biodiversity, ecosystem functioning and human wellbeing**. Oxford: University Press, 2009. p. 167-177.

ZAR, J. H. **Biostatistical Analysis**. Prentice-Hall/Pearson: Upper Saddle River, 2010.

## APÊNDICE 1

Parâmetros fitossociológicos calculados para as espécies lenhosas amostradas em três grupos de solos no Faxinal do Bepe, Parque Nacional da Serra do Itajaí, Santa Catarina, Sul do Brasil. *n*: número de indivíduos; *DA*: densidade absoluta (ind.ha<sup>-1</sup>); *DR*: densidade relativa (%); *FA*: frequência absoluta (%); *FR*: frequência relativa (%); *DoA*: dominância absoluta (m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>); *DoR*: dominância relativa (%) e; *VI*: valor de importância (%).

Tipo de solo / Espécie	n	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	VI
<b>Neossolo Litólico e Neossolo Regolítico</b>								
<i>Ocotea puberula</i>	31	194	12,6	100,0	6,4	5,78	19,7	38,7
<i>Mollinedia clavigera</i>	13	81	5,3	37,5	2,4	3,38	11,5	19,2
Não identificada	14	88	5,7	87,5	5,6	1,31	4,5	15,7
<i>Cyathea phalerata</i>	18	113	7,3	37,5	2,4	1,57	5,3	15,0
<i>Laplacea fructicosa</i>	5	31	2,0	50,0	3,2	2,19	7,5	12,7
<i>Myrsine umbellata</i>	12	75	4,9	75,0	4,8	0,46	1,6	11,2
<i>Ocotea pulchra</i>	15	94	6,1	37,5	2,4	0,59	2,0	10,5
<i>Tibouchina pilosa</i>	13	81	5,3	37,5	2,4	0,68	2,3	10,0
<i>Ilex microdonta</i>	7	44	2,8	50,0	3,2	0,76	2,6	8,6
<i>Guatteria australis</i>	7	44	2,8	62,5	4,0	0,43	1,5	8,3
<i>Ilex dumosa</i>	6	38	2,4	50,0	3,2	0,67	2,3	7,9
<i>Persea alba</i>	5	31	2,0	37,5	2,4	1,01	3,4	7,9
<i>Agarista eucalyptoides</i>	4	25	1,6	37,5	2,4	1,06	3,6	7,6
<i>Piptocarpha axillaris</i>	6	38	2,4	37,5	2,4	0,64	2,2	7,0
<i>Alchornea triplinervia</i>	3	19	1,2	25,0	1,6	0,98	3,3	6,1
<i>Myrcia pulchra</i>	6	38	2,4	25,0	1,6	0,53	1,8	5,8
<i>Ilex theezans</i>	4	25	1,6	50,0	3,2	0,28	0,9	5,8
<i>Podocarpus sellowii</i>	4	25	1,6	37,5	2,4	0,50	1,7	5,7
<i>Ocotea catharinensis</i>	4	25	1,6	37,5	2,4	0,30	1,0	5,0
<i>Myrsine coriacea</i>	5	31	2,0	37,5	2,4	0,17	0,6	5,0
<i>Weinmannia humillis</i>	3	19	1,2	25,0	1,6	0,52	1,8	4,6
<i>Psychotria vellosiana</i>	3	19	1,2	25,0	1,6	0,38	1,3	4,1
<i>Drimys angustifolia</i>	4	25	1,6	12,5	0,8	0,45	1,5	3,9
<i>Roupala montana</i> var. <i>brasiliensis</i>	3	19	1,2	12,5	0,8	0,54	1,8	3,9
<i>Ocotea porosa</i>	1	6	0,4	12,5	0,8	0,71	2,4	3,6
<i>Clethra scabra</i>	3	19	1,2	25,0	1,6	0,16	0,5	3,4
<i>Styrax leprosus</i>	2	13	0,8	25,0	1,6	0,27	0,9	3,3
<i>Drimys brasiliensis</i>	3	19	1,2	25,0	1,6	0,12	0,4	3,2
<i>Eugenia neomyrtifolia</i>	3	19	1,2	25,0	1,6	0,12	0,4	3,2
<i>Myrcia rupicola</i>	2	13	0,8	25,0	1,6	0,23	0,8	3,2
<i>Symplocos glandulosomarginata</i>	2	13	0,8	25,0	1,6	0,19	0,6	3,0
<i>Siphoneugena reitzii</i>	2	13	0,8	25,0	1,6	0,13	0,4	2,8
<i>Trichilia pallens</i>	2	13	0,8	25,0	1,6	0,06	0,2	2,6
<i>Weinmannia paulliniifolia</i>	2	13	0,8	25,0	1,6	0,05	0,2	2,6
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	3	19	1,2	12,5	0,8	0,14	0,5	2,5
<i>Cordia concolor</i>	1	6	0,4	12,5	0,8	0,36	1,2	2,4
<i>Vernonanthura discolor</i>	2	13	0,8	12,5	0,8	0,14	0,5	2,1
<i>Dicksonia sellowiana</i>	2	13	0,8	12,5	0,8	0,13	0,4	2,0
<i>Myrcia venulosa</i>	1	6	0,4	12,5	0,8	0,24	0,8	2,0
<i>Cryptocarya aschersoniana</i>	2	13	0,8	12,5	0,8	0,12	0,4	2,0
<i>Ocotea bicolor</i>	1	6	0,4	12,5	0,8	0,22	0,8	2,0
<i>Aniba firmula</i>	1	6	0,4	12,5	0,8	0,16	0,5	1,7
<i>Miconia lymanii</i>	2	13	0,8	12,5	0,8	0,03	0,1	1,7
<i>Guapira opposita</i>	1	6	0,4	12,5	0,8	0,13	0,5	1,7
<i>Alchornea sidifolia</i>	1	6	0,4	12,5	0,8	0,08	0,3	1,5

<i>Ocotea elegans</i>	1	6	0,4	12,5	0,8	0,06	0,2	1,4
<i>Cinnamomum sellowianum</i>	1	6	0,4	12,5	0,8	0,06	0,2	1,4
<i>Eugenia involucrata</i>	1	6	0,4	12,5	0,8	0,05	0,2	1,4
<i>Dalbergia brasiliensis</i>	1	6	0,4	12,5	0,8	0,04	0,1	1,3
<i>Cabralea canjerana</i>	1	6	0,4	12,5	0,8	0,03	0,1	1,3
<i>Cinnamomum hatschbachii</i>	1	6	0,4	12,5	0,8	0,02	0,1	1,3
<i>Miconia discolor</i>	1	6	0,4	12,5	0,8	0,02	0,1	1,3
<i>Ouratea vaccinioides</i>	1	6	0,4	12,5	0,8	0,02	0,1	1,3
<i>Byrsonima ligustrifolia</i>	1	6	0,4	12,5	0,8	0,02	0,1	1,3
<i>Alchornea glandulosa</i>	1	6	0,4	12,5	0,8	0,02	0,1	1,3
<i>Weinmannia discolor</i>	1	6	0,4	12,5	0,8	0,02	0,1	1,3
<i>Lamanonia ternata</i>	1	6	0,4	12,5	0,8	0,01	0,0	1,3
<i>Myrcia splendens</i>	1	6	0,4	12,5	0,8	0,01	0,0	1,2
<b>Total</b>	<b>247</b>	<b>1.544</b>	<b>100,0</b>	<b>1.562,5</b>	<b>100,0</b>	<b>29,33</b>	<b>100,0</b>	<b>300,0</b>
<b>Tipo de solo / Espécie</b>	<b>n</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>VI</b>
<b>Argissolo Vermelho-Amarelo e Cambissolo Háplico</b>								
<i>Cyathea phalerata</i>	216	491	19,7	81,8	4,4	4,79	9,2	33,3
<i>Alsophila setosa</i>	195	443	17,8	95,5	5,1	4,39	8,4	31,4
Não identificada	84	191	7,7	90,9	4,9	8,84	17,0	29,6
<i>Alchornea triplinervia</i>	40	91	3,6	68,2	3,7	4,30	8,3	15,6
<i>Cryptocarya mandioccana</i>	21	48	1,9	40,9	2,2	3,27	6,3	10,4
<i>Guatteria australis</i>	28	64	2,6	54,5	2,9	1,07	2,1	7,5
<i>Cedrela fissilis</i>	12	27	1,1	27,3	1,5	1,69	3,3	5,8
<i>Piptocarpha axillaris</i>	18	41	1,6	27,3	1,5	1,24	2,4	5,5
<i>Bathysa australis</i>	27	61	2,5	27,3	1,5	0,80	1,5	5,5
<i>Vernonanthura discolor</i>	10	23	0,9	27,3	1,5	1,59	3,1	5,4
<i>Cabralea canjerana</i>	17	39	1,6	40,9	2,2	0,77	1,5	5,2
<i>Actinostemon concolor</i>	31	70	2,8	22,7	1,2	0,41	0,8	4,8
<i>Myrsine umbellata</i>	22	50	2,0	31,8	1,7	0,39	0,7	4,5
<i>Ocotea catharinensis</i>	10	23	0,9	22,7	1,2	1,19	2,3	4,4
<i>Psychotria vellosiana</i>	17	39	1,6	27,3	1,5	0,65	1,2	4,3
<i>Cryptocarya aschersoniana</i>	5	11	0,5	22,7	1,2	0,97	1,9	3,5
<i>Cinnamomum glaziovii</i>	5	11	0,5	22,7	1,2	0,89	1,7	3,4
<i>Aspidosperma australe</i>	11	25	1,0	31,8	1,7	0,33	0,6	3,3
<i>Byrsonima ligustrifolia</i>	13	30	1,2	22,7	1,2	0,48	0,9	3,3
<i>Dicksonia sellowiana</i>	7	16	0,6	22,7	1,2	0,60	1,2	3,0
<i>Cupania vernalis</i>	7	16	0,6	22,7	1,2	0,56	1,1	2,9
<i>Euterpe edulis</i>	13	30	1,2	22,7	1,2	0,18	0,4	2,8
<i>Schefflera morototoni</i>	2	5	0,2	9,1	0,5	1,07	2,1	2,7
<i>Alchornea sidifolia</i>	6	14	0,5	27,3	1,5	0,35	0,7	2,7
<i>Casearia sylvestris</i>	9	20	0,8	27,3	1,5	0,14	0,3	2,6
<i>Ocotea odorifera</i>	6	14	0,5	22,7	1,2	0,34	0,7	2,4
<i>Clethra scabra</i>	7	16	0,6	18,2	1,0	0,39	0,8	2,4
<i>Mollinedia clavigera</i>	7	16	0,6	27,3	1,5	0,07	0,1	2,2
<i>Matayba elaeagnoides</i>	5	11	0,5	18,2	1,0	0,41	0,8	2,2
<i>Coccoloba warmingii</i>	6	14	0,5	13,6	0,7	0,36	0,7	2,0
<i>Ocotea bicolor</i>	4	9	0,4	13,6	0,7	0,45	0,9	2,0
<i>Mollinedia triflora</i>	7	16	0,6	18,2	1,0	0,16	0,3	1,9
<i>Myrcia splendens</i>	7	16	0,6	18,2	1,0	0,13	0,2	1,9
<i>Eugenia kleinii</i>	6	14	0,5	13,6	0,7	0,30	0,6	1,9
<i>Nectandra oppositifolia</i>	4	9	0,4	9,1	0,5	0,51	1,0	1,8
<i>Pouteria venosa</i>	2	5	0,2	4,5	0,2	0,64	1,2	1,7
<i>Laplacea fruticosa</i>	4	9	0,4	13,6	0,7	0,29	0,6	1,7
<i>Copaifera trapezifolia</i>	4	9	0,4	9,1	0,5	0,42	0,8	1,7
<i>Psychotria suterella</i>	6	14	0,5	18,2	1,0	0,05	0,1	1,6
<i>Sorocea bonplandii</i>	5	11	0,5	18,2	1,0	0,09	0,2	1,6
<i>Myrcia anacardiifolia</i>	5	11	0,5	18,2	1,0	0,07	0,1	1,6

<i>Miconia cabucu</i>	5	11	0,5	13,6	0,7	0,19	0,4	1,6
<i>Ilex dumosa</i>	6	14	0,5	13,6	0,7	0,12	0,2	1,5
<i>Casearia decandra</i>	4	9	0,4	13,6	0,7	0,22	0,4	1,5
<i>Clethra uleana</i>	3	7	0,3	9,1	0,5	0,36	0,7	1,5
<i>Aniba firmula</i>	5	11	0,5	9,1	0,5	0,21	0,4	1,3
<i>Schefflera angustissima</i>	4	9	0,4	13,6	0,7	0,11	0,2	1,3
<i>Myrceugenia myrcioides</i>	5	11	0,5	13,6	0,7	0,05	0,1	1,3
<i>Dendropanax</i> sp.	3	7	0,3	13,6	0,7	0,14	0,3	1,3
<i>Ocotea elegans</i>	3	7	0,3	13,6	0,7	0,11	0,2	1,2
<i>Ocotea pulchra</i>	3	7	0,3	9,1	0,5	0,22	0,4	1,2
<i>Posoqueria latifolia</i>	3	7	0,3	13,6	0,7	0,09	0,2	1,2
<i>Miconia pusilliflora</i>	4	9	0,4	13,6	0,7	0,04	0,1	1,2
<i>Miconia sellowiana</i>	4	9	0,4	13,6	0,7	0,03	0,1	1,2
<i>Cyathea corcovadensis</i>	5	11	0,5	9,1	0,5	0,09	0,2	1,1
<i>Eugenia burkartiana</i>	3	7	0,3	9,1	0,5	0,18	0,3	1,1
<i>Myrcia diaphana</i>	2	5	0,2	4,5	0,2	0,34	0,6	1,1
<i>Mollinedia schottiana</i>	3	7	0,3	13,6	0,7	0,03	0,1	1,1
<i>Eugenia handroana</i>	3	7	0,3	13,6	0,7	0,03	0,0	1,1
<i>Jacaranda micrantha</i>	3	7	0,3	13,6	0,7	0,03	0,0	1,1
<i>Myrsine coriacea</i>	3	7	0,3	9,1	0,5	0,14	0,3	1,0
<i>Eugenia verticillata</i>	2	5	0,2	9,1	0,5	0,19	0,4	1,0
<i>Cecropia glaziovii</i>	2	5	0,2	4,5	0,2	0,26	0,5	0,9
<i>Casearia obliqua</i>	3	7	0,3	9,1	0,5	0,08	0,2	0,9
<i>Solanum sanctae-catharinae</i>	2	5	0,2	9,1	0,5	0,10	0,2	0,9
<i>Maytenus gonoclada</i>	2	5	0,2	9,1	0,5	0,10	0,2	0,9
<i>Dalbergia brasiliensis</i>	2	5	0,2	9,1	0,5	0,09	0,2	0,9
<i>Endlicheria paniculata</i>	3	7	0,3	9,1	0,5	0,03	0,1	0,8
<i>Rudgea jasminoides</i>	3	7	0,3	9,1	0,5	0,03	0,1	0,8
<i>Cryptocarya</i> sp.	2	5	0,2	9,1	0,5	0,07	0,1	0,8
<i>Cinnamomum triplinerve</i>	2	5	0,2	9,1	0,5	0,06	0,1	0,8
<i>Ocotea silvestris</i>	2	5	0,2	9,1	0,5	0,06	0,1	0,8
<i>Trichilia pallens</i>	2	5	0,2	9,1	0,5	0,05	0,1	0,8
<i>Psidium longipetiolatum</i>	2	5	0,2	9,1	0,5	0,05	0,1	0,8
<i>Myrcia guianensis</i>	2	5	0,2	9,1	0,5	0,04	0,1	0,8
<i>Aspidosperma tomentosum</i>	1	2	0,1	4,5	0,2	0,21	0,4	0,7
<i>Ocotea lanata</i>	2	5	0,2	9,1	0,5	0,03	0,1	0,7
<i>Annona sylvatica</i>	2	5	0,2	9,1	0,5	0,03	0,1	0,7
<i>Tapirira guianensis</i>	2	5	0,2	9,1	0,5	0,02	0,0	0,7
<i>Vitex megapotamica</i>	2	5	0,2	9,1	0,5	0,01	0,0	0,7
<i>Guapira opposita</i>	2	5	0,2	4,5	0,2	0,14	0,3	0,7
<i>Ocotea nectandrifolia</i>	1	2	0,1	4,5	0,2	0,18	0,3	0,7
<i>Ocotea</i> sp.	1	2	0,1	4,5	0,2	0,17	0,3	0,7
<i>Ormosia arborea</i>	2	5	0,2	4,5	0,2	0,08	0,2	0,6
<i>Trichilia casaretti</i>	1	2	0,1	4,5	0,2	0,12	0,2	0,6
<i>Allophylus edulis</i>	2	5	0,2	4,5	0,2	0,07	0,1	0,6
<i>Plinia rivularis</i>	2	5	0,2	4,5	0,2	0,07	0,1	0,6
<i>Ilex microdonta</i>	1	2	0,1	4,5	0,2	0,12	0,2	0,6
<i>Annona neosericea</i>	1	2	0,1	4,5	0,2	0,09	0,2	0,5
<i>Phytolacca dioica</i>	1	2	0,1	4,5	0,2	0,08	0,2	0,5
<i>Roupala montana</i> var. <i>brasiliensis</i>	2	5	0,2	4,5	0,2	0,03	0,1	0,5
<i>Myrceugenia cucullata</i>	2	5	0,2	4,5	0,2	0,02	0,0	0,5
<i>Tetrorchidium rubrivenium</i>	2	5	0,2	4,5	0,2	0,02	0,0	0,5
<i>Inga sellowiana</i>	1	2	0,1	4,5	0,2	0,06	0,1	0,5
<i>Inga sessilis</i>	1	2	0,1	4,5	0,2	0,06	0,1	0,4
<i>Myrciaria floribunda</i>	1	2	0,1	4,5	0,2	0,05	0,1	0,4
<i>Marlierea silvatica</i>	1	2	0,1	4,5	0,2	0,04	0,1	0,4
<i>Eugenia</i> sp.	1	2	0,1	4,5	0,2	0,04	0,1	0,4
<i>Myrcia aethusa</i>	1	2	0,1	4,5	0,2	0,04	0,1	0,4

<i>Miconia tristis</i>	1	2	0,1	4,5	0,2	0,03	0,1	0,4
<i>Ilex paraguariensis</i>	1	2	0,1	4,5	0,2	0,03	0,1	0,4
<i>Ocotea glaziovii</i>	1	2	0,1	4,5	0,2	0,03	0,1	0,4
<i>Solanum</i> sp.	1	2	0,1	4,5	0,2	0,03	0,1	0,4
<i>Myrcia catharinensis</i>	1	2	0,1	4,5	0,2	0,03	0,1	0,4
<i>Symplocos tenuifolia</i>	1	2	0,1	4,5	0,2	0,02	0,05	0,4
<i>Cestrum intermedium</i>	1	2	0,1	4,5	0,2	0,02	0,05	0,4
<i>Ocotea puberula</i>	1	2	0,1	4,5	0,2	0,02	0,04	0,4
<i>Symplocos glandulosomarginata</i>	1	2	0,1	4,5	0,2	0,02	0,04	0,4
<i>Cinnamomum sellowianum</i>	1	2	0,1	4,5	0,2	0,02	0,04	0,4
<i>Myrsine loefgrenii</i>	1	2	0,1	4,5	0,2	0,02	0,04	0,4
<i>Nectandra grandiflora</i>	1	2	0,1	4,5	0,2	0,02	0,04	0,4
<i>Baccharis</i> sp.	1	2	0,1	4,5	0,2	0,02	0,04	0,4
<i>Esenbeckia grandiflora</i>	1	2	0,1	4,5	0,2	0,02	0,04	0,4
<i>Myrsine</i> sp.	1	2	0,1	4,5	0,2	0,02	0,04	0,4
<i>Eugenia platysema</i>	1	2	0,1	4,5	0,2	0,02	0,03	0,4
<i>Tibouchina pilosa</i>	1	2	0,1	4,5	0,2	0,01	0,03	0,4
<i>Aspidosperma parvifolium</i>	1	2	0,1	4,5	0,2	0,01	0,02	0,4
<i>Weinmannia paulliniifolia</i>	1	2	0,1	4,5	0,2	0,01	0,02	0,4
<i>Calyptanthes grandifolia</i>	1	2	0,1	4,5	0,2	0,01	0,02	0,4
<i>Cyathea delgadii</i>	1	2	0,1	4,5	0,2	0,01	0,02	0,4
<i>Faramea montevidensis</i>	1	2	0,1	4,5	0,2	0,01	0,02	0,4
<i>Mouriri chamissoana</i>	1	2	0,1	4,5	0,2	0,01	0,02	0,4
<i>Heteropterys aenea</i>	1	2	0,1	4,5	0,2	0,01	0,02	0,4
<i>Persea venosa</i>	1	2	0,1	4,5	0,2	0,01	0,02	0,4
<i>Prunus myrtifolia</i>	1	2	0,1	4,5	0,2	0,01	0,02	0,4
<i>Mollinedia uleana</i>	1	2	0,1	4,5	0,2	0,01	0,02	0,4
<i>Myrceugenia miersiana</i>	1	2	0,1	4,5	0,2	0,01	0,02	0,4
<i>Cordia concolor</i>	1	2	0,1	4,5	0,2	0,01	0,01	0,3
<i>Eugenia neoverrucosa</i>	1	2	0,1	4,5	0,2	0,01	0,01	0,3
<i>Myrcia pubipetala</i>	1	2	0,1	4,5	0,2	0,01	0,01	0,3
<i>Persea willdenovii</i>	1	2	0,1	4,5	0,2	0,01	0,01	0,3
<i>Erythroxylum amplifolium</i>	1	2	0,1	4,5	0,2	0,01	0,01	0,3
<i>Garcinia gardneriana</i>	1	2	0,1	4,5	0,2	0,01	0,01	0,3
<i>Lamanonia ternata</i>	1	2	0,1	4,5	0,2	0,01	0,01	0,3
<i>Ouratea parviflora</i>	1	2	0,1	4,5	0,2	0,01	0,01	0,3
<i>Myrceugenia ovalifolia</i>	1	2	0,1	4,5	0,2	0,01	0,01	0,3
<i>Myrcia dichrophylla</i>	1	2	0,1	4,5	0,2	0,01	0,01	0,3
<i>Myrcia hatschbachii</i>	1	2	0,1	4,5	0,2	0,01	0,01	0,3
<i>Annona emarginata</i>	1	2	0,1	4,5	0,2	0,01	0,01	0,3
<i>Ilex theezans</i>	1	2	0,1	4,5	0,2	0,01	0,01	0,3
<i>Miconia latecrenata</i>	1	2	0,1	4,5	0,2	0,005	0,01	0,3
<i>Myrceugenia venosa</i>	1	2	0,1	4,5	0,2	0,005	0,01	0,3
<i>Myrcia hebeptala</i>	1	2	0,1	4,5	0,2	0,005	0,01	0,3
<i>Ocotea teleiandra</i>	1	2	0,1	4,5	0,2	0,005	0,01	0,3
<b>Total</b>	<b>1.096</b>	<b>2.491</b>	<b>100,0</b>	<b>1.863,6</b>	<b>100,0</b>	<b>51,97</b>	<b>100,0</b>	<b>300,0</b>
<b>Tipo de solo / Espécie</b>	<b>n</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>VI</b>
<b>Neossolo Flúvico e Gleissolo Háplico</b>								
<i>Dicksonia sellowiana</i>	42	162	8,5	84,6	3,9	6,02	14,1	26,4
Não identificada	48	185	9,7	84,6	3,9	3,40	7,9	21,5
<i>Ocotea elegans</i>	12	46	2,4	61,5	2,8	4,77	11,1	16,4
<i>Cedrela fissilis</i>	13	50	2,6	61,5	2,8	2,38	5,6	11,0
<i>Ilex paraguariensis</i>	17	65	3,4	61,5	2,8	0,95	2,2	8,5
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	9	35	1,8	30,8	1,4	1,80	4,2	7,4
<i>Lafoensia vandelliana</i>	3	12	0,6	23,1	1,1	2,34	5,5	7,1
<i>Dalbergia frutescens</i>	19	73	3,8	30,8	1,4	0,69	1,6	6,9
<i>Sapium glandulosum</i>	9	35	1,8	38,5	1,8	1,13	2,6	6,2

<i>Alsophila setosa</i>	15	58	3,0	38,5	1,8	0,60	1,4	6,2
<i>Vitex megapotamica</i>	9	35	1,8	53,8	2,5	0,76	1,8	6,1
<i>Ocotea porosa</i>	6	23	1,2	15,4	0,7	1,48	3,5	5,4
<i>Myrcia splendens</i>	11	42	2,2	46,2	2,1	0,36	0,8	5,2
<i>Cyathea phalerata</i>	11	42	2,2	30,8	1,4	0,56	1,3	4,9
<i>Matayba elaeagnoides</i>	9	35	1,8	38,5	1,8	0,53	1,2	4,8
<i>Clethra scabra</i>	8	31	1,6	30,8	1,4	0,68	1,6	4,6
<i>Muelleria campestris</i>	10	38	2,0	23,1	1,1	0,62	1,5	4,5
<i>Myrceugenia venosa</i>	12	46	2,4	30,8	1,4	0,19	0,4	4,3
<i>Eugenia burkartiana</i>	7	27	1,4	46,2	2,1	0,25	0,6	4,1
<i>Myrceugenia sp.</i>	7	27	1,4	38,5	1,8	0,37	0,9	4,0
<i>Eugenia neoverrucosa</i>	9	35	1,8	38,5	1,8	0,18	0,4	4,0
<i>Vernonanthura discolor</i>	5	19	1,0	38,5	1,8	0,48	1,1	3,9
<i>Psychotria vellosiana</i>	6	23	1,2	23,1	1,1	0,57	1,3	3,6
<i>Jacaranda puberula</i>	8	31	1,6	23,1	1,1	0,34	0,8	3,5
<i>Senna multijuga</i>	7	27	1,4	30,8	1,4	0,24	0,6	3,4
<i>Myrceugenia ovalifolia</i>	4	15	0,8	23,1	1,1	0,42	1,0	2,9
<i>Ilex microdonta</i>	4	15	0,8	30,8	1,4	0,24	0,6	2,8
<i>Cyathea corcovadensis</i>	5	19	1,0	23,1	1,1	0,30	0,7	2,8
<i>Styrax leprosus</i>	6	23	1,2	15,4	0,7	0,36	0,8	2,8
<i>Ocotea puberula</i>	2	8	0,4	15,4	0,7	0,67	1,6	2,7
<i>Eugenia involucrata</i>	4	15	0,8	30,8	1,4	0,18	0,4	2,7
<i>Ilex dumosa</i>	4	15	0,8	30,8	1,4	0,17	0,4	2,6
<i>Cordia concolor</i>	4	15	0,8	23,1	1,1	0,28	0,7	2,5
<i>Miconia tristis</i>	5	19	1,0	23,1	1,1	0,18	0,4	2,5
<i>Myrcia venulosa</i>	4	15	0,8	23,1	1,1	0,26	0,6	2,5
<i>Myrciaria tenella</i>	5	19	1,0	23,1	1,1	0,16	0,4	2,4
<i>Myrcia diaphana</i>	2	8	0,4	15,4	0,7	0,52	1,2	2,3
<i>Inga vera</i>	4	15	0,8	23,1	1,1	0,19	0,5	2,3
<i>Eugenia handroana</i>	4	15	0,8	23,1	1,1	0,17	0,4	2,3
<i>Weinmannia paulliniifolia</i>	3	12	0,6	7,7	0,4	0,54	1,3	2,2
<i>Dalbergia brasiliensis</i>	3	12	0,6	23,1	1,1	0,23	0,5	2,2
<i>Lamanonia ternata</i>	4	15	0,8	15,4	0,7	0,29	0,7	2,2
<i>Ficus cestrifolia</i>	1	4	0,2	7,7	0,4	0,69	1,6	2,2
<i>Myrceugenia cucullata</i>	3	12	0,6	23,1	1,1	0,09	0,2	1,9
<i>Prunus myrtifolia</i>	3	12	0,6	15,4	0,7	0,21	0,5	1,8
<i>Cyathea hirsuta</i>	2	8	0,4	7,7	0,4	0,44	1,0	1,8
<i>Eugenia kleinii</i>	3	12	0,6	23,1	1,1	0,05	0,1	1,8
<i>Aniba firmula</i>	4	15	0,8	15,4	0,7	0,10	0,2	1,8
<i>Sloanea lasiocoma</i>	3	12	0,6	23,1	1,1	0,03	0,1	1,7
<i>Myrceugenia myrcioides</i>	4	15	0,8	15,4	0,7	0,08	0,2	1,7
<i>Pterocarpus rohrii</i>	2	8	0,4	15,4	0,7	0,21	0,5	1,6
<i>Alchornea triplinervia</i>	2	8	0,4	15,4	0,7	0,19	0,5	1,6
<i>Ocotea sp.</i>	2	8	0,4	7,7	0,4	0,34	0,8	1,6
<i>Citronella paniculata</i>	3	12	0,6	15,4	0,7	0,10	0,2	1,5
<i>Campomanesia reitziana</i>	3	12	0,6	15,4	0,7	0,08	0,2	1,5
<i>Trichilia casaretti</i>	2	8	0,4	15,4	0,7	0,15	0,3	1,5
<i>Guatteria australis</i>	3	12	0,6	15,4	0,7	0,04	0,1	1,4
<i>Myrceugenia miersiana</i>	3	12	0,6	15,4	0,7	0,03	0,1	1,4
<i>Mollinedia clavigera</i>	2	8	0,4	15,4	0,7	0,11	0,3	1,4
<i>Annona emarginata</i>	2	8	0,4	15,4	0,7	0,09	0,2	1,3
<i>Piptocarpha axillaris</i>	2	8	0,4	15,4	0,7	0,07	0,2	1,3
<i>Cryptocarya mandioccana</i>	1	4	0,2	7,7	0,4	0,31	0,7	1,3
<i>Piptocarpha angustifolia</i>	2	8	0,4	15,4	0,7	0,07	0,2	1,3
<i>Eugenia handroi</i>	2	8	0,4	15,4	0,7	0,06	0,1	1,3
<i>Casearia sylvestris</i>	2	8	0,4	15,4	0,7	0,06	0,1	1,2
<i>Miconia discolor</i>	2	8	0,4	15,4	0,7	0,05	0,1	1,2
<i>Myrcia anacardiifolia</i>	2	8	0,4	15,4	0,7	0,05	0,1	1,2

<i>Erythroxylum amplifolium</i>	2	8	0,4	15,4	0,7	0,04	0,1	1,2
<i>Allophylus edulis</i>	2	8	0,4	15,4	0,7	0,03	0,1	1,2
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	2	8	0,4	15,4	0,7	0,03	0,1	1,2
<i>Coccoloba warmingii</i>	2	8	0,4	15,4	0,7	0,03	0,1	1,2
<i>Nectandra grandiflora</i>	2	8	0,4	7,7	0,4	0,14	0,3	1,1
<i>Nectandra oppositifolia</i>	2	8	0,4	7,7	0,4	0,13	0,3	1,1
<i>Persea major</i>	1	4	0,2	7,7	0,4	0,22	0,5	1,1
<i>Inga sessilis</i>	1	4	0,2	7,7	0,4	0,20	0,5	1,0
<i>Myrsine</i> sp.	1	4	0,2	7,7	0,4	0,18	0,4	1,0
<i>Xylosma ciliatifolia</i>	2	8	0,4	7,7	0,4	0,09	0,2	1,0
<i>Myrciaria delicatula</i>	1	4	0,2	7,7	0,4	0,13	0,3	0,9
<i>Myrcia hatschbachii</i>	2	8	0,4	7,7	0,4	0,02	0,1	0,8
<i>Cabranea canjerana</i>	2	8	0,4	7,7	0,4	0,02	0,0	0,8
<i>Cryptocarya aschersoniana</i>	1	4	0,2	7,7	0,4	0,08	0,2	0,7
<i>Drimys brasiliensis</i>	1	4	0,2	7,7	0,4	0,06	0,1	0,7
<i>Ocotea glaziovii</i>	1	4	0,2	7,7	0,4	0,05	0,1	0,7
<i>Myrsine coriacea</i>	1	4	0,2	7,7	0,4	0,04	0,1	0,7
<i>Campomanesia guaviroba</i>	1	4	0,2	7,7	0,4	0,04	0,1	0,7
<i>Eugenia pluriflora</i>	1	4	0,2	7,7	0,4	0,04	0,1	0,7
<i>Mollinedia schottiana</i>	1	4	0,2	7,7	0,4	0,04	0,1	0,7
<i>Solanum pseudoquina</i>	1	4	0,2	7,7	0,4	0,04	0,1	0,7
<i>Myrciaria floribunda</i>	1	4	0,2	7,7	0,4	0,04	0,1	0,6
<i>Roupala montana</i> var. <i>brasiliensis</i>	1	4	0,2	7,7	0,4	0,04	0,1	0,6
<i>Myrsine umbellata</i>	1	4	0,2	7,7	0,4	0,04	0,1	0,6
<i>Plinia rivularis</i>	1	4	0,2	7,7	0,4	0,04	0,1	0,6
<i>Myrcia hebeptala</i>	1	4	0,2	7,7	0,4	0,03	0,1	0,6
<i>Ocotea pulchra</i>	1	4	0,2	7,7	0,4	0,03	0,1	0,6
<i>Schefflera morototoni</i>	1	4	0,2	7,7	0,4	0,03	0,1	0,6
<i>Myrceugenia glaucescens</i>	1	4	0,2	7,7	0,4	0,02	0,1	0,6
<i>Symplocos tenuifolia</i>	1	4	0,2	7,7	0,4	0,02	0,05	0,6
<i>Myrcia rupicola</i>	1	4	0,2	7,7	0,4	0,02	0,05	0,6
<i>Machaerium</i> sp.	1	4	0,2	7,7	0,4	0,02	0,04	0,6
<i>Cupania vernalis</i>	1	4	0,2	7,7	0,4	0,02	0,04	0,6
<i>Miconia pusilliflora</i>	1	4	0,2	7,7	0,4	0,02	0,04	0,6
<i>Euterpe edulis</i>	1	4	0,2	7,7	0,4	0,02	0,04	0,6
<i>Ocotea catharinensis</i>	1	4	0,2	7,7	0,4	0,02	0,04	0,6
<i>Ormosia arborea</i>	1	4	0,2	7,7	0,4	0,02	0,04	0,6
<i>Persea willdenovii</i>	1	4	0,2	7,7	0,4	0,02	0,04	0,6
<i>Seguiera langsdorffii</i>	1	4	0,2	7,7	0,4	0,02	0,04	0,6
<i>Ilex theezans</i>	1	4	0,2	7,7	0,4	0,01	0,03	0,6
<i>Mollinedia triflora</i>	1	4	0,2	7,7	0,4	0,01	0,03	0,6
<i>Eugenia nutans</i>	1	4	0,2	7,7	0,4	0,01	0,03	0,6
<i>Psidium longipetiolatum</i>	1	4	0,2	7,7	0,4	0,01	0,02	0,6
<i>Guapira opposita</i>	1	4	0,2	7,7	0,4	0,01	0,02	0,6
<i>Casearia decandra</i>	1	4	0,2	7,7	0,4	0,01	0,02	0,6
<i>Miconia budlejoides</i>	1	4	0,2	7,7	0,4	0,01	0,02	0,6
<i>Myrcia guianensis</i>	1	4	0,2	7,7	0,4	0,01	0,02	0,6
<i>Myrcia lajeana</i>	1	4	0,2	7,7	0,4	0,01	0,02	0,6
Total	496	1.908	100,0	2.169,2	100,0	42,77	100,0	300,0

## APÊNDICE 2

Parâmetros estruturais da vegetação arbórea em três ambientes de solos de uma Floresta Pluvial Subtropical, Faxinal do Bepe, Parque Nacional da Serra do Itajaí, Santa Catarina, Sul do Brasil.

Parâmetro	NL/NR n = 8	AVA/CH n = 22	NF/GH n = 13	$R^2$ ajust.	$H$	$F$	$p$
Número de espécies	16 <sup>b</sup>	19 <sup>b</sup>	22 <sup>a</sup>	0,10	-	3,3	<b>0,04</b>
DAP médio (cm)	12,12 <sup>a</sup>	13,64 <sup>a</sup>	13,88 <sup>a</sup>	0,05	-	2,2	0,12
DAP máximo (cm)	30,28 <sup>b</sup>	46,73 <sup>a</sup>	44,60 <sup>a</sup>	0,12	-	3,9	<b>0,03</b>
DAP mínimo (cm)	5,20 <sup>a</sup>	5,50 <sup>a</sup>	5,21 <sup>a</sup>	0,03	3,0	-	0,17
Variância DAP	49,00 <sup>a</sup>	81,60 <sup>a</sup>	85,29 <sup>a</sup>	0,02	-	1,5	0,23
Altura média (m)	6,3 <sup>a</sup>	6,3 <sup>a</sup>	6,8 <sup>a</sup>	0,03	-	1,7	0,20
Altura máxima (m)	12,2 <sup>b</sup>	16,6 <sup>a</sup>	13,2 <sup>a</sup>	0,01	9,4	-	<b>&lt;0,01</b>
Altura mínima (m)	3,0 <sup>a</sup>	2,1 <sup>b</sup>	2,4 <sup>ab</sup>	0,28	8,8	-	<b>&lt;0,01</b>
Variância altura	6,4 <sup>b</sup>	13,6 <sup>a</sup>	7,4 <sup>bc</sup>	0,03	13,2	-	<b>&lt;0,01</b>
Área basal (m <sup>2</sup> .ha <sup>-1</sup> )	29,33 <sup>c</sup>	51,97 <sup>a</sup>	42,77 <sup>b</sup>	0,21	-	6,7	<b>&lt;0,01</b>
Densidade árvores (ind.ha <sup>-1</sup> )	1.544 <sup>c</sup>	2.491 <sup>a</sup>	1.908 <sup>b</sup>	0,14	-	4,3	<b>0,02</b>
Densidade fustes (ind.ha <sup>-1</sup> )	48 <sup>a</sup>	67 <sup>a</sup>	41 <sup>a</sup>	0,07	-	2,5	0,10

NL/NR = Neossolo Litólico e Neossolo Regolítico; AVA/CH = Argissolo Vermelho-Amarelo e Cambissolo Háplico; NF/GH = Neossolo Flúvico e Gleissolo Háplico.  $H$  = valor da estatística Kruskal-Wallis,  $F$  = valor da estatística ANOVA. As médias seguidas pela mesma letra, na mesma linha, não diferem estatisticamente entre si ao nível de significância  $\alpha = 0,05$  pelos testes de Tukey-Kramer e Mann-Whitney.

## APÊNDICE 3

Lista com as espécies de mudas utilizadas nos plantios com alta diversidade, Faxinal do Bepe, Parque Nacional da Serra do Itajaí, Santa Catarina, Sul do Brasil.

Família	Espécie
Annonaceae	<i>Annona emarginata</i> (Schldtl.) H.Rainer <i>Annona neosericea</i> H.Rainer <i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil. <i>Guatteria australis</i> A.St.-Hil.
Apocynaceae	<i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart.
Arecaceae	<i>Euterpe edulis</i> Mart.
Clethraceae	<i>Clethra scabra</i> Pers.
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum umbu</i> Costa-Lima
Euphorbiaceae	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong
Fabaceae	<i>Copaifera trapezifolia</i> Hayne <i>Dalbergia brasiliensis</i> Vogel <i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton <i>Inga marginata</i> Willd. <i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart. <i>Inga vera</i> subsp. <i>affinis</i> (DC.) T.D.Penn. <i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby <i>Zollernia ilicifolia</i> (Brongn.) Vogel
Lamiaceae	<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke
Lauraceae	<i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez <i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr. <i>Nectandra grandiflora</i> Nees <i>Nectandra oppositifolia</i> Nees <i>Ocotea glaziovii</i> Mez <i>Ocotea porosa</i> (Nees & Mart.) Barroso <i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees
Lythraceae	<i>Lafoensia vandelliana</i> Cham. & Schtdl.
Melastomataceae	<i>Miconia cabucu</i> Hoehne
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart. <i>Cedrela fissilis</i> Vell.
Monimiaceae	<i>Mollinedia clavigera</i> Tul. <i>Mollinedia triflora</i> (Spreng.) Tul.
Moraceae	<i>Ficus luschnathiana</i> (Miq.) Miq.
Myrtaceae	<i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk. <i>Campomanesia reitziana</i> D.Legrand <i>Eugenia involucrata</i> DC. <i>Eugenia kleinii</i> D.Legrand <i>Eugenia neoverrucosa</i> Sobral <i>Eugenia speciosa</i> Cambess. <i>Eugenia stigmatica</i> DC. <i>Myrcia anacardiifolia</i> Gardner <i>Myrcia brasiliensis</i> Kiaersk. <i>Myrcia catharinensis</i> (D.Legrand) NicLugh. <i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg <i>Pimenta pseudocaryophyllus</i> (Gomes) Landrum <i>Psidium cattleianum</i> Sabine
Peraceae	<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.
Primulaceae	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.
Rosaceae	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.
Rubiaceae	<i>Alseis floribunda</i> Schott <i>Posoqueria latifolia</i> (Rudge) Schult. <i>Psychotria suterella</i> Müll.Arg.
Salicaceae	<i>Banara parviflora</i> (A.Gray) Benth. <i>Xylosma ciliatifolia</i> (Clos) Eichler
Sapindaceae	<i>Cupania vernalis</i> Cambess. <i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.
Solanaceae	<i>Solanum mauritianum</i> Scop. <i>Solanum sanctae-catharinae</i> Dunal

## APÊNDICE 4

Relação das 39 variáveis ambientais utilizadas na ordenação das espécies da regeneração natural de pastagens abandonadas, Faxinal do Bepe, Parque Nacional da Serra do Itajaí, Santa Catarina, Sul do Brasil. PAD = plantios com alta diversidade; PA = poleiros artificiais; RP = regeneração passiva; DP = desvio padrão.

Variáveis ambientais	PAD		PA		RP	
	Média	DP	Média	DP	Média	DP
P (mg/dm <sup>3</sup> )	1,45	0,20	1,11	0,10	1,11	0,34
M.O. (g/dm <sup>3</sup> )	20,00	3,48	24,40	3,74	20,07	3,15
COT (g/dm <sup>3</sup> )	11,67	2,02	14,20	2,11	11,53	2,00
pH CaCl <sup>2</sup>	3,79	0,18	3,80	0,07	3,83	0,14
pH SMP	4,96	0,36	4,61	0,11	4,78	0,21
K (mmolc/dm <sup>3</sup> )	0,65	0,23	0,45	0,11	1,04	0,46
Ca (mmolc/dm <sup>3</sup> )	2,73	1,22	3,67	2,16	5,27	2,15
Mg (mmolc/dm <sup>3</sup> )	2,40	0,83	2,53	0,64	3,80	2,14
Na (mmolc/dm <sup>3</sup> )	0,26	0,08	0,19	0,05	0,23	0,07
H <sup>o</sup> +Al <sup>3</sup> (mmolc/dm <sup>3</sup> )	134,73	50,90	184,53	20,05	156,87	36,20
Al <sup>3</sup> (mmolc/dm <sup>3</sup> )	51,07	26,39	65,33	14,42	58,87	14,11
H <sup>o</sup> (mmolc/dm <sup>3</sup> )	83,67	48,20	119,20	12,24	98,00	25,16
C.T.C. (mmolc/dm <sup>3</sup> )	140,77	50,09	191,37	19,36	167,21	35,95
S.B. (mmolc/dm <sup>3</sup> )	6,04	2,10	6,84	2,66	10,34	4,30
V (%)	5,07	3,22	3,53	1,51	6,33	2,92
m (%)	83,69	19,50	90,06	4,69	84,84	6,11
S (mg/dm <sup>3</sup> )	11,13	1,41	14,27	1,75	9,60	3,22
B (mg/dm <sup>3</sup> )	0,35	0,04	0,44	0,16	0,50	0,10
Cu (mg/dm <sup>3</sup> )	0,55	0,34	0,50	0,24	0,57	0,19
Fe (mg/dm <sup>3</sup> )	158,13	65,93	281,67	141,08	288,67	76,24
Mn (mg/dm <sup>3</sup> )	17,83	14,31	6,13	7,25	22,00	12,96
Zn (mg/dm <sup>3</sup> )	0,87	0,27	0,63	0,23	1,43	0,53
K na CTC (%)	0,55	0,32	0,23	0,09	0,65	0,28
Ca na CTC (%)	2,30	1,70	1,96	1,20	3,19	1,68
Mg na CTC (%)	1,98	1,29	1,35	0,37	3,69	5,26
Na na CTC (%)	0,20	0,08	0,09	0,03	0,14	0,05
Al na CTC (%)	37,78	12,22	33,90	5,45	35,38	4,43
H na CTC (%)	57,16	13,00	62,46	4,96	58,20	5,07
H+AL na CTC (%)	94,96	3,21	96,37	1,51	93,57	2,97
Ca/K	4,57	2,07	8,40	5,48	5,61	2,52
Ca/Mg	1,11	0,17	1,40	0,55	1,51	0,48
Mg/K	4,14	1,83	5,81	1,76	3,75	1,21
Argila (g/kg)	337,60	33,89	392,20	44,76	340,33	40,41
Silte (g/kg)	321,53	31,56	241,13	20,09	316,20	44,66
Areia (g/kg)	340,87	28,89	366,67	40,80	343,47	46,57
Elevação (m)	688,63	29,90	701,13	12,80	698,77	19,03
Declividade (°)	29,53	7,82	31,40	3,81	28,47	3,68
Distância fragmento (m)	83,65	25,46	174,35	25,86	79,45	23,31
Penetração (MPa)	0,73	0,37	0,86	0,21	0,71	0,17