

**CHAIANE RODRIGUES SCHNEIDER**

**AVALIAÇÃO DE BIOMONTES E A SUA INFLUÊNCIA NA REGENERAÇÃO  
NATURAL E NA PRESENÇA DA FAUNA, EM ÁREAS PÓS-COLHEITA DE *Pinus*  
spp. NA SERRA CATARINENSE, BRASIL**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-graduação em Engenharia Florestal, da Universidade do Estado de Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Engenharia Florestal.  
Orientadora: Dr.<sup>a</sup> Maria Raquel Kanieski  
Coorientador: Dr. Márcio Carlos Navroski

**Lages, SC**

**2018**

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

Rodrigues Schneider, Chaiane  
AVALIAÇÃO DE BIOMONTES E A SUA INFLUÊNCIA NA  
REGENERAÇÃO NATURAL E NA PRESENÇA DA FAUNA, EM  
ÁREAS PÓS-COLHEITA DE Pinus spp. NA SERRA  
CATARINENSE, BRASIL / Chaiane Rodrigues Schneider. -  
Lages , 2018.  
117 p.

Orientadora: Maria Raquel Kanieski  
Co-orientador: Márcio Carlos Navroski  
Dissertação (Mestrado) - Universidade do Estado  
de Santa Catarina, Centro de Ciências  
Agroveterinárias, Programa de Pós-Graduação em  
Engenharia Florestal, Lages, 2018.

1. Restauração. 2. Enleiramento de galharia. 3.  
Biodepositos. 4. Levantamento faunístico. 5.  
Fitossociologia da regeneração. I. Kanieski, Maria  
Raquel. II. Navroski, Márcio Carlos. , .III.  
Universidade do Estado de Santa Catarina, Centro de  
Ciências Agroveterinárias, Programa de Pós-Graduação  
em Engenharia Florestal. IV. Título.

**CHAIANE RODRIGUES SCHNEIDER**

**AVALIAÇÃO DE BIOMONTES E A SUA INFLUÊNCIA NA REGENERAÇÃO  
NATURAL E NA PRESENÇA DA FAUNA, EM ÁREAS PÓS-COLHEITA DE *Pinus*  
spp. NA SERRA CATARINENSE, BRASIL**

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

**Banca Examinadora**

Orientadora:



---

Prof. Drª Maria Raquel Kanieski  
UDESC, Lages - SC

Membros:



---

Prof. Drº Solon Jonas Longhi  
UFSM, Santa Maria - RS



---

Prof. Drº Enéas Ricardo Konzen  
UDESC, Lages - SC

**Lages, 20 de fevereiro de 2018.**



À ciência florestal e às guerreiras amazonas,  
mãe e irmã,  
Dedico.



## AGRADECIMENTOS

A Deus, que conduz as energias do universo, carinhosamente agradeço por toda oportunidade oferecida de plena saúde e companhias que nesta fase surgiram e acompanharam esse período de crescimento profissional e pessoal.

A minha família, em especial minha mãe Osvaldina Rodrigues e minha Irmã Shérly Rodrigues Schneider, que mesmo nas dificuldades vibraram com minhas conquistas e com perseverança sempre me apoiaram nas atividades pertinentes a pesquisa dedicando amor incondicional.

A Universidade do Estado de Santa Catarina – UDESC, pela oportunidade, atendimento e apoio neste estudo, assim como pelos veículos e motoristas oferecidos para os campos.

À professora Maria Raquel Kanieski, na qual acompanhou e aclarou dúvidas referentes à pesquisa, pela calma abordagem dos conteúdos e das novas situações que o trabalho acadêmico deste estudo originou e, ainda pelos conselhos declarados em prol de obter a melhor experiência acadêmica possível.

À profissional e dedicada Mireli Moura Pitz Floriani, que por diversos momentos acompanhou a desenvoltura de ideias referentes à esta pesquisa e fomentou a ideia desta, em prol da melhoria da ciência e amparo a nossa mãe terra.

Ao professor Pedro Higuchi, que prontamente auxiliou com tempo e conhecimento em algumas análises, sempre com dedicação e atenção que agregaram desenvoltura ao estudo.

Um agradecimento especial à empresa Klabin S/A, que ofereceu a fazenda Campina Grande para a realização desta pesquisa, que prontamente disponibilizaram auxílio financeiro para efetivação das atividades.

À empresa Sumatra Inteligência Ambiental, e seus representantes Vilmar Picinatto Filho e Max Farjallat Raffi, pela parceria e disponibilidade para idas a campo, bem como, disposição na identificação das espécies, transmitindo ciência ensinando, orientando e desta forma enriquecendo o presente trabalho.

Ao colega André Miers, pela prontidão com que acompanhou auxiliando no planejamento e na execução da instalação e atividades desta pesquisa, atendendo as expectativas de participação e dedicação.

Às alegrias que o mestrado me trouxe, os amigos: Gustavo Silva Oliveira, Maycon Thuan Saturnino da Silva, Ligiane Lissandrina Ongaratto, Loise Monique Pereira, Jéssica



Talheimer de Aguiar, Joseane Rocha, Laci Casagrande e Christiane Antunes pela amizade espontânea e permanente nos quais engrandeceram as experiências vivenciadas nesse período.

Aos colegas, Fernanda Cabreira de Oliveira, João Cristino, Gabriel Lourenço, Amanda Lemos, Daiany Martins, Eliana Turmina e demais participantes do Laboratório de Silvicultura e Restauração Florestal – LABSIRF, que direta ou indiretamente participaram da continuidade desta pesquisa, e principalmente aos que torceram para que o mesmo apresentasse grande valia para a ciência florestal.

Obrigada!



“O desafio do dever como profissional da Engenharia Florestal remete a prática justa de suas atividades com a natureza e a floresta. Ampara-la firmemente com orgulho e bravura, propiciando a perpetuidade da vida, não simboliza somente a sustentabilidade ambiental, mas também do próprio espírito.”

**(Chaiane Rodrigues Schneider)**



## RESUMO

Avaliação de biomontes e a sua influência na regeneração natural e na presença da fauna, em áreas pós-colheita de *Pinus* spp. na Serra Catarinense, Brasil. Neste trabalho introduz-se o termo biomontes, constituído de resíduos de biomassa florestal empilhados após as operações de colheita, e que apresentam impacto às empresas que estejam conduzindo projetos de restauração florestal em suas áreas, pela condução da regeneração natural. Neste sentido, o estudo objetivou determinar a influência dos biomontes na presença da regeneração natural e da fauna, em áreas de pós-colheita de *Pinus* spp., da Fazenda Campina Grande, no município de Correia Pinto, na Serra Catarinense, Brasil. O estudo foi conduzido em áreas de preservação permanente (APP's) em processo de restauração florestal pela condução da regeneração natural. A metodologia consistiu na instalação de 13 parcelas de área fixa e a medição de 28 biomontes. As parcelas de dimensões 10 m x 10 m para levantamento de indivíduos com altura total (ht)  $\geq$  1,30 m, foram subdivididas em parcelas de 5 m x 5 m para indivíduos com ht < 1,30 m. Nos biomontes foram coletados os diâmetros da base (DB) e as alturas da direita, central e esquerda (AD, AC, AE). Para todos os indivíduos foram avaliados: espécie, família, origem, risco de extinção, ciclo foliar, forma de vida, forma de dispersão, grupo ecológico, diâmetro de colo e altura total. O levantamento da fauna silvestre foi realizado por observação direta em seis pontos, considerando a mastofauna (armadilhas fotográficas) e avifauna (visualização em um raio máximo de 80 m). Foram determinados parâmetros fitossociológicos, índice de diversidade de Shannon e índice equabilidade de Pielou. Para os biomontes foram determinadas classes de tamanho com maior e menor regeneração. Nos resultados, dentre as espécies identificadas 64,40% são pioneiras, 45,76% arbóreas, 18,64% arbustivas e 20,33% subarbustivas, equivalente a maior diversidade de espécies arbóreas para as parcelas e maior equabilidade para as espécies arbóreas nos biomontes conforme os índices de diversidade avaliados. Na análise da fitossociologia e da dissimilaridade de Bray-Curtis evidenciou-se que quase metade das espécies são compartilhadas, ao mesmo que, exclusivas das comunidades formadas pelas parcelas e biomontes. Para mastofauna em ambas condições se destacou *Mazama gouazoubira*, já para avifauna, *Zonotrichia capensis*, *Leptotila verreauxi* e *Penelope obscura*. Conclui-se pela análise florística, fitossociológica, faunística e dimensional que os biomontes proporcionam um microclima superficial de umidade e temperatura, que favorece a germinação de determinadas espécies, além de disponibilizar gradualmente aos regenerantes do ambiente perturbado, nutrientes para seu desenvolvimento. Considera-se ainda, que as espécies foram dispersas pela avifauna, devido a percentagem de espécies vegetais com característica zoocórica (40,67%) e os baixos registros obtidos para a mastofauna nos biomontes. Sugere-se para os biomontes uma área de 140 m<sup>2</sup> e uma altura de 1,05 m, para favorecer o processo de regeneração. As dimensões desejadas para os biomontes, se incorporadas as práticas florestais, facilitam não somente a restauração das APP's, mas também as operações práticas das empresas florestais, que iniciam o processo de restauração, ao mesmo que, aumentam sua área efetiva de plantio.

**Palavras-chave:** Restauração. Enleiramento de galharia. Biodepositos. Levantamento faunístico. Fitossociologia da regeneração.



## ABSTRACT

Evaluation of biodeposits and their influence on natural regeneration and fauna presence in post-harvest areas of *Pinus* spp. in the Serra Catarinense, Brazil. Here we introduce the term biodeposits for the forest sciences, which consists of forest biomass residues stacked after harvesting, and which have an impact on companies that are conducting forest restoration projects in their areas, through the conduction of natural regeneration. In this sense, the study aimed to determine the influence of biodeposits in the presence of natural regeneration and fauna, in post-harvest areas of *Pinus* spp., Campina Grande farm, in the city of Correia Pinto, Serra Catarinense, Brazil. The study was conducted in areas of permanent preservation (APP's) in the process of forest restoration by conducting natural regeneration. The methodology consisted of the installation of 13 fixed area plots and the measurement of 28 biodeposits. The plots of 10 m x 10 meters dimensions for surveying individuals with total height (ht)  $\geq$  1.30 meters were subdivided into plots of 5 m x 5 meters for individuals with ht < 1.30 meters. In the biodeposits, the diameters of the base (DB) and the right, central and left heights (AD, AC, AE) were collected. All individuals were evaluated: species, family, origin, risk of extinction, leaf cycle, life form, dispersion form, ecological group, neck diameter and total height. The survey of wild fauna was carried out by direct observation in six points, considering the mastofauna (photographic traps) and avifauna (visualization in a maximum radius of 80 meters). Phytosociological parameters, Shannon diversity index and Pielou equability index were determined. For the biodeposits were determined size classes with higher and lower regeneration. In the results, among the identified species, 64.40% are pioneers, 45.76% are arboreal, 18.64% are shrubs and 20.33% are sub-shrubs, equivalent to a greater diversity of tree species for the plots, and greater equability for tree species biodeposits according to the diversity indexes evaluated. In the analysis of the phytosociology and the dissimilarity of Bray-Curtis it was evidenced that almost half of the species are shared, as well as, exclusive of the communities formed by the plots and biodeposits. For mastofauna in both conditions stood *Mazama gouazoubira*, already for avifauna, *Zonotrichia capensis*, *Leptotila verreauxi* and *Penelope obscura*. It is concluded by the floristic, phytosociological, faunistic and dimensional analysis that the biodeposits provide a superficial microclimate of humidity and temperature, which favors the germination of certain species, besides gradually providing the regenerants of the disturbed environment, nutrients for their development. It is also considered that the species were dispersed by the avifauna, due to the percentage of vegetal species with zoocorical characteristics (40.67%) and the low records obtained for the mastofauna in biodeposits. An area of 140 m<sup>2</sup> and a height of 1.05 m is suggested for biodeposits to favor the regeneration process. The desired biodeposits dimensions, when incorporated into forest practices, facilitate not only the restoration of APP's, but also the practical operations of forestry companies, which begin the process of restoration, while increasing their effective planting area.

**Key-words:** Restoration. Climbing of galleries. Biomontes. Wildlife survey. Phytosociology of regeneration.



## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 – Localização geográfica do município de Correia Pinto, na serra Catarinense, Brasil ..... 44
- Figura 2 – Disposição dos biomontes nas áreas pós-colheita de *Pinus* spp., em Correia Pinto, SC ..... 45
- Figura 3 – Identificação dos biomontes (A) e parcelas (B) nas áreas pós-colheita de *Pinus* spp., em Correia Pinto, SC ..... 47
- Figura 4 – Ilustração das dimensões coletadas para os biomontes (A, B) (DB: diâmetro da base; AE: altura da esquerda, AC: altura central, AD: altura da direita) e a localização da medição das alturas (C) e forma de medição periódica das alturas dos biomontes (D), em áreas pós-colheita de *Pinus* spp., em Correia Pinto, SC ..... 47
- Figura 5 – Armadilha fotográfica (A) utilizada e identificação da presença de rastros (B, C) deixados pela mastofauna em áreas pós-colheita de *Pinus* spp., em Correia Pinto, SC ..... 49
- Figura 6 – Curvas de Rarefação da riqueza de espécies vegetais presentes nos biomontes (A – primeira avaliação, C – última avaliação, 15 meses depois) e parcelas (B – primeira avaliação, D – última avaliação, 15 meses depois) avaliadas, 15 meses, em áreas pós-colheita de *Pinus* spp., em Correia Pinto, SC ..... 55
- Figura 7 – Representação dos indivíduos e espécies vegetais amostradas ao longo das 5 avaliações – 15 meses, em áreas pós-colheita de *Pinus* spp., em Correia Pinto, SC ..... 56
- Figura 8 – Disposição das alturas dos indivíduos das espécies vegetais amostrados nas parcelas (cor azul) e nos biomontes (cor salmão) e as alturas identificadas entre os biomontes e as parcelas (cor roxa), sendo eixo x altura e eixo y número de indivíduos, em áreas pós-colheita de *Pinus* spp., em Correia Pinto, SC ..... 57
- Figura 9 – Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) obtido pela dissimilaridade de Bray-Curtis, para os biomontes e parcelas, na avaliação 5, em áreas pós-colheita de *Pinus* spp., em Correia Pinto, SC ..... 73
- Figura 10 – Número de indivíduos e espécies e acumulação de espécies registradas para a mastofauna ao longo dos meses avaliados, em áreas pós-colheita de *Pinus* spp., em Correia Pinto, SC ..... 76
- Figura 11 – Espécies exóticas registradas *Lepus europaeus* (A) e *Sus scrofa* (B) nas parcelas em áreas pós-colheita de *Pinus* spp., em Correia Pinto, SC ..... 76
- Figura 12 – Espécie *Leopardus pardalis* identificada em perigo de extinção em Santa Catarina, registrada em ponto de Parcela em áreas pós-colheita de *Pinus* spp., em Correia Pinto, SC ..... 77



- Figura 13 – Padrão de atividade obtido para as espécies *Cerdocyum thous* (A), *Conepatus chinga* (B), *Salvator merianae* (C) e *Tamandua tetradactyla* (D) nas parcelas, em áreas pós-colheita de *Pinus* spp., em Correia Pinto, SC..... 78
- Figura 14 – Padrão de atividade obtido para a espécie *Mazama gouazoubira*, nas parcelas (A) e biomontes (B) em áreas pós-colheita de *Pinus* spp., em Correia Pinto, SC ..... 79
- Figura 15 – Registro da espécie *Mazama gouazoubira* (Veado-virá), alimentando-se no ponto instalado na Parcela em áreas pós-colheita de *Pinus* spp., em Correia Pinto, SC. 80
- Figura 16 – Espécie *Leopardus gutulus* em perigo de extinção em Santa Catarina, registrada em ponto de biomonte em áreas pós-colheita de *Pinus* spp., em Correia Pinto, SC... 81
- Figura 17 – Registro das espécies da avifauna identificadas *Zonotrichia capensis* (A), *Penelope obscura* (B), *Turdus rufiventris* (C) e *Leptotila verreauxi* (D) mais representativas nas parcelas, em áreas pós-colheita de *Pinus* spp., em Correia Pinto, SC..... 84
- Figura 18 – Registro das espécies da avifauna identificadas *Zonotrichia capensis* (A), *Rhynchotus rufescens* (B), *Turdus amaurochalinus* (C) e *Turdus rufiventris* (D) mais representativas nos biomontes, em áreas pós-colheita de *Pinus* spp., em Correia Pinto, SC ..... 85
- Figura 19 – Número de indivíduos e espécies e acumulação de espécies registradas para a avifauna ao longo dos meses avaliados, em áreas pós-colheita de *Pinus* spp., em Correia Pinto, SC ..... 86
- Figura 20 – Visualização dos biomontes na primeira avaliação (A) e última avaliação (B), em áreas de pós-coheita de *Pinus* spp., em Correia Pinto, SC..... 88



## LISTA DE QUADROS

- Quadro 1 – Expressões matemáticas para cada índice e parâmetro florístico e fitossociológico avaliado – índice de diversidade de Shannon-Wiener (**A**), índice de equabilidade de Pielou (**B**), densidade absoluta (**C**), densidade relativa (**D**), dominância absoluta (**E**), dominância relativa (**F**), frequência absoluta (**G**), frequência relativa (**H**), valor de importância (**I**) – em áreas pós-colheita de *Pinus* spp., em Correia Pinto, SC..... 51
- Quadro 2 – Expressões matemáticas para análise das dimensões dos biomontes avaliados – altura média (**A**), área do biomontes (**B**) e amplitude (**C**) – para determinação de seu tamanho ideal, em áreas pós-colheita de *Pinus* spp., em Correia Pinto, SC. 54



## LISTA DE TABELAS

- Tabela 1 – Espécies vegetais identificadas nos biomontes e parcelas incluindo as características ecológicas: **O** (origem) N= nativa, E= endêmica, X=exótica; **RE** (risco de extinção) NE= não avaliado, NT= quase ameaçada, CR= criticamente ameaçada, LC= menor preocupação; **C** (ciclo foliar) P= perene, D= decídua, SD= semidecídua; **FV** (forma de vida) A= arbórea, AB= arbustiva, SB= subarbustiva; **FD** (forma de dispersão) AM=anemocórica, AU= autocórica, BA= barocórica, ZO= zoocórica; **GE** (grupo ecológico) PI= pioneira, SI=secundária inicial, ST=secundária tardia, T=mais de um GE, em áreas pós-colheita de *Pinus* spp., em Correia Pinto, SC (Continua) ..59
- Tabela 2 – Índices de diversidade de Shannon (H') e equabilidade de Pielou (J), para as formas de vida dos indivíduos das espécies vegetais amostradas, em áreas pós-colheita de *Pinus* spp., em Correia Pinto, SC ..... 64
- Tabela 3 – Espécies vegetais mais representativas amostradas, de acordo com os parâmetros fitossociológicos avaliados (**DA**: densidade absoluta, **DoA**: dominância absoluta, **FA**: frequência absoluta, **VI**: valor de importância) nas cinco avaliações (15 meses) para as parcelas de dimensões 5 m x 5 m e 10 m x 10 m, em áreas pós-colheita de *Pinus* spp., em Correia Pinto, SC ..... 67
- Tabela 4 – Espécies vegetais mais representativas amostradas, de acordo com os parâmetros fitossociológicos avaliados (**DA**: densidade absoluta, **DoA**: dominância absoluta, **FA**: frequência absoluta, **VI**: valor de importância) nas cinco avaliações (15 meses) para os biomontes, em áreas pós-colheita de *Pinus* spp., em Correia Pinto, SC... 70
- Tabela 5 – Identificação das espécies da mastofauna pelo **P** (porte); **I** (risco de extinção IUNC), NA: não ameaçada; LC: menos preocupante; VU: vulnerável; EN: em perigo; **C** (risco de extinção CONSEMA/SC); **%P**, **%B**: percentagem de ind./sp. da mastofauna nas parcelas e biomontes, em áreas pós-colheita de *Pinus* spp., em Correia Pinto, SC..... 75
- Tabela 6 – Identificação das espécies da avifauna pelo **P** (porte); **I** (risco de extinção IUNC) LC: menos preocupante; NT: quase ameaçada; **%P**, **%B**: percentagem de ind./sp. da avifauna nas parcelas e biomontes, em áreas pós-colheita de *Pinus* spp., em Correia Pinto, SC (Continua)..... 82
- Tabela 7 – Dimensões obtidas na definição das classes para o diâmetro da base e a média das Alturas dos biomontes avaliados em áreas pós-colheita de *Pinus* spp., em Correia Pinto, SC ..... 87
- Tabela 8 – Espécies e indivíduos amostrados nas diferentes localizações no biomonte, em áreas de pós-colheita de *Pinus* spp., em Correia Pinto, SC ..... 88
- Tabela 9 – Distribuição das classes para as medidas de diâmetro e altura dos biomontes, em áreas pós-colheita de *Pinus* spp., em Correia Pinto, SC..... 89



## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>29</b>
1.3	OBJETIVOS .....	31
<b>1.3.1</b>	<b>Objetivo geral.....</b>	<b>31</b>
<b>1.3.2</b>	<b>Objetivos específicos.....</b>	<b>31</b>
1.4	HIPÓTESES .....	31
<b>2</b>	<b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>32</b>
2.1	DEGRADAÇÃO E RESTAURAÇÃO FLORESTAL .....	32
2.2	REGENERAÇÃO NATURAL.....	35
2.3	BIOMASSA FLORESTAL DE <i>PINUS</i> SPP. E ENLEIRAMENTO DE GALHARIA .....	38
2.4	FAUNA SILVESTRE NO PROCESSO DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL ...	40
<b>3</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>44</b>
3.1	ÁREA DE ESTUDO.....	44
3.2	COLETA DE DADOS .....	46
<b>3.2.1</b>	<b>Levantamento florístico.....</b>	<b>46</b>
<b>3.2.2</b>	<b>Levantamento Faunístico.....</b>	<b>49</b>
3.3	ANÁLISE DOS DADOS .....	50
<b>3.3.1</b>	<b>Análise florística e fitossociológica .....</b>	<b>50</b>
<b>3.3.2</b>	<b>Dissimilaridade de Bray-Curtis.....</b>	<b>52</b>
<b>3.3.3</b>	<b>Análise da fauna.....</b>	<b>53</b>
<b>3.3.4</b>	<b>Análise dimensional dos biomontes.....</b>	<b>53</b>
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	55
4.1	ANÁLISE FLORÍSTICA .....	55
<b>4.1.1</b>	<b>Análise da Riqueza .....</b>	<b>55</b>
<b>4.1.2</b>	<b>Diversidade de espécies .....</b>	<b>63</b>
4.2	ANÁLISE FITOSSOCIOLOGICA .....	66
<b>4.2.1</b>	<b>Parcelas .....</b>	<b>66</b>
<b>4.2.2</b>	<b>Biomontes .....</b>	<b>70</b>
4.3	DISSIMILARIDADE DE BRAY-CURTIS .....	72
4.4	LEVANTAMENTO DA FAUNA SILVESTRE .....	74
<b>4.4.1</b>	<b>Mastofauna.....</b>	<b>74</b>
<b>4.4.2</b>	<b>Avifauna .....</b>	<b>81</b>



4.5	ANÁLISE DIMENSIONAL DOS BIOMONTES.....	87
<b>4.5.1</b>	<b>Características dinâmicas dos biomontes.....</b>	<b>87</b>
<b>4.5.2</b>	<b>Tamanho ideal dos biomontes .....</b>	<b>89</b>
<b>5</b>	<b>CONCLUSÕES.....</b>	<b>91</b>
5.1	RECOMENDAÇÕES.....	91
	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>92</b>
	<b>APÊNDICE A .....</b>	<b>116</b>
	<b>ANEXO A.....</b>	<b>117</b>



“Tentamos proteger a árvore, esquecidos de que ela é que nos protege. (Carlos Drummond de Andrade)

## 1 INTRODUÇÃO

Em virtude da grande demanda histórica e atual pelos recursos naturais, investigar a dinâmica das florestas e a estruturação de sua formação é essencial para projetar o acervo futuro de recursos que as formações florestais podem fornecer. Neste sentido, é preciso garantir que as florestas degradadas sejam reestruturadas e conduzidas a sua restauração para suprir essas demandas.

Em especial ao considerar o bioma da Mata Atlântica, é preciso apoiar e engajar a restauração de seus ambientes degradados, tanto pela vasta quantidade de espécies conhecidas e utilizadas comercial e ecologicamente, além da considerável coleção de áreas degradadas deste bioma, principalmente por consequência da expansão urbana.

No início deste processo de restauração de uma floresta, evidentemente é de grande importância a rápida cobertura do solo com a vegetação, preferindo-se a presença de elevada riqueza de espécies, embora existam técnicas aplicáveis naturalmente pela condução da regeneração. Ecologicamente, a restauração pela regeneração natural é um processo complexo, pois na maioria das vezes, essas áreas apresentavam plantios florestais ou agrícolas, que diminuem seu potencial de reestruturação da vegetação.

No entanto, avaliar a regeneração natural de plantas nativas sob plantios de árvores exóticas demonstram que as plantações florestais podem ser, por vezes, redutos de biodiversidade (VIANI; DURIGAN; MELO, 2010). Na perspectiva dos plantios florestais, por apresentarem características de ciclo longo e um ambiente interno diferente de outras atividades, como agrícolas, adicionalmente à reduzida aplicação de pesticidas e aditivos químicos; estes têm se mostrado ambientes mais permeáveis para a flora e a fauna (CARNUS et al., 2006). Neste sentido, a avaliação da regeneração natural conduz à necessidade de se rever as plantações florestais e seu manejo pelo prisma de ciências contemporâneas, como a biologia da conservação, a ecologia da paisagem e a ecologia da restauração (VIANI; DURIGAN; MELO, 2010).

Dentre os povoamentos florestais implantados no Brasil nas últimas décadas, muitos ocuparam áreas consideradas de preservação permanente. Por ocasião da rotação dessas florestas e em atendimento às determinações legais - Lei nº12.651/2012, na qual estabelece que: “Tendo ocorrido supressão de vegetação situada em Área de Preservação Permanente, o

proprietário da área, [...] é obrigado a promover a recomposição da vegetação [...]” (BRASIL, 2012) - os proprietários necessitam efetivar a restauração da vegetação natural nessas áreas.

Em geral os métodos de restauração têm contemplado apenas o seu isolamento e plantio de mudas, como usualmente feito (SCHORN et al., 2010). Isto porquê, a condução da regeneração natural, por exigir menos mão de obra e insumos, reduz o custo de implantação de uma floresta de proteção (BOTELHO; DAVIDE, 2002).

Como alternativa de recomposição da vegetação também são citadas pela literatura as técnicas de nucleação. O enleiramento de galharia é uma dessas técnicas utilizadas e, segundo Bechara (2006), consiste na formação de pilhas de biomassa florestal, como galhos, tocos, caules de rebrotas, etc. Essa matéria orgânica afeta diretamente as características do solo melhorando a composição química, biológica e estrutural, propiciando a recuperação do ambiente, além de servir como abrigo para pequenos animais (BAYER; MIELNICZUK, 1999, REIS et al., 2003).

Todavia, a biomassa florestal também apresenta outras finalidades como, por exemplo, a geração de energia. Estima-se que o setor florestal é responsável por 7,3% das exportações totais do país, além de movimentar US\$ 7.198.474.486 em 2006 na geração de energia para o país (SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES FLORESTAIS – SNIF, 2017). Porém, segundo Wiecheteck (2009), somente é viável economicamente o reaproveitamento de biomassa para produção de energia, desde que a distância máxima entre a área de colheita e a área de estocagem da indústria seja de no máximo 50 km.

Devido à inviabilidade de aproveitamento desse material a longas distâncias, muitas empresas, no momento da colheita com auxílio de tratores florestais, empilham resíduos de biomassa (galhos, tocos, troncos), em forma de biomontes à beira dos talhões, atingindo muitas vezes áreas de grande importância ecológica, como as áreas de preservação permanente (APP's). Vale lembrar que, nos plantios florestais, é permitida a disposição de biomontes nas proximidades das APP's, no entanto, não existe legislação, tampouco estudos que definam a quantidade ideal a ser disposta.

Desta forma, guiando-se por outros estudos (VIANI; DURIGAN; MELO, 2010; SCHORN et al., 2010; CARNUS et al., 2006), considerando a dificuldade atual das empresas florestais referente a essa temática, além do incipiente conhecimento sobre a biomassa deixada nos talhões no que se refere à preservação do meio ambiente, questiona-se de que maneira a presença dos biomontes nas APP's pode favorecer ou inibir o desenvolvimento da regeneração natural para restauração florestal.

Diante desta problemática, necessita-se encontrar uma forma de melhor dispor os biomontes, o que pode contribuir não somente para a preservação do meio-ambiente, mas também facilitar as operações de campo de colheitas florestais.

### 1.3 OBJETIVOS

#### 1.3.1 Objetivo geral

Esta pesquisa objetiva determinar a influência dos biomontes na presença da regeneração natural e da fauna, em áreas de pós-colheita de *Pinus* spp., da Fazenda Campina Grande, no município de Correia Pinto, Serra Catarinense, Brasil.

#### 1.3.2 Objetivos específicos

- Identificar a flora e a fauna existentes nas áreas de preservação permanente (APP's) das parcelas e dos biomontes;
- Verificar as potencialidades das espécies da flora e fauna na regeneração natural;
- Comparar as comunidades vegetais e animais presentes nas parcelas e nos biomontes;
- Determinar um tamanho ideal para uso alternativo dos biomontes.

### 1.4 HIPÓTESES

O presente estudo orientou-se pelas seguintes suposições para a presença e uso dos biomontes na restauração florestal:

- As espécies vegetais presentes nas comunidades das parcelas e dos biomontes não são similares;
- A presença de espécies animais da mastofauna e avifauna é menor nos biomontes que nas parcelas;
- Os biomontes, com dimensões específicas estabelecidas, apresentam impactos positivos no processo de regeneração natural para restauração florestal de áreas de mata ciliar.

“A natureza é o único livro que oferece um conteúdo valioso em todas as suas folhas”. (Johann Goethe)

## 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1 DEGRADAÇÃO E RESTAURAÇÃO FLORESTAL

Devido a um processo histórico de ocupação de terras e expansão das fronteiras agrícolas, que destruíram as formações vegetais originais (NAVE, 1999; SICSÚ; LIMA, 2000; RODRIGUES; GANDOLFI, 2004), todas as formações florestais brasileiras enfrentam males em comum: a diminuição de sua biodiversidade e funções ecológicas. Um exemplo claro é a Mata Atlântica que, apesar de ser um dos biomas florestais mais ricos em biodiversidade do mundo, restam somente 7% de sua vegetação original (SOS MATA ATLÂNTICA, 2010).

A destruição das formações vegetais é basicamente associada à ocupação do solo para a produção agropecuária, que colocou à disposição grande quantidade de madeira a baixo custo (BALZON; SILVA; SANTOS, 2004). Assim, com o tempo, as ações antrópicas variaram, crescendo atividades imobiliárias, de mineração, energéticas e industriais urbanas.

Como consequência destas atividades, têm-se a degradação ambiental, que envolve principalmente a redução dos potenciais dos recursos renováveis e não renováveis. Por isto, a área degradada está relacionada tanto com o solo, como também compreende a água, ar e os organismos (KOBİYAMA; MINELLA; FABRIS, 2001; ARAÚJO; ALMEIDA; GUERRA, 2007). Essa redução dos potenciais ambientais pode ocasionar alterações irreversíveis, na forma, na dinâmica e, principalmente, na qualidade do ambiente, não afetando somente sua composição florística, mas também interfere na presença da fauna e dos processos hídricos que anteriormente ocorriam sem distúrbios (SOS MATA ATLÂNTICA, 2009; BALZON; SILVA; SANTOS, 2004; CHAZDON, 2003).

Entende-se por degradação a destruição e/ou remoção da vegetação, fauna e camada superficial do solo, bem como alterações da qualidade e regime de vazão do sistema hidrológico (INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS – IBAMA, 1990). Parrota (1992) relatou que uma área degradada se caracteriza de solos empobrecidos e erodidos, que apresentam instabilidade hidrológica, produtividade primária e diversidade biológica reduzida. Portanto, considera-se área degradada toda aquela que sofreu alteração na sua dinâmica e que não consegue recuperar-se naturalmente (ARAÚJO; ALMEIDA; GUERRA, 2007).

As formas de degradação são muito variáveis, podendo destruir totalmente ecossistemas ou apenas as populações localizadas em seu entorno, ocorrendo perda de parte das camadas superficiais ou perda total do solo (REIS et al., 2006). Diante destas variações, os níveis de degradação podem levar a uma quase total perda da resiliência ou apenas comprometer a sua intensidade (ARAÚJO; ALMEIDA; GUERRA, 2007).

O conjunto de ações que objetivam desde o estabelecimento mínimo dos processos ecológicos de uma área, até o retorno ao seu estado mais próximo do original, é chamado de recuperação, recomposição, dentre outros. Essas diferentes terminologias estão descritas em trabalhos científicos, relatórios técnicos e até mesmo na legislação e podem variar de acordo com o resultado ambiental esperado para a área e com as metodologias praticadas (SILVA, 2012).

Anteriormente, segundo o Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC, a possibilidade de manejo da paisagem, com a finalidade de minimizar os efeitos dos processos de degradação, era chamada de recuperação e, definia-se restauração o retorno completo do ambiente degradado às condições originais do ecossistema, englobando aspectos bióticos e abióticos, funções ecológicas, diversidade, etc (BRASIL, 2000; ENGEL; PARROTA, 2003). E, por esse motivo, os processos que tentavam reproduzir este cenário de florestas clímax ocasionava o aumento dos custos de implantação dos projetos de restauração (NAVE, 2005).

Contudo, essa definição tornou-se inviável, visto que é impossível o retorno completo do ambiente degradado às suas condições originais. Evidentemente, cada um dos elementos que compõe um ecossistema, se considerar o ponto de vista ecológico, sempre será desigual ao que já foi, pois, cada componente, seja ele hidrológico, da flora, da fauna e até mesmo do solo e do ar estão em constante transformação.

Desta forma, o conceito atual sobre restauração ecológica é o processo de ajudar no reestabelecimento de um ecossistema degradado, danificado ou destruído considerando o mínimo de variabilidade na estrutura e no funcionamento dos processos ecológicos incorporando seus valores ecológicos, econômicos e sociais (SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION – SER, 2004). Portanto, não possui o significado de recuperação integral dos ecossistemas naturais e, sim, de recriar as comunidades em que os processos ecológicos que mantêm a biodiversidade tenham sido desencadeados (RODRIGUES; GANDOLFI, 2000; ENGEL; PARROTA, 2003).

É preciso restituir condições de interação entre esses fatores bióticos e abióticos para que a restauração florestal seja obtida. Para isso, deve-se atentar para o incremento temporal da diversidade de espécies, as formas de vida e características da regeneração natural, indicadora

do funcionamento da comunidade para restabelecimento da sucessão ecológica (VENTUROLI; FELFILI; FAGG, 2011; KAGEYAMA; GANDARA, 2000, GANDOLFI; RODRIGUES, 2007; ARAÚJO; SANTOS; COELHO, 2016).

Além da busca pela semelhança com o ambiente que anteriormente ocupava a área degradada, é necessário ainda que seja possível obter a estabilidade do ambiente, no que se refere a resiliência, persistência, resistência e variabilidade (EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA, 2005, ARAÚJO et al., 2005; ALMEIDA, 2016).

Trata-se de um processo lento e torna-se necessária a escolha de plantas com boa capacidade de crescimento e desenvolvimento em ambientes degradados, bem como, o uso de práticas de manejo do solo que favoreçam sua recuperação (ALVES; SUZUKI; SUZUKI, 2007).

Várias técnicas foram desenvolvidas para execução deste processo, envolvendo desde a indução da regeneração natural até o plantio de mudas, podendo ser pelo método de nucleação. Reis, Zambonin e Nakazono (1999); Kageyama e Gandara (2000), sugeriram a formação de pequenos núcleos nos quais são colocadas plantas de distintas formas de vida (ervas, arbustos, lianas e árvores), geralmente com precocidade para florirem e frutificarem de forma a atraírem predadores, polinizadores, dispersores e decompositores para os núcleos formados. Isso gera, rapidamente, condições de adaptação e reprodução de outros organismos.

O emprego de várias técnicas nucleadoras, juntas, produzem uma diversidade de fluxos naturais na área degradada (ESPÍNDOLA et al., 2005) aumentando a conectividade da paisagem (REIS et al., 2010). Além de apresentarem baixo custo, o processo de restauração deve ser gradual e longo e, para que haja sucesso na atividade de restauração é necessário monitorar e estudar as áreas, a fim de proporcionar a criação de referenciais teóricos para futuras atividades de recuperação de áreas degradadas e permitir corrigir e melhorar os procedimentos.

Neste sentido, dentre as técnicas de recuperação de áreas degradadas desenvolvidas para tal finalidade, existe um ponto em comum: preconizam o desenvolvimento da vegetação da área pelos estágios sucessionais. Nesse contexto, nas décadas de 1980 e 1990 as pesquisas voltadas para a restauração de áreas degradadas se basearam, em suma, na avaliação dos modelos ou técnicas com a combinação de diferentes espécies de acordo com seus grupos sucessionais (RODRIGUES; LEITÃO FILHO; CRESTANA, 1992; DURIGAN; NOGUEIRA, 1990; BARBOSA, 2000).

Em um projeto de recuperação de áreas degradadas, com base na sucessão florestal, as plantas pioneiras são as primeiras a se estabelecer, também denominadas de espécies

facilitadoras, elas ajudam no processo na fase inicial em que altera as condições de uma comunidade de modo que as espécies subsequentes tenham maior facilidade de estabelecimento, pois, modificam o local o suficiente para que as plantas em estágios sucessionais ganhem suporte (RICKLEFS, 1996; MABBERLEY, 1992).

Desta forma as bases da ecologia de ecossistemas tropicais permitem que, os programas de restauração florestal, sejam realizados buscando a implantação de padrões semelhantes aos da sucessão ecológica, favorecendo os mecanismos naturais de reação da natureza aos diferentes graus de perturbação (FRANCO et al., 1992).

## 2.2 REGENERAÇÃO NATURAL

Uma das alternativas para a recomposição da vegetação, no processo de restauração florestal, é a condução da regeneração natural que, em muitos casos, apresenta-se como uma das alternativas mais promissoras, em função dos aspectos ecológicos, silviculturais e econômicos (ALVARENGA; BOTELHO; PEREIRA, 2006).

Na restauração florestal pela regeneração natural, também chamada de restauração passiva, não são usadas técnicas de plantio ou outras intervenções silviculturais, sendo este o meio mais econômico de restauração, pois estão ausentes os custos com a produção e/ou, compra de mudas, mão de obra, insumos e manutenção do plantio (MARTINS et al., 2014), tornando o manejo da regeneração natural um processo com grande potencial em função também dos resultados em termos de diversidade e restauração dos processos ecológicos obtidos (RODRIGUES; GANDOLFI, 2000).

Estimular ou conduzir a regeneração natural é um importante método de restaurar a vegetação nativa, pois permite que as espécies de outras formas de vida que não somente a arbórea sejam incorporadas à área, aumentando a representatividade florística e genética das formações vegetais em restauração, com maior probabilidade de sucesso (MARTINS, 2013).

Neste contexto, a intensidade da regeneração natural vai depender da extensão, do histórico e do tipo de perturbação na área onde se encontram as fontes produtoras de propágulos, da disponibilidade de agentes dispersores e da redução dos fatores de perturbação que atuam no local (TORIOLA; CHAREURE; BUTLER, 1998; RODRIGUES; GANDOLFI, 2000; NAVE, 2005).

Outros estudos já observaram que a velocidade e direção do processo de regeneração natural de determinada área está condicionada ao tipo de impacto inicial e também a outros fatores determinantes. Dentre esses fatores foram citadas as plântulas e brotações, o banco de

sementes presentes no solo e as sementes introduzidas na área (WHITMORE, 1984; HARPER, 1977; UHL; CLARK; CLARK, 1982).

As áreas degradadas podem vir a se recuperar naturalmente por meio de processos sucessionais, porém, é necessário que exista uma matriz com fauna e fragmentos permeáveis à dispersão, ou seja, presença de fontes de propágulos (MAGNAGO et al., 2012). Essas fontes de propágulos, adicionalmente com o banco de sementes, histórico da área, presença de dispersores, exposição do relevo, condicionamento do substrato e presença de espécies problemáticas influenciam diretamente nos processos sucessionais e essas circunstâncias relatam a resiliência do ecossistema e a restauração poderá fazer-se naturalmente (MARTINS, 2009).

O estabelecimento rápido de uma comunidade vegetal herbácea, formada por gramíneas e ervas ruderais caracteriza o início do processo de regeneração natural de áreas abertas (LEAL FILHO; SANTOS; ROCHA, 2010). Esse recobrimento vegetativo modifica sensivelmente o microclima superficial, reduzindo as variações de umidade e temperatura do solo. Esta ação isolante relaciona-se aos processos de redução da coesão aparente do solo pela quebra de agregados e pelo enfraquecimento da estruturação devido a variações na temperatura, especialmente após serem submetidos a ciclos de oscilações térmicas por períodos de tempo mais longos (MAHÉ, 2011).

Diante dos fatores desse processo, o estudo da regeneração natural permite a realização de previsões sobre o comportamento e desenvolvimento futuro da floresta, pois fornece a relação e a quantidade de espécies que constituem determinada área, bem como suas dimensões e distribuição na área (CARVALHO, 1982). E, por esse motivo, as previsões são realizadas por meio de parâmetros fitossociológicos, representando a estrutura da regeneração natural, podendo expressar a densidade, frequência e dominância dos indivíduos de uma espécie ou da floresta em termos absolutos e relativos, além do valor de importância para determinada espécie da regeneração natural (CURTIS; McINTOSH, 1951; FINOL, 1971).

No que se refere à diversidade de espécies encontradas nessas áreas de regeneração natural, a maneira mais comum consiste simplesmente na identificação do número de espécies que temos numa determinada comunidade ou área de interesse, ou seja, envolvem a abundância relativa de cada espécie na amostra. Os índices mais conhecidos são o de Shannon e o de Simpson (SOUZA; SOARES, 2013).

Viani, Durigan e Melo (2010) na compilação dos principais resultados de estudos que trataram da regeneração natural sob plantios florestais, observaram que os resultados são heterogêneos, indicando que fatores históricos e ambientais de cada área influenciaram direta ou indiretamente a riqueza, a densidade e a estrutura da regeneração natural sob os plantios. No

entanto, a ideia reforçada é de que plantios florestais comerciais podem funcionar como redutos da biodiversidade, para alguns grupos de seres vivos e, também como facilitadores da restauração ecológica de florestas nativas. Os autores recomendaram a realização de estudos experimentais quanto aos fatores específicos que influenciam a dinâmica da regeneração natural sob os plantios e sistemas de manejo que proporcionem uma combinação ótima de produção e conservação da biodiversidade.

Schorn et al. (2010), na avaliação dos efeitos de diferentes técnicas para indução da regeneração natural em uma área de preservação permanente, após corte final de um povoamento de *Pinus elliottii* Engelm. no município de Rio Negrinho, SC, encontraram que *Solanum variable* Mart., *Baccharis uncinella* DC. e *Symphyopappus compressus* (Gardner) B. L. Rob. (*Eupatorium compressum* Gardner) foram as espécies de maior frequência, densidade e importância, assim como determinaram que a densidade, a diversidade e riqueza de espécies são consideradas as variáveis mais adequadas para a avaliação da restauração ecológica nesses locais. Com o abandono da área os resultados sugerem que o uso anterior da área com reflorestamento de *Pinus elliottii* Engelm., especificamente, reduz consideravelmente o banco de sementes no solo e conseqüentemente a sua resiliência.

No entanto, no mesmo período, Modna, Durigan e Vital (2010), na avaliação da comunidade nativa de regeneração em plantios de *Pinus elliottii* Engelm. em mata ciliar em região de Cerrado, Assis, SP, observaram que a densidade das plantas em regeneração, bem como a riqueza e diversidade de espécies foram maiores quanto maior a densidade das árvores de *Pinus*, demonstrando que, até onze anos após o plantio, as árvores da espécie exótica facilitaram os processos de regeneração da vegetação nativa.

Evidentemente, há controvérsias em relação a presença, riqueza, diversidade e velocidade da regeneração que ocorre sob povoamentos florestais ou de povoamentos recentemente removidos. Todavia, na análise destes estudos de Schorn et al. (2010) e Modna, Durigan e Vital (2010), é preciso ponderar quanto ao melhor ou pior desenvolvimento da regeneração, pois também está condicionada ao grau de impacto e as condições do meio em que a regeneração está inserida como, por exemplo, fonte de propágulos, presença da fauna e condições de solo e clima.

Mochiutti, Higa e Simon (2008), com a análise da fitossociologia dos estratos arbóreos e de regeneração natural em um povoamento de Acácia-negra (*Acacia mearnsii* De Wild.) na região da Floresta Estacional Semidecidual do Rio Grande do Sul, observaram que as espécies *Faramea martiana* Müll.Arg. (Mart.), *Myrsine parvula* (Mez) Otegui (*Myrsine lorentziana*

(Mez) Arechav.) e *Myrcia glabra* (O. Berg) D. Legrand apresentaram a maior densidade no estrato de regeneração natural.

Neri et al. (2005) na avaliação da regeneração de espécies nativas lenhosas sob plantio de *Eucalyptus* em área de Cerrado na Floresta Nacional de Paraopeba, Minas Gerais verificaram que as espécies que mais se destacaram foram: *Magonia pubescens* A. St.-Hil. e *Miconia albicans* (Sw.) Triana, pela densidade. Das espécies, 53% apresentaram dispersão zoocórica e 43% anemocórica. Os autores relataram a diminuição da riqueza, da densidade e da percentagem de indivíduos anemocóricos da borda para interior, e o aumento da percentagem de indivíduos zoocóricos no interior do talhão.

### 2.3 BIOMASSA FLORESTAL DE *Pinus* spp. E ENLEIRAMENTO DE GALHARIA

A madeira de *Pinus* spp. constitui importante fonte de matéria-prima na fabricação de diferentes produtos, cuja utilização pela indústria moveleira e construção civil vem crescendo a cada ano (KRONKA; BERTOLANI; PONCE, 2005). Conforme Costa et al. (2008), o gênero *Pinus* difundiu-se amplamente na década de 1960, em função dos incentivos fiscais e, também em consequência das normas de reposição florestal obrigatória.

Em 2016, a área de plantio de *Pinus* spp. no Brasil chegou aos 1.588.997 ha. Em Santa Catarina a quantia de área plantada para o gênero chegou a 541,2 mil ha, sendo o 2º estado com maior área plantada do gênero no país. Os plantios com *Pinus* estão concentrados principalmente na Região Serrana, com destaque para os municípios de Santa Cecília, Lages e Otacílio Costa, que juntos detém cerca de 100 mil hectares plantados, principalmente com *Pinus*. A Região Oeste (Caçador) e Norte do estado (Rio Negrinho e Mafra), também sobressaem pela grande concentração de plantios florestais (ASSOCIAÇÃO CATARINENSE DE EMPRESAS FLORESTAIS – ACR, 2016).

A madeira produzida pelas florestas de *Pinus* spp. tem movimentado razoavelmente a indústria madeireira, que vem suprimindo a produção de embalagens, esquadrias e móveis, todas gerando empregos diretos e indiretos. Mesmo durante as primeiras fases de crescimento, nas operações de manejo da floresta, já é possível obter materiais lenhosos para processamento de painéis. Não obstante, as serrarias estão reaproveitando sua biomassa restante para produção de energia (KRONKA; BERTOLANI; PONCE, 2005; ACR, 2016).

A utilização de biomassa florestal para energia vem sendo adotada com o objetivo de diversificar a produção e atender a demanda de outras necessidades. Muito da biomassa transformada em energia têm suprido a demanda energética das empresas (ALMEIDA, 2010).

Wiecheteck (2009) e Quirino (2004) classificaram como biomassa as cascas, aparas, cepilhos, serragem e cavacos, produzidos ao longo do processo de produção.

No entanto, nos resíduos produzidos ao longo do processo de produção, não estão inclusos os resíduos gerados no momento da colheita florestal, os quais ficam nas fazendas de plantio. Estes por sua vez, vêm despertando interesse do setor elétrico do Brasil, nos quais servem como aproveitamento alternativo de parte da demanda energética do país que enfrenta dificuldades com as oscilações do preço do petróleo e as limitações e custos da energia hidroelétrica, visto que o sistema de geração de energia brasileiro apresenta altas características sazonais (RIBAS et al., 2008; ALMEIDA, 2010).

Desta forma, de acordo com Simioni e Hoefflich (2009) os resíduos de origem florestal deixaram de ser vistos como "lixo" e passaram a ser tratados como matéria-prima para geração de energia (SANTIAGO, 2013). No entanto, a dificuldade de logística ainda atrapalha o aproveitamento pleno deste recurso, visto que, a distância entre as fazendas e as redes de geração de energia extrapolam a viabilidade econômica do processo.

Todavia, outras aplicações ecológicas têm sido estudadas com o objetivo de favorecer nos processos de restauração florestal. Um exemplo é a técnica nucleadora de enleiramento ou transposição de galharia, em que o resíduo de biomassa pode servir de abrigo artificial a fauna e adicionalmente à promoção de recuperação de solos após sua decomposição (REIS et al., 2003; COSTA, 2009)

A transposição de galharia é uma técnica no qual se aproveita o material de biomassa, como lenha e galhos, para a formação pequenos montes de abrigos que oferecem uma série de vantagens na restauração de uma área degradada. Esses locais criam um micro-habitat sombreado e úmido, propício ao desenvolvimento de plântulas (REIS et al., 2003; REIS; TRES; BECHARA, 2006).

Os galhos maiores e mais moles são colonizados por insetos, que atraem aves que, por sua vez, trituram a madeira que decompõe, disponibilizando minerais e organismos decompositores no solo (REIS; TRES; BECHARA, 2006).

As aves atraídas pelos insetos muitas vezes defecam no local, trazendo sementes, cultivando novas plantas que servem de abrigo para pequenos vertebrados, contribuindo para o estabelecimento de processos ecológicos ao ecossistema (REIS; TRES; BECHARA, 2006).

Silveira et al. (2015), na avaliação dos poleiros artificiais e enleiramento de galharia em restauração de área degradada no semiárido da Paraíba, verificaram que o uso dessas técnicas nucleadoras após 12 meses gerou a decomposição do material formador das leiras com diminuição do volume original e adição de matéria orgânica ao solo. Foram contabilizadas 125

sementes, nos coletores colocados sob os poleiros, o que indica presença de aves no local do experimento. Portanto, tais técnicas nucleadoras atuaram no incremento na chuva de sementes e aumento de conteúdo da matéria orgânica no solo.

Desta forma, de acordo Bechara (2006), mesmo em áreas nas quais não há material para formação das galharias, é compensatória a formação de pequenos abrigos artificiais, trazendo material para a área onde se pretende restaurar. Assim também, em áreas destinadas ao manejo de atividades que envolvam o solo, principal causa da degradação ambiental, qualquer fonte orgânica disponível na região deve ser utilizada, principalmente aquelas com nutrientes imobilizados (REIS, 2001).

Porém Costa (2009), em uso da transposição de galharia como técnica de restauração de áreas degradadas, em Rio Claro, SP, relatou que na avaliação das áreas com as pilhas de galhos em comparação com as áreas sem galharia que podem funcionar como abrigos artificiais, a quantidade total dos indivíduos capturados em ambas as áreas foi estatisticamente idêntica. Desta forma, a autora concluiu que a técnica de transposição de galharia foi ineficiente.

## 2.4 FAUNA SILVESTRE NO PROCESSO DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL

O Brasil destaca-se no cenário mundial por possuir uma diversidade biológica bastante expressiva (BAÍÁ JUNIOR; GUIMARÃES, 2004). Dentre os biomas brasileiros, a Mata Atlântica e a Floresta Amazônica abrigam muitas espécies endêmicas. Mesmo os biomas que existem em condições bioclimáticas mais rigorosas, como o Cerrado e a Caatinga, têm floras e faunas das mais ricas do mundo, comparadas às regiões que apresentam as mesmas condições em outros países e continentes (LEWINHSON; PRADO, 2000; WILSON, 1997).

Dentre a grande diversidade de espécies da fauna, são conhecidas, segundo o Ministério do Meio-ambiente (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA, 2017), 720 espécies de mamíferos, 1.924 espécies de aves, 759 répteis, 1.024 anfíbios e 4.509 espécies de peixes.

No entanto, a degradação dos ambientes florestais resulta na diminuição das populações de animais elevando o índice de espécies ameaçadas de extinção. Cerca de 10% das espécies da avifauna e 15% da mastofauna se apresentam em alguma categoria de ameaça (CONSERVATION INTERNATIONAL – CI BRASIL, 2000). O bioma da Mata Atlântica por apresentar um nível de degradação elevado - menos de 7% do total de sua cobertura original conservada - apresenta áreas prioritárias (hotspots) a conservação da biodiversidade (MITTERMEIER et al., 1999).

Isto porque, apesar de fortemente alterada, a Mata Atlântica é ainda um dos ambientes mais ricos em biodiversidade do mundo (GEO BRASIL, 2002). Não somente no Brasil, mas no mundo, compatibilizar a crescente demanda por matéria-prima, alimento e energia com a conservação da abundante biodiversidade, constitui-se um desafio enorme, ao mesmo que representa uma fonte de oportunidades, no entanto, é necessário conhecer, conservar e promover o uso sustentável do patrimônio ambiental (MMA, 2008).

Em 2014, após um extenso trabalho de avaliação do estado de conservação das espécies da fauna conduzido pelo ICMBio, o Ministério do Meio Ambiente (MMA) atualizou as listas nacionais oficiais de Espécies Ameaçadas de Extinção (INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE – ICMBio, 2016). Atualmente são 1.173 espécies da fauna consideradas ameaçadas em diferentes categorias: extintas, criticamente em perigo, em perigo e vulnerável. As principais ameaças são identificadas como a perda de habitat devido à expansão agrícola e grandes obras de infraestrutura, sobre-exploração e tráfico e espécies exóticas invasoras (ICMBio, 2016). O simples fato da diminuição do habitat leva à redução populacional, já que algumas espécies precisam de grandes áreas para sobreviver.

Tentando resolver essa problemática, muitas empresas do setor florestal desenvolvem plantações sob a forma de mosaicos, intercalando faixas de florestas nativas - corredores ecológicos - com as plantações, permitindo e ampliando a movimentação dos animais que podem usufruir do habitat natural e da floresta plantada (CAMPBELL et al., 2005; VITAL, 2007; DARIO; ALMEIDA, 2000; ALMEIDA, 1998) além de contribuir para a perpetuidade e no crescimento das florestas além da própria fauna.

Nota-se que o sucesso no processo de restauração depende da capacidade das espécies em promover interações interespecíficas (RICKLEFS, 2003). Nesse contexto, a interação fauna-flora é necessária e favorável à restauração, devido a polinização das flores e a dispersão das sementes (REIS, KAGEYAMA, 2003; CAMPOS et al., 2012; MAGNAGO et al., 2012).

Andrade (2003) afirmou que os fragmentos que se encontram isolados há muito tempo, degeneram pela perda de animais polinizadores, dispersores e predadores, ocasionando um desequilíbrio no ambiente e conseqüentemente na biodiversidade, afetando principalmente as espécies endêmicas e de baixa densidade populacional.

Desta forma, a fauna faz parte do ambiente e tem grande importância quando se trata da restauração florestal, em função das diversas funções ecológicas, que por vezes, são efetuadas pelas aves e os mamíferos (REIS, KAGEYAMA, 2003).

A dispersão de sementes, é uma das funções ecológicas e determina a diversidade, abundância e distribuição espacial favorável à construção da comunidade de plantas (MATÍAS;

ZAMORA; MENDOZA, 2010). Cita-se, especialmente, a dispersão zoocórica já que os animais se distanciam da planta matriz levando as sementes para locais que individualmente a planta não pode alcançar (DARIO, 2004).

A mastofauna sul-americana caracteriza-se pela predominância de pequenos mamíferos (PICINATTO FILHO, 2014). Ao inverso do continente africano, no qual os grandes mamíferos podem ser vistos nas savanas, no Brasil a maioria é de pequeno porte e difícil de ser observada. As espécies relacionadas com o início do processo de regeneração são mais generalistas, de menor porte, no qual se alimentam de frutos e insetos (REIS; TRES; BECHARA, 2006).

Dentre os mamíferos, os marsupiais têm ecologia muito diversa e consomem quase todos os tipos de alimentos e, por isso, acabam sendo bons dispersores, ainda assim, os mamíferos têm características adaptadas como o olfato desenvolvido e a dentição (HULME, 2002; FENNER; THOMPSON, 2005).

Grande parte dos mamíferos possuem atividades noturnas, no entanto, muitos deles são diurnos. Os mamíferos podem ser encontrados nos mais variados habitats como: interiores de florestas densas, bordas florestais, áreas de campos naturais, cerrados, próximos à beira de rios e até mesmo em ambientes alterados pelo homem (INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ – IAP, 2008). Neste sentido, as espécies herbívoras desempenham um papel importante na manutenção de diversidade de árvores da floresta, por meio da dispersão ou predação de sementes e de plântulas, auxiliando no controle de populações (PARDINI et al., 2003).

Para avaliar a mastofauna, dois métodos principais têm sido empregados: as armadilhas fotográficas e censos visuais em transecções lineares (método direto) e os registros de sinais como pegadas e fezes (método indireto) (SILVEIRA; JÁCOMO; DINIZ-FILHO, 2003). Entre as vantagens do uso de armadilhas é a identificação mais acurada das espécies, a possibilidade de amostrar mamíferos de hábitos noturnos que dificilmente seriam encontrados por métodos visuais, além do fato de não ser um método invasivo (MAFFEI; CUÉLLAR; NOSS, 2002; SILVEIRA; JÁCOMO; DINIZ-FILHO, 2003; ALVES; ANDRIOLO, 2005; SRBEK-ARAÚJO; CHIARELLO, 2006; ZAPATA-RÍOS; ARAGUILLIN; JORGENSON, 2006).

Como alternativa às armadilhas fotográficas, quando efetuada a identificação da mastofauna pelos rastros e fezes é possível obter informações de quais animais estão presentes, assim como sua abundância relativa, hábito alimentar e uso do habitat. Todavia, a identificação pode ser relativamente fácil para algumas espécies, enquanto outras podem causar confusão na identificação devido a semelhança nos rastros observados (BECKER; DALPONTE, 1991).

As aves, por sua vez, apresentam variadas adaptações, principalmente em relação aos hábitos alimentares (carnívoras, frugívoras, granívoras, insetívoras, nectarívoras, piscívoras,

detritívoras e onívoras) atuando como dispersores de sementes (FRANCISCO; GALETTI, 2002), agentes polinizadores (BARBOSA, 1999), reguladores de populações e ainda são bioindicadores de conservação, pelas mudanças do comportamento de algumas aves, principalmente as migratórias, além da riqueza de aves que é positivamente associada ao tamanho dos fragmentos (JENNI; KÉRY, 2003; MMA, 2003).

Por isso, os métodos que devem ser empregados nos levantamentos de aves silvestres, devem cumprir os objetivos propostos pelo estudo ambiental, considerados qualitativos (*check list*) e quantitativos, que se baseiam em vistorias periódicas em locais previamente selecionados dentro da área de estudo com a identificação das espécies que ocorre pelo contato visual e/ou auditivo (VIELLIARD; SILVA, 1990; MACHADO et al., 2006).

Evidentemente, é necessário o levantamento florístico e faunístico em qualquer fragmento objetivando conhecer os estágios de conservação para desenvolver projetos de mitigação de impactos na procura por manter ou alcançar o equilíbrio ecológico dentro dessas áreas (OLIVEIRA; ENGEL, 2011).

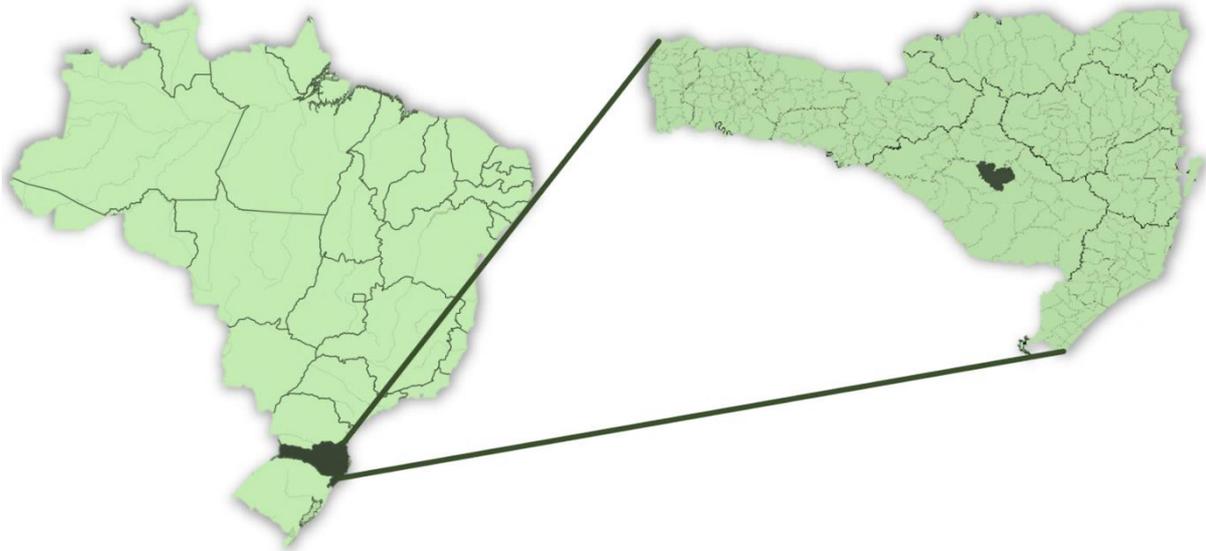
“A criação de mil florestas está em uma semente”.  
(Ralph Waldo Emerson)

### 3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 ÁREA DE ESTUDO

Localizada na região serrana do estado de Santa Catarina (Figura 1), no município de Correia Pinto, a Fazenda Campina Grande (ANEXO A) pertence à empresa Klabin S/A e ocupa uma área total de 466,91 ha, sendo 242,89 ha de plantios do gênero *Pinus*, 158,22 ha de área de preservação permanente, além de áreas de conservação e infraestrutura.

Figura 1 – Localização geográfica do município de Correia Pinto, na serra Catarinense, Brasil



Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Até o ano de 2014 as áreas de preservação permanente (APP's) apresentavam-se ocupadas pelos plantios de *Pinus taeda* L., os quais foram removidos e, posteriormente, as áreas foram isoladas para início da recuperação. A técnica adotada para recuperação das APP's foi condução da regeneração natural, também chamada de restauração passiva. Nos talhões, fora das APP's, após as atividades de colheita, um novo plantio foi efetuado, que atualmente apresenta três anos de idade.

Em ambas situações, foram distribuídos os biomontes (Figura 2) próximos à estrada na beira dos talhões de plantio e em APP's, empilhados com tratores florestais no momento do corte raso da floresta, com objetivo de limpar o terreno para a efetivação do novo plantio. No

caso das APP's, esta medida é permitida, desde que não prejudique a recuperação destas áreas. Todavia, não existe legislação tampouco estudos científicos sobre os limites desta atividade.

Figura 2 – Disposição dos biomontes nas áreas pós-colheita de *Pinus* spp., em Correia Pinto, SC



Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

O termo biomonte, introduzido à ciência florestal neste estudo, corresponde ao conjunto das palavras: “biomassa” e “monte”. Biomassa em termos ecológicos, significa organismo vivo que compõe um ecossistema. Para o setor de produção florestal, a biomassa restante das operações de colheita é também denominada de resíduos. Já a palavra monte significa elevação do terreno. Desta forma, o biomontes (Figura 2) constitui-se especificamente de resíduos de biomassa da colheita florestal, acumulados em pilhas ao longo dos talhões, nos quais não serão aproveitados para nenhuma finalidade comercial produtiva.

A região em que a Fazenda Campina Grande está inserida, segundo a classificação de Köppen, apresenta clima Cfb (ALVARES et al., 2013). A área de estudo apresenta geadas no período de inverno, com registros de, aproximadamente, 27 ocorrências por ano na região, com temperatura que varia entre 13°C a 25°C (KLABIN, 2017) e nos dias mais quentes à uma temperatura de 37°C. A área apresenta precipitação anual de 1.841 mm com chuvas distribuídas durante todo o ano (KLABIN, 2017).

A fazenda estudada situa-se na parte sudoeste da região geomorfológica Planalto Centro-Oriental de Santa Catarina e caracteriza-se por um relevo de dissecação homogênea em forma de colina, só quebrada pela presença de alguns morros testemunhos com uma cota altimétrica de 1.200 m, enquanto que na área de estudo observou-se uma atitude, em valores absolutos, entre 970 a 1.008 m.

Na classificação realizada pela Empresa Klabin S/A, o tipo de solo da fazenda é considerado Cambissolo Húmico Alumínico léptico e Cambissolo Háplico Alumínico léptico com textura Argilosa e pequenas diferenciações entre os horizontes. Pela Empresa Brasileira

de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA, 2017), os Cambissolos caracterizam-se pela presença do horizonte A superficial húmico, cor escura, rica em matéria orgânica, associado a climas frios de altitude ou clima subtropical do Sul do Brasil que apresentam baixa fertilidade, geralmente ácidos, sendo mais utilizados para cultivos de subsistência, pastagem e reflorestamento.

A vegetação, por sua vez, pertence ao bioma da Mata Atlântica, com formação de Floresta Ombrófila Mista que, em condições naturais, deve ser bem estratificada, constituída pelos estratos: superior (dosséis uniformes: Imbuías, Canelas, Cedros e outras espécies folhosas; dosséis emergentes caracterizados unicamente pelas copas da *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze, médio (Erva-mates, Bracatingas, Guamirins e outras) e inferior (ervas, arbustos, samambaias e xaxins) (SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO – SFB, 2010; MARTINS, 2009; EMBRAPA, 2004).

Observa-se ainda a formação Floresta Ombrófila Mista Montana a Alto-montana com a presença das espécies *Ocotea pulchella* (Rich.) Nees e *Ilex paraguariensis* A. St.-Hil. acompanhada de *Cryptocarya aschersoniana* Mez e *Nectandra megapotamica* (Spreng.) Mez: ao norte do Estado de Santa Catarina e ao sul do Paraná (VELOSO; FILHO; LIMA, 1991; LEITE; KLEIN, 1990).

## 3.2 COLETA DE DADOS

### 3.2.1 Levantamento florístico

Por amostragem aleatória simples (AAS) foram determinados os talhões para coleta de informações. Em cada talhão sorteado foram coletadas informações de todos os biomontes presentes, que resultou em um total de 28 biomontes avaliados, tanto nas APP's como nos plantios. As parcelas, no entanto, foram alocadas, em locais com ausência de resíduos de colheita florestal, totalizando 13 parcelas amostradas.

Cada parcela e cada biomonte foram identificados com numeração (Figura 3) e foram coletadas as coordenadas geográficas (latitude e longitude) e altitude (relação ao nível do mar em metros) com uso do *Global Positioning System* (GPS – Sistema de Posicionamento Global) (APÊNDICE A).

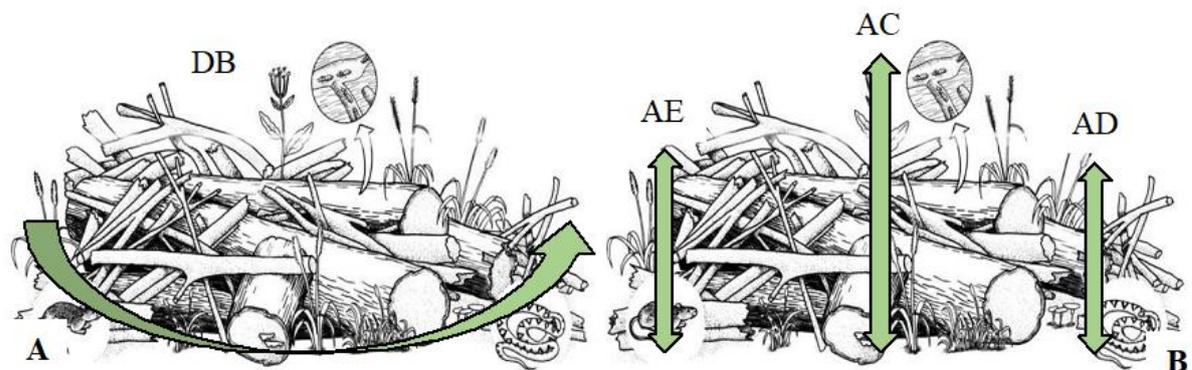
Figura 3 – Identificação dos biomontes (A) e parcelas (B) nas áreas pós-colheita de *Pinus* spp., em Correia Pinto, SC



Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Para os biomontes foram tomadas as dimensões (Figura 4): Diâmetro da Base (DB), que corresponde à medição em solo de toda sua extensão; Altura da Esquerda (AE); Altura da Direita (AD) e Altura Central (AC) – na qual sempre seria a parte mais alta do biomonte.

Figura 4 – Ilustração das dimensões coletadas para os biomontes (A, B) (DB: diâmetro da base; AE: altura da esquerda, AC: altura central, AD: altura da direita) e a localização da medição das alturas (C) e forma de medição periódica das alturas dos biomontes (D), em áreas pós-colheita de *Pinus* spp., em Correia Pinto, SC



Fonte: Elaborado pela autora, 2018; adaptado de Costa (2009).

O local de medição de cada altura foi marcado com uma estaca (Figura 4C), permanecendo o mesmo local de medição a cada coleta. Em cada estaca inseria-se uma vara de observação maior que o biomonte, como referência e, tomando uma distância de cinco metros, visualmente, estimava-se a altura (Figura 4D). Sob condições de declividade, a vara de observação foi inserida no centro do biomonte, sendo posteriormente obtida a altura.

Com a premissa de que as dimensões dos biomontes diminuiriam ao longo do tempo, devido a decomposição dos resíduos e ao recrutamento de espécies, para cada coleta considerou-se como diâmetro da base a presença visível dos resíduos ou a ausência de indivíduos regenerantes.

As parcelas foram instaladas aleatoriamente nos locais em que não havia a presença dos biomontes, apresentando dimensões 10 m x 10 m, subdivididas sistematicamente em parcelas menores de 5 m x 5 m. Para a dimensão 10 m x 10 m foram coletadas informações sobre os indivíduos regenerantes que apresentavam altura igual ou maior que um metro e trinta centímetros ( $\geq 1,3$  m) e, nas parcelas subdivididas de 5 m x 5 m, os regenerantes com altura total menor que 1,30 m (HIGUCHI et al., 1985).

As coletas foram efetivadas a cada três meses (cinco coletas), totalizando 15 meses de avaliações. Em ambos locais (biomontes e parcelas), realizou-se a coleta de informações quantitativas e qualitativas de todos os indivíduos subarbustivos, arbustivos e arbóreos regenerantes.

Os dados quantitativos foram diâmetro de colo (mm) e altura total (m); já os dados qualitativos basearam-se em: espécie, família (ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP IV, 2016), origem (nativa, nativa endêmica e exótica), risco de extinção (não avaliado, menor preocupação, quase ameaçada, vulnerável, criticamente ameaçada), ciclo foliar (perene, decídua, semidecídua), forma de vida (arbórea, arbustiva, subarbustiva), forma de dispersão (autocórica, anemocórica, barocórica, zoocórica) e grupo ecológico (pioneira, secundária inicial, secundária tardia) (FLORA DO BRASIL, 2017; SEUBERT et al., 2017; INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE – IUCN, 2017; NEGRINI et al., 2012; SILVA-WEBER et al., 2012; ARAÚJO et al., 2010; FERREIRA, 2011; GRING; BRACK, 2009; BRAGA et al., 2008; LIMA; PIRANI, 2008; BUDOWSKI, 1970).

Dentre as classificações citadas no parágrafo anterior, pelo levantamento ter sido efetuado pela análise de outros estudos, citações diferentes foram observadas para as diferentes espécies, sendo considerado para este estudo, a classificação que mais se adapta com as características fisiológicas da espécie.

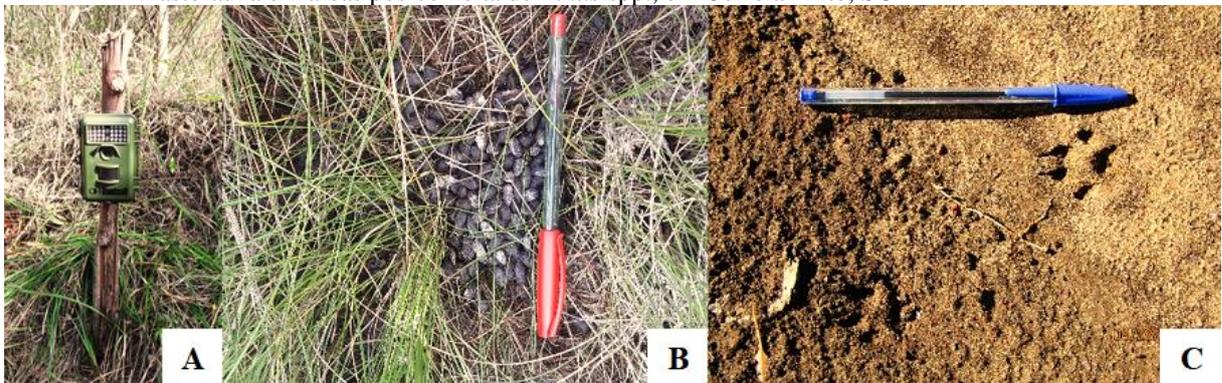
Adicionalmente para os biomontes considerou-se ainda a localização do indivíduo presente Dentro (D) ou na Beira (B) em uma faixa de um metro ao redor dos biomontes.

### 3.2.2 Levantamento Faunístico

Para o levantamento da fauna silvestre foram consideradas a mastofauna e a avifauna pelo método direto de observação. A mastofauna abrange os mamíferos em sua maioria e sua observação atualmente é efetuada por armadilhas fotográficas, como é o caso deste estudo. Já a avifauna compreende o grupo das aves e pássaros e foi realizada pela observação visual. Em ambos, optou-se pelo método direto de observação aos indivíduos.

Para tanto, foram escolhidos seis pontos de coleta de informações baseados na visualização de rastros e vestígios (fezes, carcaças, odores e pegadas) (Figura 5 B, C) nas proximidades. Em cada ponto foram instaladas as armadilhas fotográficas (Figura 5A) que registraram 24 horas por dia os animais que no local percorriam.

Figura 5 – Armadilha fotográfica (A) utilizada e identificação da presença de rastros (B, C) deixados pela mastofauna em áreas pós-colheita de *Pinus* spp., em Correia Pinto, SC



Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Para instalação das câmeras, foi efetuada a retirada da vegetação existente e a armadilha presa a uma estaca com o visor posicionado ao sul. Nas fotografias obtidas foram registrados o horário e data da passagem do animal no local.

As câmeras das armadilhas fotográficas pertencem a marca Bushnell Natureview HD Live View Trail. Com sensores de infravermelho e de calor, essas câmeras registram por meio de fotografias ou vídeo, qualquer movimento ocorrido em seu campo de visão (180°) (MARQUES; RAMOS, 2001). Neste caso, as seguintes predefinições foram configuradas: fotografias com qualidade de oito megapixels e captura de três fotos seguidas com intervalo de

dez segundos. O sensor foi selecionado com nível baixo de observação, por encontrar-se em área aberta no processo de recuperação.

No levantamento da avifauna, prezou-se pela observação mensal de um dia no final de cada mês no período da manhã, entre as 08:30 e 12:00 horas. A identificação das aves foi realizada em campo, pelas fotografias registradas na visualização, assim como, pelo assovio dos pássaros. Para cada ponto considerou-se as espécies de aves que apareceram em um raio de 50 metros, para os pontos em que houvesse a presença próxima de vegetação com altura acima de seis metros e; 80 metros de distância para os pontos em que a vegetação não apresentava altura maior que seis metros.

As avaliações iniciaram-se em 29 de janeiro de 2017, nos pontos mencionados, mensalmente monitorados até o dia 09 de dezembro de 2017, com um período total de 09 meses e 10 dias.

### 3.3 ANÁLISE DOS DADOS

#### 3.3.1 Análise florística e fitossociológica

O esforço amostral foi determinado pela curva de rarefação. As curvas de rarefação foram efetuadas com o número de parcelas/biomontes no eixo “x” e o número de espécies no eixo “y”. A curva de rarefação fornece a representação da riqueza de espécies de acordo com o esforço amostral, comparando todas as amostras possíveis até padronizar o número esperado de espécies (WILSEY et al., 2005). Adicionalmente, para visualização da estrutura vertical das comunidades formadas pelas parcelas e biomontes, um histograma de frequências foi elaborado.

Índices de diversidade geralmente são compostos por riqueza de espécies e equabilidade (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT – MA, 2005; WILSEY et al., 2005). A riqueza é o número de espécies e a diversidade o considera ainda o número de indivíduos por espécie. Neste estudo, fez-se uso do índice não-paramétrico de Shannon-Wiener ( $H'$ ) (Quadro 1A), no qual assume que os indivíduos são aleatoriamente amostrados em uma comunidade infinitamente grande e que todas as espécies são representadas na amostra (KENT, 2012; MELO, 2008). Já a uniformidade ou equabilidade está relacionada com o grau de dominância para cada espécie na área. Quanto maior o valor, maior é a diversidade de espécies em uma escala de 0 a 1. Neste estudo foi utilizado o índice de equabilidade de Pielou ( $J$ ) (Quadro 1B) (SOUZA; SOARES, 2013).

Quadro 1 – Expressões matemáticas para cada índice e parâmetro florístico e fitossociológico avaliado – índice de diversidade de Shannon-Wiener (**A**), índice de equabilidade de Pielou (**B**), densidade absoluta (**C**), densidade relativa (**D**), dominância absoluta (**E**), dominância relativa (**F**), frequência absoluta (**G**), frequência relativa (**H**), valor de importância (**I**) – em áreas pós-colheita de *Pinus* spp., em Correia Pinto, SC

Índices e parâmetros	Expressão matemática
<b>A</b> Índice de Diversidade de Shannon-Wiener $H'$	$H' = \sum_{i=1}^s p_i * \ln(P_i)$
<b>B</b> Índice de Equabilidade de Pielou $J$	$J = \frac{H'}{H'_{max}}$
<b>C</b> Densidade Absoluta $DA$ (regenerantes/ha)	$DA_i = n_i/A$
<b>D</b> Densidade Relativa $DR$ (%)	$DR_i = \frac{n_i}{N} * 100$
<b>E</b> Dominância Absoluta $DoA$ (m <sup>2</sup> /ha)	$DoA_i = \Sigma g_i/A$
<b>F</b> Dominância Relativa $DoR$ (%)	$DoR_i = \frac{DoA_i}{\sum_{i=1}^k DoA_i} * 100$
<b>G</b> Frequência Absoluta $FA$	$FA_i = \frac{U_i}{U_T}$
<b>H</b> Frequência Relativa $FR$	$FR_i = \frac{FA_i}{\sum_{i=1}^k FA_i} * 100$
<b>I</b> Valor de Importância $VI$	$VI_i = DR_i + DoR_i + FR_i$

Em que:  $P_i = n_i/N$ ;  $N$ = número total de indivíduos amostrados, na forma de vida “i”;  $n_i$ = número de indivíduos amostrados da  $i$ -ésima espécie;  $\ln$ = logaritmo natural neperiano;  $H'_{max}$ = diversidade máxima, na forma de vida “i”;  $A$ = área total amostrada (m<sup>2</sup>/ha);  $N$ = número total de indivíduos amostrados;  $g_i$ = área transversal do fuste do indivíduo  $j$  da  $i$ -ésima espécie (m<sup>2</sup>);  $U_i$ = número de parcelas com a  $i$ -ésima espécie;  $U_T$ = número total de parcelas. Fonte: Elaborado pela autora, 2018; Téó et al. (2014); Souza e Soares (2013); Negrelle e Silva (1992).

Em virtude de não superestimar os resultados do índice de diversidade e equabilidade optou-se pelo processamento dos dados de acordo com a diferenciação das formas de vida de cada espécie, ou seja, as espécies arbustivas e subarbustivas foram separadas das espécies com hábito arbóreo.

Na análise da estrutura horizontal da regeneração foram determinados os parâmetros fitossociológicos de densidade, dominância e frequência, em valores absolutos e relativos, assim como o valor de importância procurando evidenciar com maior confiança a participação dos indivíduos na comunidade e sua potencial contribuição na recuperação de áreas degradadas.

A densidade absoluta (abundância) indica o número total de indivíduos de determinada espécie por hectare e, a densidade relativa, expressa o número de indivíduos de uma espécie em relação ao número total de indivíduos de todas as espécies em % (Quadro 1 C, D) (NEGRELLE; SILVA, 1992; SOUZA; SOARES, 2013). Nos biomontes, por apresentar área variável,

considerou-se para determinação da densidade, a área média por hectare obtida dos diâmetros de base dos biomontes para cada coleta.

Adicionalmente, a dominância absoluta expressa a influência de cada espécie na comunidade por área, ou seja, manifesta a área ocupada pela espécie. A dominância relativa, indica em porcentagem a área basal de uma espécie em relação a todas as espécies (Quadro 1 E, F) (LAMPRECTH, 1964; BROWER; ZAR, 1984; NEGRELLE; SILVA, 1992). Neste estudo, foi avaliado a área de ocupação dos fustes dos indivíduos de cada espécie e não a área tomada pela copa.

A frequência expressa a uniformidade da distribuição espacial de cada espécie no terreno, caracterizada pela sua ocorrência dentro das parcelas, podendo ser dividida em frequência absoluta e relativa (Quadro 1 G, H) (NEGRELLE; SILVA, 1992).

O valor de importância (Quadro 1 I) é uma combinação dos valores relativos de densidade, dominância e frequência de uma espécie, de modo a atribuir um valor global para cada espécie na fazenda (BROWER; ZAR, 1984; NEGRELLE; SILVA, 1992; SOUZA; SOARES, 2013).

Para análise destes parâmetros fitossociológicos, além das análises florísticas, fez-se uso dos *softwares* Pacote RStudio versão 3.3.1 (R CORE TEAM, 2016), PAST versão 3.0 (HAMMER; HARPER; RYAN, 2001) e Excel obtendo as informações seguindo recomendações de Souza e Soares (2013) e Téo et al. (2014).

### **3.3.2 Dissimilaridade de Bray-Curtis**

Na procura por comparar as comunidades formadas e avaliadas nas parcelas e nos biomontes, tomou-se como análise estatística multivariada, a inferência em relação a similaridade das espécies das comunidades amostradas pela Dissimilaridade de Bray-Curtis, na qual limita um valor entre 0 e 1. Quanto mais próximo de zero significa que as comunidades possuem a mesma composição florístico-estrutural e compartilham de todas as espécies. Do contrário, quanto mais próximo de um, as comunidades avaliadas diferem na composição florístico-estrutural e não compartilham espécies iguais (MAGURRAN, 1988).

Para comparar as comunidades formadas nos biomontes e nas parcelas, aceitou-se o viés estatístico da diferença de esforço amostral por consequência dos biomontes apresentarem área variável e maior que a área de cada Parcela de área fixa amostrada. Desta forma, aceitou-se como base de dados o número de indivíduos amostrados para os biomontes e as parcelas, na análise multivariada permutacional de Bray Curtis.

### 3.3.3 Análise da fauna

A identificação das espécies da fauna foi efetuada com auxílio da literatura (MENQ, 2016, 2017; WIKIAVES, 2008; ICMBio, 2013; MMA, 2017; ROCHA; DALPONTE, 2006; REIS et al., 2006; FUNDAÇÃO INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE, 2001) e consulta a especialistas da Sumatra Inteligência Ambiental. Foram levantadas informações qualitativas de nome popular e científico, família e risco de extinção de acordo com a *International Union for Conservation of Nature* (IUCN, 2017) e do Conselho Estadual do Meio-ambiente (CONSEMA, 2011) para o estado de Santa Catarina. Também foram coletadas informações sobre habitat e alimentação das espécies, procurando evidenciar a presença de animais cujas características não competem com áreas de restauração florestal.

Com auxílio do pacote estatístico Oriana versão 4.02 foi avaliado o padrão de atividade diária das espécies identificadas para a mastofauna, sendo possível analisar o comportamento das espécies no ambiente em restauração, por meio de um histograma de estatística circular, no qual é possível identificar padrões diurnos, noturnos ou crepusculares das espécies. Adicionalmente analisou-se a percentagem de indivíduos das espécies em relação a todos os indivíduos, da mastofauna e avifauna, ao longo do tempo de avaliação.

### 3.3.4 Análise dimensional dos biomontes

Primeiramente, para caracterização da dinâmica dos biomontes para o período estudado, observou-se sua diminuição de tamanho ao longo dos 15 meses, com avaliações realizadas a cada três meses – cinco coletas. Para posterior análise, calculou-se em cada avaliação a altura média (Hm) (Quadro 2A) e área do biomonte (AB) (Quadro 2B). Com os valores obtidos verificou-se estatisticamente a ocorrência de diferenças dimensionais para o tempo estudado.

A análise estatística consistiu no teste de comparação de médias de Tukey ( $\alpha = 0,05$ ), quando a hipótese nula não tenha sido aceita. Na análise de variância (ANOVA) considerou-se as coletas como repetições e os tratamentos cada classe delimitada.

Adicionalmente, foram coletadas informações sobre a quantidade de espécies e indivíduos presentes em cada uma das dimensões coletadas para os biomontes. Diante destas informações, criou-se uma planilha para determinação de classes de tamanho dos biomontes. Estipulou-se quatro intervalos de classes (limite inferior e limite superior) definidas pelo valor de amplitude (Quadro 2C) para as áreas e alturas coletadas nas cinco avaliações.

Motivado pela necessidade de um maior número de espécies possíveis para maior diversidade em uma comunidade, além de um número de indivíduos que propicie maior cobertura superficial do solo, neste estudo, a classe de tamanho de biomontes que se observou com maior número de espécies e indivíduos foi considerada a melhor classe e, portanto, apresenta-se com o tamanho ideal para uso na restauração florestal, pela condução da regeneração natural em áreas do planalto catarinense.

Quadro 2 – Expressões matemáticas para análise das dimensões dos biomontes avaliados – altura média (**A**), área do biomontes (**B**) e amplitude (**C**) – para determinação de seu tamanho ideal, em áreas pós-colheita de *Pinus* spp., em Correia Pinto, SC

<b>Medidas estimadas</b>		<b>Expressão matemática</b>
<b>A</b>	Altura média (m)	$h_{mai} = \frac{A_E + A_C + A_D}{3}$
<b>B</b>	Área do Bimonte (m <sup>2</sup> )	$A_B = \pi r_{DB}^2$
<b>C</b>	Amplitude (m)	$Amp_n = \frac{Maior_n - Menor_n}{N^o\ classes}$

Em que:  $h_{mai}$  = média das alturas da, esquerda, central e direita, na coleta  $i$ ;  $A_{E,C,D}$  = alturas da, esquerda, central e direita do biomonte (m) na coleta  $i$ ;  $A_B$  = área do biomonte (m<sup>2</sup>) na coleta  $i$ ;  $\pi$  = valor de pi (3,141592654);  $r$  = raio do biomonte (m) na coleta  $i$ ;  $DB$ : diâmetro da base do biomonte (m);  $Amp_n$  = amplitude do valor médio das áreas e alturas do biomonte (m);  $Maior_n$  = maior valor observado para as áreas e alturas do biomonte (m);  $Menor_n$  = menor valor observado para as áreas e alturas do biomonte (m).

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

“Plantar ideias ecológicas é a garantia de um futuro fértil, tempo de colhermos sustentabilidade”. (Gabriel Garcia de Oliveira)

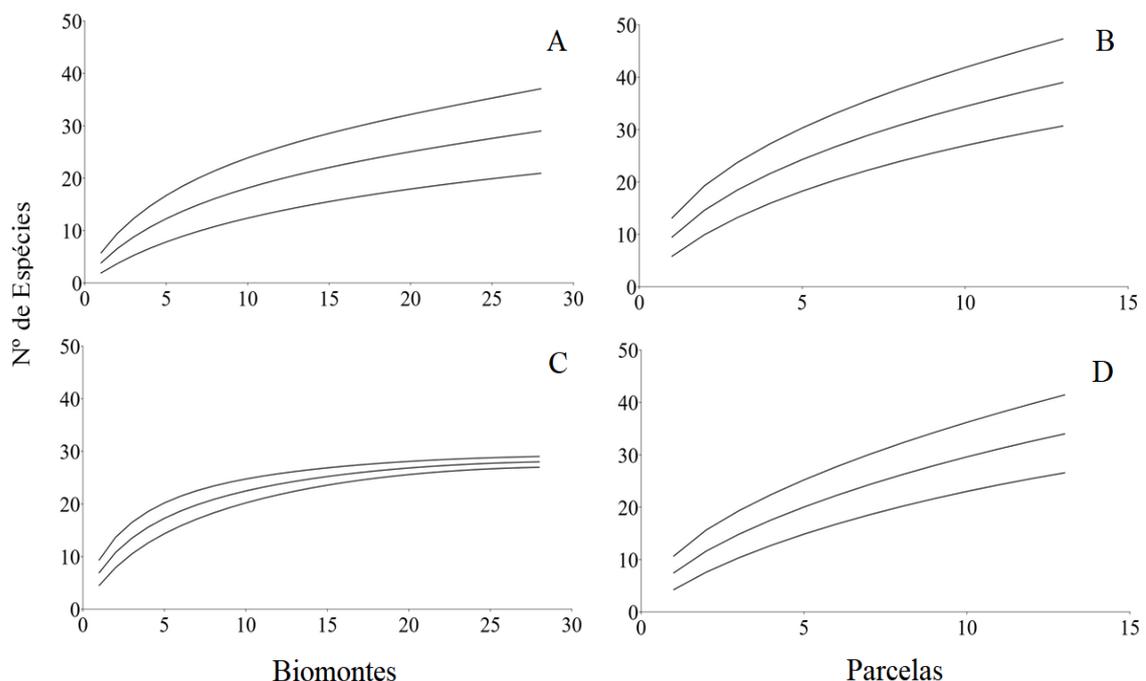
## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 ANÁLISE FLORÍSTICA

#### 4.1.1 Análise da Riqueza

Na avaliação do esforço amostral (Figura 6), visando à obtenção da real riqueza das espécies amostradas, a construção das curvas de rarefação geradas a partir de 1000 aleatorizações, com um intervalo de confiança de 95%, resultou na observação de um regular incremento de espécies ao longo dos biomontes avaliados (Figura 6A), ao mesmo que demonstraram leve tendência a estabilizar a partir do 15º biomonte com 33 espécies identificadas, indicando uma amostragem satisfatória.

Figura 6 – Curvas de Rarefação da riqueza de espécies vegetais presentes nos biomontes (A – primeira avaliação, C – última avaliação, 15 meses depois) e parcelas (B – primeira avaliação, D – última avaliação, 15 meses depois) avaliadas, 15 meses, em áreas pós-colheita de *Pinus* spp., em Correia Pinto, SC



Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

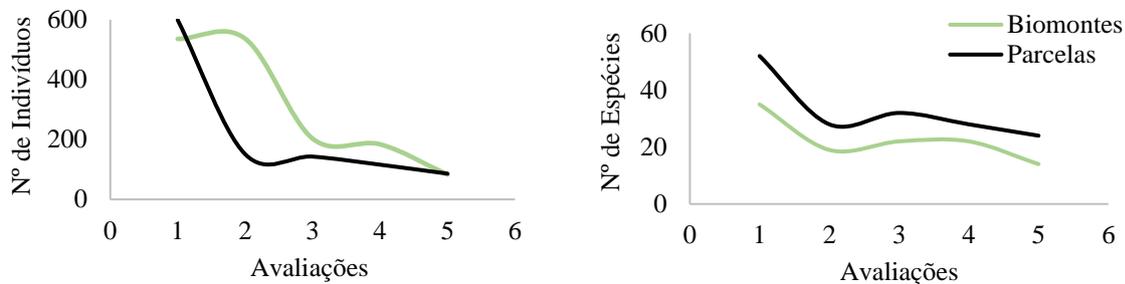
No entanto para as parcelas (Figura 6B) essa tendência não é identificada ao longo das curvas o que acarreta a existência de um maior número de espécies a serem identificadas. Desta

forma, sugere-se que futuramente sejam instaladas novas parcelas para os próximos estudos visando primeiramente a estabilização no número de espécies amostradas.

De acordo com a Figura 6, a curva central representa o número esperado de espécies amostradas em cada biomonte ou parcela, com um intervalo de confiança de 95% representado pelas curvas externas. Após um ano, diferentemente das parcelas (Figura 6D), é possível observar estabilidade para o número de espécies nas curvas de rarefação dos biomontes avaliados (Figura 6C), o que pode inferir sobre a diminuição no recrutamento na comunidade de espécies presentes nos biomontes, assim como uma diminuição da agregação entre as espécies amostradas devido a proximidade das curvas externas em relação a curva central.

Durante o levantamento, o número de indivíduos e espécies recrutadas diminuiu ao longo do tempo (5 avaliações – 15 meses) devido ao recobrimento superficial do solo efetuada pelas copas que evitam a regeneração de indivíduos, principalmente de espécies com característica pioneira. É possível observar na Figura 7, que o número de indivíduos nas parcelas é menor que nos biomontes, no entanto, comparando ambos, o número de espécies identificadas é maior para as parcelas.

Figura 7 – Representação dos indivíduos e espécies vegetais amostradas ao longo das 5 avaliações – 15 meses, em áreas pós-colheita de *Pinus* spp., em Correia Pinto, SC



Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Vale ressaltar que o número de indivíduos amostrados diminuiu da Avaliação 1 para Avaliação 2 nas parcelas e nos biomontes. Este fato pode possivelmente ser justificado pela presença de espécies herbáceas que se desenvolveram na estação do verão presentes até a Avaliação 2, as quais impossibilitaram a medição, identificação e crescimento de espécies subarbustivas, arbustivas e arbóreas, amostradas na Avaliação 3, ocorrida na estação posterior.

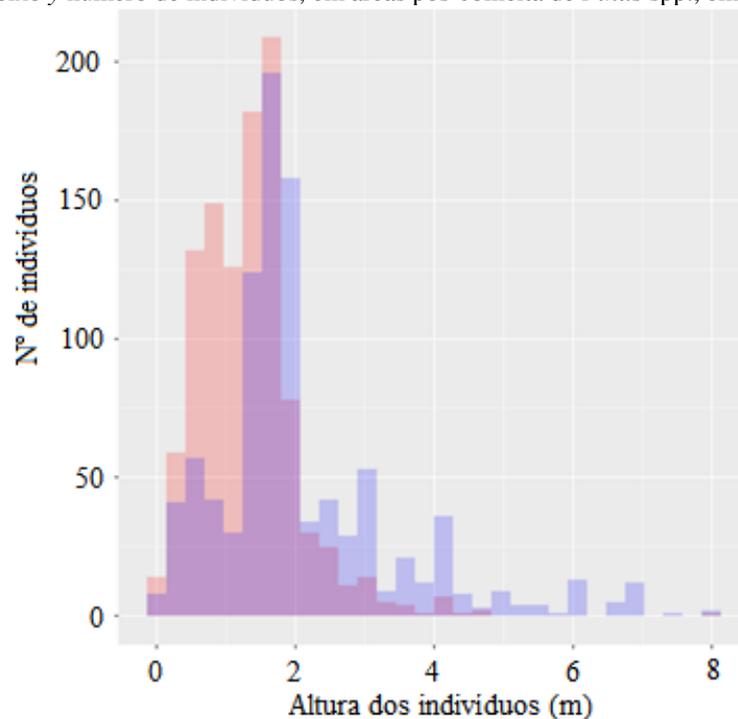
Magnago et al. (2012), relataram que a presença de gramíneas, por vezes invasoras, na área aberta, apresenta-se a maior dificuldade encontrada para a recuperação, pois torna a regeneração natural lenta e incipiente, o que permite inferir sobre a não utilização desta metodologia nestes ambientes. Adicionalmente Modna, Durigan e Vital (2010), relataram que

a redução da população das gramíneas competidoras pode ser decisiva para o sucesso no desenvolvimento das espécies arbustivas e arbóreas.

Entretanto, é necessário relevar que a presença de espécies herbáceas pode fornecer, devido ao seu ciclo curto de vida nesta região, matéria orgânica que pode favorecer espécies de estágios sucessionais posteriores.

Na Figura 8, é possível observar as alturas apresentadas pelos indivíduos amostrados nas parcelas (cor azul) e as alturas dos indivíduos amostrados nos biomontes (cor salmão). Nota-se que os indivíduos amostrados nas parcelas apresentam uma altura maior que os indivíduos presentes nos biomontes. Neste sentido, as parcelas após 15 meses de avaliações, permitiram o recobrimento mais rápido da superfície do solo. Adicionalmente é possível verificar, que em ambas as circunstâncias os indivíduos exibem maior quantidade na altura entre 1,3 a 2,0 metros, visível na sobreposição de cores do gráfico (cor roxa).

Figura 8 – Disposição das alturas dos indivíduos das espécies vegetais amostrados nas parcelas (cor azul) e nos biomontes (cor salmão) e as alturas identificadas entre os biomontes e as parcelas (cor roxa), sendo eixo x altura e eixo y número de indivíduos, em áreas pós-colheita de *Pinus* spp., em Correia Pinto, SC



Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Na Tabela 1 é possível visualizar os tipos de plantas, ou seja, as formas de vida das espécies identificadas: 45,80% de espécies arbóreas, 18,60% arbustivas, 10,20% subarbustivas e 25,40% apresentam-se na literatura tanto como arbustiva como subarbustiva. Dentre as espécies arbóreas identificadas nos biomontes nas cinco avaliações realizadas, a altura média

obtida foi de 0,64 m e das espécies arbustivas e subarbustivas de 0,75 m. Já para as parcelas a altura média obtida para espécies arbóreas foi de 1,53 m e arbustivas e subarbustivas de 1,37 m.

Neste sentido, a maior parte dos indivíduos arbóreos amostrados nos biomontes apresenta altura inferior a encontrada pelas arbóreas das parcelas. Este fato indica que os indivíduos das espécies arbóreas presentes nos biomontes, em 15 meses cresceram menos em altura que as arbóreas das parcelas, o que possivelmente pode ser explicado pelas características sucessionais das espécies arbóreas – secundárias iniciais e tardias – pouco adaptadas a crescimento não sombreado no qual foram condicionadas nos biomontes.

Adicionalmente, a presença de espécies com característica pioneira foi mais evidente nas parcelas, visto que, a maior média das alturas obtidas para as parcelas é justificada pela presença da espécie *Mimosa scabrella* Benth., que quando comparada com as demais espécies amostradas nas parcelas, apresentou um valor médio de 3,42 m. Esta, por sua vez, efetuou o sombreamento de espécies de estágios sucessionais posteriores, contribuindo para um maior crescimento vertical das espécies arbóreas.

Este fato é mais evidentemente observado para as espécies arbustivas e subarbustivas, que além de apresentar a maior média em altura nas parcelas, também nos biomontes apresentaram média maior de altura para arbustivas e subarbustivas (0,75 m) quando comparadas com a altura média das arbóreas (0,64 m). Desta forma, como as espécies arbustivas e subarbustivas, neste estudo, foram consideradas pertencentes ao grupo ecológico das pioneiras, naturalmente o maior crescimento em altura, foi aferido a estas espécies.

Dentre as espécies arbustivas e subarbustivas, *Baccharis dracunculifolia* DC. destacou-se com uma altura média de 1,63 m nas parcelas e 1,89 m nos biomontes, o que evidencia o potencial da espécie no recobrimento da superfície pelo crescimento vertical.

Estes resultados remetem ao rápido desenvolvimento das espécies na comunidade presente nas parcelas para os biomontes, processo que pode proporcionar o aumento da diversidade florística e o adensamento das espécies, respectivamente.

Espécies arbóreas que dominam estágios sucessionais iniciais declinam em abundância nas florestas maduras, favorecendo o aumento da riqueza de espécies arbóreas em uniformidade e diversidade de espécies durante os quarenta a cinquenta anos de sucessão (CAPERS et al., 2005; OLIVEIRA; SILVA JUNIOR, 2011). Para Cordeiro e Rodrigues (2007), inclusive, as espécies arbóreas que possuem indivíduos no estrato da regeneração natural apresentam melhores chances de continuarem existindo e influenciando a estrutura da floresta, ao longo do tempo.

Reis (1993) relatou que as florestas naturais apresentam formas de vida com adaptações distintas quanto à utilização energética dentro das comunidades, conferindo variações na sua estrutura etária e distribuições espaciais nas comunidades florestais.

Tabela 1 – Espécies vegetais identificadas nos biomontes e parcelas incluindo as características ecológicas: **O** (origem) N= nativa, E= endêmica, X=exótica; **RE** (risco de extinção) NE= não avaliado, NT= quase ameaçada, CR= criticamente ameaçada, LC= menor preocupação; **C** (ciclo foliar) P= perene, D= decídua, SD= semidecídua; **FV** (forma de vida) A= arbórea, AB= arbustiva, SB= subarbustiva; **FD** (forma de dispersão) AM=anemocórica, AU= autocórica, BA= barocórica, ZO= zoocórica; **GE** (grupo ecológico) PI= pioneira, SI=secundária inicial, ST=secundária tardia, T=mais de um GE, em áreas pós-colheita de *Pinus* spp., em Correia Pinto, SC (Continua)

Família / Espécie	O	RE	C	FV	FD	GE
<b>Anacardiaceae</b>						
<i>Lithraea brasiliensis</i> Marchand	N	NE	P	A	AM, ZO	PI
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	N	NE	P	A, AB	ZO	PI
<b>Aquifoliaceae</b>						
<i>Ilex microdonta</i> Reissek	E	NE	P	A, AB	ZO	SI
<i>Ilex paraguariensis</i> A. St.-Hil.	N	NT	P	A	AU, ZO	T
<b>Araucariaceae</b>						
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	N	CR	P	A	AM	PI
<b>Asteraceae</b>						
<i>Baccharis caprariifolia</i> DC.	N	NE	P	AB	AM	PI
<i>Baccharis dentata</i> (Vell.) G. M. Barroso	N	NE	P	AB	AM	PI
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	N	NE	P	AB	AM	PI
<i>Baccharis microdonta</i> DC.	N	NE	P	SB	AM	PI
<i>Baccharis milleflora</i> (Less.) DC.	E	NE	P	A, AB	AM	PI
<i>Baccharis oreophila</i> Malme	N	NE	P	SB	AM	PI
<i>Baccharis pentaptera</i> (Less.) DC.	N	NE	P	AB, SB	AM	PI
<i>Baccharis sagittalis</i> (Less.) DC.	N	NE	P	SB	AM	PI
<i>Baccharis semiserrata</i> DC.	N	NE	P	AB	AM	PI
<i>Baccharis crispa</i> Spreng.	E	NE	P	AB, SB	AM	PI
<i>Baccharis uncinella</i> DC.	E	NE	P	AB	AU	PI
<i>Campovassouria bupleurifolia</i> (DC.) R. M. King & H. Rob.	N	NE	P	AB	AM	PI
<i>Campovassouria cruciata</i> (Vell.) R. M. King. & H. Rob.	N	NE	D	SB	AM	PI
<i>Senecio brasiliensis</i> (Spreng.) Less.	E	NE	P	SB	AM	PI
<i>Symphopappus compressus</i> (Gardner) B. L. Rob.	N	NE	SD	AB	AM	PI
<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H. Rob.	N	NE	D	AB	AM	PI
<i>Vernonanthura tweediana</i> (Baker) H. Rob.	E	NE	D	AB	AM	ST
<b>Bignoniaceae</b>						
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	N	NE	P	A	ZO	ST
<b>Celastraceae</b>						
<i>Maytenus boaria</i> Molina	N	NE	SD	AB	AU	T
<b>Clethraceae</b>						
<i>Clethra scabra</i> Pers.	E	NE	P	A, AB	AM, ZO	PI
<i>Clethra uleana</i> Sleumer	E	NE	P	AB, SB	AU	PI
<b>Euphorbiaceae</b>						
<i>Croton muellerianus</i> L. R. Lima	N	NE	P	AB, SB	AU	PI
<i>Croton triquetra</i> Lam.	N	NE	P	A, AB	AU, ZO	PI

Tabela 1 – Espécies vegetais identificadas nos biomontes e parcelas incluindo as características ecológicas: **O** (origem) N= nativa, E= endêmica, X=exótica; **RE** (risco de extinção) NE= não avaliado, NT= quase ameaçada, CR= criticamente ameaçada, LC= menor preocupação; **C** (ciclo foliar) P= perene, D= decídua, SD= semidecídua; **FV** (forma de vida) A= arbórea, AB= arbustiva, SB= subarbustiva; **FD** (forma de dispersão) AM=anemocórica, AU= autocórica, BA= barocórica, ZO= zoocórica; **GE** (grupo ecológico) PI= pioneira, SI=secundária inicial, ST=secundária tardia, T=mais de um GE, em áreas pós-colheita de *Pinus* spp., em Correia Pinto, SC (Continuação)

Família / Espécie	O	RE	C	FV	FD	GE
Euphorbiaceae						
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	N	NE	D	A	AU, BA	SI
<i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll.Arg.	N	NE	D	A	ZO	PI
<i>Gymnanthes schottiana</i> Müll.Arg.	N	NE	SD	A	AM	T
Fabaceae						
<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel	N	NE	P	A	AU, BA	PI
<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	N	NE	P	A	AU, BA	PI
<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H. S. Irwin & Barneby	N	LC	P	A, AB	AU, BA, ZO	PI
Lauraceae						
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	N	NE	SD	A	ZO	T
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	N	LC	P	A	ZO	SI
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez	N	NE	P	A	ZO	ST
Malvaceae						
<i>Sida rhombifolia</i> L.	N	NE	P	SB	AM	PI
Melastomataceae						
<i>Pleroma trichopodum</i> DC.	E	CR	P	AB	AM	SI
Monimiaceae						
<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins	E	NE	P	A	ZO	ST
Myrtaceae						
<i>Eucalyptus dunnii</i> Maiden	X	NE	P	A	AM	PI
<i>Eugenia subterminalis</i> DC.	E	NE	SD	A	ZO	ST
<i>Myrcia palustris</i> DC.	N	NE	P	A	ZO	SI
Pinaceae						
<i>Pinus taeda</i> L.	X	NE	P	A	AM	PI
Primulaceae						
<i>Myrsine parvula</i> (Mez) Otegui	N	NE	P	A	ZO	SI
Rutaceae						
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	N	NE	SD	A	ZO	PI
Salicaceae						
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	N	NE	D	A	ZO	T
<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	E	NE	D	A	ZO	ST
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	N	NE	D	A	ZO	PI
Sapindaceae						
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	N	NE	P	A	ZO	SI
<i>Matayba eleagnoides</i> Radlk.	N	NE	SD	A	ZO	SI
Solanaceae						
<i>Solanum americanum</i> Mill.	N	NE	P	AB, SB	ZO	PI
<i>Solanum cassioides</i> L. B. Sm. & Downs	E	NE	P	A	ZO	SI
<i>Solanum corymbiflorum</i> (Sendtn.) Bohs	N	NE	P	AB, SB	ZO	PI
<i>Solanum lacerdiae</i> Dusén	E	NE	P	A, AB	ZO	PI
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	N	NE	P	A, AB	ZO	PI

Tabela 1 – Espécies vegetais identificadas nos biomontes e parcelas incluindo as características ecológicas: **O** (origem) N= nativa, E= endêmica, X=exótica; **RE** (risco de extinção) NE= não avaliado, NT= quase ameaçada, CR= criticamente ameaçada, LC= menor preocupação; **C** (ciclo foliar) P= perene, D= decídua, SD= semidecídua; **FV** (forma de vida) A= arbórea, AB= arbustiva, SB= subarbustiva; **FD** (forma de dispersão) AM=anemocórica, AU= autocórica, BA= barocórica, ZO= zoocórica; **GE** (grupo ecológico) PI= pioneira, SI=secundária inicial, ST=secundária tardia, T=mais de um GE, em áreas pós-colheita de *Pinus* spp., em Correia Pinto, SC (Conclusão)

<b>Família / Espécie</b>	<b>O</b>	<b>RE</b>	<b>C</b>	<b>FV</b>	<b>FD</b>	<b>GE</b>
Solanaceae						
<i>Solanum sanctae-catharinae</i> Dunal	N	NE	D	A	ZO	PI
<i>Solanum variabile</i> Mart.	N	NE	D	A, AB	ZO	PI
Winteraceae						
<i>Drimys brasiliensis</i> Miers	N	NE	P	A	ZO	ST

Fonte: Elaborado pela autora, 2018; Araújo et al. (2010); Ferreira (2011); Gring e Brack (2009); Lima e Pirani (2008); Negrini et al. (2012); Seubert et al. (2017); IUNC (2017).

Na análise florística foram identificadas, no total, 59 espécies distribuídas em 34 gêneros e 21 famílias (Tabela 1), o que evidencia uma adequada presença de espécies para uma área conduzida pela regeneração natural. Outros estudos como o de Ferreira et al. (2010), na avaliação da regeneração natural como indicador de recuperação de área degradada a jusante da usina hidrelétrica de Camargos, MG, nos campos da Serra da Mantiqueira, identificaram 64 espécies arbustivo-arbóreas pertencentes a 27 famílias. Os autores evidenciaram que o fragmento forneceu a maioria dos propágulos responsáveis pela regeneração, tendência possivelmente também conferida a este estudo.

Dentre as famílias mais representativas, em termos de número de indivíduos amostrados, destacaram-se Asteraceae com 17 espécies, Solanaceae (7), Euphorbiaceae (5), Myrtaceae, Salicaceae, Fabaceae e Lauraceae com três espécies cada. A maior representatividade da família Asteraceae é atribuída a sua capacidade de dispersão, predominantemente anemocórica, que corrobora para sua inserção em ambientes degradados e abertos.

Calegare (2009), em estudo sobre o banco de sementes, para fins de restauração florestal, obteve para a família de maior riqueza a Asteraceae com 16 espécies identificadas. Fiorentin et al. (2015), na análise do efeito da pecuária extensiva sobre a composição e a diversidade florística da regeneração natural em áreas de preservação permanente de Floresta Ombrófila Mista, obtiveram como famílias botânicas mais representativas Myrtaceae, Sapindaceae e Euphorbiaceae. Tabarelli e Peres (2002) relataram que as famílias Myrtaceae e Lauraceae apresentam grande interação com a fauna, e que a permanência e conservação da fauna na área, está diretamente relacionado com a dispersão de sementes e o recrutamento das plantas desta família.

Igualmente neste estudo, com exceção da Família Asteraceae, as demais famílias apresentam característica de dispersão zoocórica, o que pode inferir sobre o recrutamento de espécies pela fauna. 40,67% das espécies da flora identificadas tem síndrome de dispersão zoocórica, o que evidencia participação da fauna do processo de restauração, além de 37,28% com dispersão anemocórica. Ferreira et al. (2010) encontraram 62,50% das espécies regenerantes classificadas como zoocóricas, 21,90% como anemocóricas e 15,60% como autocóricas.

Adicionalmente, Avila et al. (2013) caracterizaram os mecanismos de regeneração natural em um remanescente de Floresta Ombrófila Mista em São Francisco de Paula, RS, com 65% das espécies com dispersão zoocórica e 17% anemocórica. O mesmo para Seubert et al. (2017) na avaliação da composição e estrutura dos estratos arbóreo e regenerativo em três áreas sob regeneração natural, caracterizados por diferentes idades após retirada de povoamentos de *Eucalyptus grandis*, em Brusque, SC, os quais identificaram que 73,80% das espécies apresentam estratégia de dispersão zoocórica.

Diante destes estudos e pela análise dos resultados, nota-se que a presença da fauna contribuiu consideravelmente no estabelecimento de grande parte das espécies encontradas na área de regeneração natural, devido a alta percentagem de espécies com característica de dispersão zoocórica. Isto pode inferir ainda sobre a contribuição dos biomontes para a avifauna, em especial, por proporcionar descanso e alimento para as aves.

Conforme a Tabela 1 pode-se observar ainda, muitas espécies pioneiras, o equivalente a percentagem de 64,40% das espécies, além da presença de espécies de grupo ecológico secundário inicial (15,25%) tardio (11,86%) e 8,50% que pertencem a mais de um grupo ecológico, conforme analisado na literatura. Naturalmente, as espécies pioneiras são as primeiras a se estabelecer, sobretudo em ambientes abertos onde o banco de sementes do solo é ativado, do mesmo modo que a possibilidade de dispersão de espécies anemocóricas pioneiras é maior, o que contribui para resultados como encontrados neste estudo.

Em estudo de levantamento fitossociológico e a caracterização sucessional dos fragmentos remanescentes de mata ciliar, Cardoso-Leite et al. (2004) identificaram que 60% das espécies apresenta grupo ecológico pioneiro. Os autores, relataram que, por esta razão, os fragmentos amostrados podem ser considerados jovens, o que indica que sofreram perturbações recentes.

Resultado semelhante foi encontrado por Klein et al. (2009), em avaliação da regeneração natural em área degradada pela mineração de carvão em Santa Catarina, nos quais identificaram 51,70% pioneiras, 20,70% secundárias iniciais e 17,30% secundárias tardias. Os

autores justificam a maior presença de espécies pioneiras devido as características morfológicas de crescimento rápido e ciclo de vida curto, florescimento precoce, frutos e sementes pequenas com viabilidade longa, geralmente dispersos pelo vento além de evidenciar o franco processo de ocupação e recobrimento da área, em recuperação.

Entretanto, Avila et al. (2013) obtiveram percentagens menores, com 40% pioneiras e secundárias iniciais em relação a 30% de secundárias tardias e clímax, em mesma tipologia de solo identificada neste estudo.

Chami (2008), em estudo de avaliação fitossociológica de uma Floresta Ombrófila Mista, em São Francisco de Paula, RS, e os seus mecanismos de regeneração (banco de plântulas, chuva de sementes e banco de sementes do solo), observou 86 espécies, pertencentes a 60 gêneros e 34 famílias e, considerando a população estudada, foi maior o número de espécies iniciais. O autor justifica que a floresta, em médio prazo, apresentou intensa dinâmica e abertura de clareiras, proporcionando a colonização de espécies exigentes de maior intensidade luminosa.

Dentre as espécies avaliadas, 23,70% são endêmicas: *Ilex microdonta*, *Baccharis milleflora*, *B. crispa*, *B. uncinella*, *Senecio brasiliensis*, *Vernonanthura tweediana*, *Clethra scabra*, *C. uleana*, *Eugenia subterminalis*, *Pleroma trichopodum*, *Mollinedia schottiana*, *Casearia obliqua*, *Solanum cassioides* e *S. lacerdae*.

É importante citar a presença das espécies exóticas *Pinus taeda* e *Eucalyptus dunnii*. Ambas são ou já foram cultivadas na Fazenda Campina Grande, porém, nesse processo de recuperação das Áreas de preservação Permanente (APP's), há a presença isolada destas espécies.

Dentre as espécies identificadas, categorizadas com algum tipo de ameaça de extinção estão presentes *Araucaria angustifolia* e *Pleroma trichopodum*, criticamente ameaçadas, e *Ilex paraguariensis*, quase ameaçada.

#### 4.1.2 Diversidade de espécies

Na primeira análise (Avaliação I) da diversidade de espécies, nos biomontes, o índice de Shannon (Tabela 2) obtido foi de  $H' = 2,07$  nats/indivíduo na avaliação de indivíduos arbóreos e  $H' = 1,5$  para os indivíduos subarbustivos e arbustivos. Já nas parcelas, um valor do índice de  $H' = 1,81$  nats/indivíduo para indivíduos arbóreos e  $H' = 1,96$  para espécies arbustivas e subarbustivas.

Os resultados, na primeira avaliação expressam a maior diversidade de espécies arbóreas nos biomontes do que nas parcelas, que apresentaram maior diversidade de espécies arbustivas e subarbustivas.

Tabela 2 – Índices de diversidade de Shannon ( $H'$ ) e equabilidade de Pielou ( $J$ ), para as formas de vida dos indivíduos das espécies vegetais amostradas, em áreas pós-colheita de *Pinus spp.*, em Correia Pinto, SC

Avaliação	Biomontes				Parcelas			
	Avaliação I		Avaliação V		Avaliação I		Avaliação V	
Índice	$H'$	$J$	$H'$	$J$	$H'$	$J$	$H'$	$J$
Arbórea	2,07	0,70	1,75	0,64	1,81	0,59	2,34	0,70
Arbustiva/Subarbustiva	1,50	0,54	1,52	0,61	1,96	0,82	1,46	0,63

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Do mesmo modo, para o índice de Pielou, os valores de equabilidade foram maiores para as espécies arbóreas nos biomontes (0,70) e maiores para arbustivas e subarbustivas nas parcelas (0,82) o que demonstra que as espécies arbóreas estão melhor distribuídas nos biomontes e as espécies arbustivas e subarbustivas nas parcelas. Este fato, previamente pode estar relacionado pela diferença no esforço amostral entre os biomontes e parcelas, contribuindo para o menor valor de diversidade para espécies de forma de vida arbórea das parcelas.

Todavia, na avaliação da diversidade com os mesmos índices após 15 meses (Avaliação V), é possível observar que o índice de diversidade de Shannon é maior para as parcelas do que para os biomontes, no que se refere as espécies arbóreas. No entanto, apesar de não ser tão expressivo, o valor para as espécies arbustivas e subarbustivas é maior nos biomontes do que nas parcelas. Já o índice de Pielou demonstra que tanto as espécies arbóreas, quanto as arbustivas e subarbustivas apresentam-se com melhor uniformidade de distribuição nas parcelas do que nos biomontes.

Estes resultados remetem às discussões da Figura 8, em relação à estrutura vertical dos indivíduos nos biomontes e parcelas, que evidenciou diferenciações na altura média das espécies arbustivas e subarbustivas para as arbóreas, respectivamente. Discussões que agora, podem ser confirmadas pela maior riqueza de espécies arbóreas nas parcelas após 15 meses, o que evidencia o começo do processo de enriquecimento da comunidade.

Além disso, a contribuição da fauna deve ser considerada, uma vez que, como mencionado em parágrafos anteriores, grande parte das espécies identificadas neste estudo apresentam característica de dispersão zoocórica. Nesta perspectiva, a fauna auxilia no enriquecimento de espécies na comunidade.

O índice de diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ) busca medir o grau de incerteza na predição correta de qual espécie pertence um indivíduo escolhido ao acaso em uma comunidade

contendo “S” espécies e “N” indivíduos. Neste contexto quanto maior a incerteza, maior o valor do índice de diversidade da amostra, sendo que os valores do índice variam de 1,5 a 3,5, raramente passando de 4,5 (SCOLFORO; MELLO; SILVA, 2008; FELFILI; REZENDE, 2003; GORENSTEIN, 2002; MARTINS, 1991).

Deste modo, os índices de diversidade de espécies obtidos neste estudo abrangem valores satisfatórios, apesar dos baixos valores encontrados para o índice de diversidade das espécies arbustivas e subarbustivas nos biomontes para a avaliação 1 e 5, e para espécies arbustivas e subarbustivas das parcelas na avaliação 5.

O índice de Pielou, derivado do índice de diversidade de Shannon, permite representar a uniformidade da distribuição dos indivíduos entre as espécies existentes. Desta forma, neste estudo, os resultados evidenciaram que a uniformidade de distribuição é maior para as espécies arbóreas, com exceção das parcelas na primeira avaliação, ou seja, os indivíduos das espécies arbóreas estão melhor distribuídos na área que os indivíduos das espécies arbustivas e subarbustivas.

Kanieski et al. (2012), na avaliação da diversidade e padrões de distribuição espacial de espécies no estágio de regeneração natural em floresta de estágio avançado de sucessão de São Francisco de Paula, RS, mediante a comparação de oito índices de diversidade e, considerando circunferência a altura do peito mínima de 3 cm, obtiveram para o Índice de Shannon  $H' = 2,13$  e o Índice de Pielou  $J = 0,76$ ; segundo os autores o índice de Shannon apresentou boa representatividade da diversidade de espécies e o Índice de Pielou alta uniformidade de distribuição das espécies no local.

Para Narvaes, Longhi e Brena (2008) os índices de diversidade apresentaram valores entre 2,11 e 2,55 nas áreas de análise da florística da regeneração natural em floresta de estágio avançado de sucessão e verificação da ocorrência de grupos florísticos de uma área onde não foram constatadas alterações antrópicas intensas. Do mesmo modo, Mauhs (2002), na análise fitossociológica e da regeneração de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista exposta a perturbações antrópicas, obteve para diferentes componentes arbóreos, exceto adulto, índices entre 2,43 e 2,90.

Já Martins (2009), na descrição da estrutura e composição florística do estrato arbóreo e arbustivo de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista Altomontana em Urupema, Santa Catarina, obteve para o índice de diversidade de Shannon-Wiener o valor de 2,6 nats/indivíduo e o de uniformidade de Pielou igual a 0,88 e afirma que a área de estudo apresenta baixa diversidade relacionado ao histórico de exploração e as condições ambientais específicas devido à altitude.

Estas informações inicialmente comparadas com os resultados deste estudo, remetem a baixa diversidade de espécies para a área em recuperação. Contudo, Caldato et al. (1996), em um estudo da regeneração natural em duas áreas de Floresta Ombrófila Mista (com predominância de Araucária e outra de outras espécies nativas), em banco e chuva de sementes na região de Caçador, SC, obtiveram índices de diversidade e de equabilidade maiores para área com predomínio de espécies nativas, incluindo arbóreas e arbustivas de  $H'=1,86$ ,  $J= 0,68$  e  $H'=1,68$ ,  $J=0,58$ , respectivamente. Além disso Silva, Ganade e Backes (2010) ao avaliar a regeneração natural das espécies arbóreas em Floresta Ombrófila Mista, na Floresta Nacional de São Francisco de Paula, obtiveram índices entre 0,98 (plântula) 1,03 (juvenil).

Estes estudos acrescem no parecer de que a diversidade e uniformidade de distribuição das espécies, precedidas a atividades antrópicas, como a área em questão, são esperadas e notoriamente apropriadas para o estágio em que se encontram atualmente.

A compilação de alguns trabalhos reflete ainda em uma diversidade e uniformidade de espécies levemente superior, tanto para as parcelas quanto para os biomontes (SILVA; GANADE; BACKES, 2010; CALDATO et al., 1996). De forma geral, e de acordo com as comparações com os demais trabalhos, é possível identificar que a presença dos biomontes não prejudicou o estágio de regeneração natural, mesmo considerando o esforço amostral distinto com as parcelas de área fixa.

## 4.2 ANÁLISE FITOSSOCIOLÓGICA

### 4.2.1 Parcelas

Após cinco avaliações, foram identificadas nas parcelas, 14 famílias, 23 gêneros e 38 espécies. As espécies *Baccharis uncinela* e *Mimosa scabrella*, estão presentes em todas as avaliações (Tabela 3), tanto nas parcelas de 10 m x 10 m quanto nas subdivisão de 5 m x 5 m, o que evidencia seu potencial de regeneração e ocupação das áreas no início do seu processo de restauração, principalmente pela alta densidade que apresentaram em cada avaliação de recrutamento de indivíduos.

Esta característica demonstra também a potencialidade das famílias Asteraceae e Fabaceae na área, nas quais apresentaram o maior número de indivíduos amostrados nas cinco avaliações, acompanhadas das famílias Solanaceae, Euphorbiaceae e Lauraceae.

Tabela 3 – Espécies vegetais mais representativas amostradas, de acordo com os parâmetros fitossociológicos avaliados (**DA**: densidade absoluta, **DoA**: dominância absoluta, **FA**: frequência absoluta, **VI**: valor de importância) nas cinco avaliações (15 meses) para as parcelas de dimensões 5 m x 5 m e 10 m x 10 m, em áreas pós-colheita de *Pinus* spp., em Correia Pinto, SC

		5 m x 5 m				10 m x 10 m					
		Espécie	DA	DoA	FA	VI	Espécie	DA	DoA	FA	VI
Avaliação 1	<i>Baccharis uncinella</i>	81	3,09	67	22	<i>Mimosa scabrella</i>	615	13,44	54	23	
	<i>Campovassouria cruciata</i>	25	2,58	50	15	<i>Campovassouria cruciata</i>	515	4,84	85	15	
	<i>Baccharis semiserrata</i>	87	0,89	33	13	<i>Baccharis uncinella</i>	562	4,84	69	15	
	<i>Mimosa scabrella</i>	42	0,43	25	7	<i>Baccharis dracunculifolia</i>	431	4,26	69	13	
	<i>Symphyopappus compressus</i>	31	0,31	17	5	<i>Symphyopappus compressus</i>	123	1,46	38	5	
Avaliação 2	<i>Baccharis uncinella</i>	25	0,26	67	23	<i>Baccharis uncinella</i>	269	2,27	69	37	
	<i>Senna macranthera</i>	19	0,39	8	16	<i>Baccharis dracunculifolia</i>	85	0,36	46	11	
	<i>Baccharis dracunculifolia</i>	23	0,15	33	15	<i>Baccharis microdonta</i>	100	0,43	23	10	
	<i>Mimosa scabrella</i>	13	0,11	33	11	<i>Mimosa scabrella</i>	54	0,12	31	7	
	<i>Baccharis semiserrata</i>	2	0,28	8	8	<i>Baccharis sagittalis</i>	54	0,14	23	6	
Avaliação 3	<i>Baccharis uncinella</i>	15	0,21	38	18	<i>Baccharis uncinella</i>	26	1,90	75	35	
	<i>Campovassouria cruciata</i>	6	0,28	38	16	<i>Campovassouria cruciata</i>	8	0,44	25	9	
	<i>Solanum sanctae-catharinae</i>	6	0,10	38	11	<i>Baccharis dracunculifolia</i>	5	0,41	33	9	
	<i>Baccharis crispa</i>	17	0,06	13	10	<i>Symphyopappus compressus</i>	10	0,23	17	8	
	<i>Mimosa scabrella</i>	12	0,05	25	10	<i>Mimosa scabrella</i>	4	0,04	33	5	
Avaliação 4	<i>Mimosa scabrella</i>	33	0,13	33	22	<i>Baccharis uncinella</i>	162	3,66	42	41	
	<i>Baccharis uncinella</i>	17	0,17	33	20	<i>Symphyopappus compressus</i>	62	0,22	33	10	
	<i>Solanum cassioides</i>	25	0,02	33	14	<i>Mimosa scabrella</i>	46	0,04	17	6	
	<i>Baccharis sagittalis</i>	13	0,05	22	10	<i>Solanum cassioides</i>	23	0,48	8	6	
	<i>Solanum mauritianum</i>	2	0,09	11	7	<i>Campovassouria cruciata</i>	23	0,13	25	6	
Avaliação 5	<i>Mimosa scabrella</i>	12	0,02	38	18	<i>Baccharis uncinella</i>	208	1,06	55	37	
	<i>Baccharis uncinella</i>	4	0,07	13	14	<i>Baccharis dracunculifolia</i>	31	0,26	36	11	
	<i>Baccharis milleflora</i>	8	0,03	25	14	<i>Baccharis crispa</i>	31	0,41	18	10	
	<i>Baccharis crispa</i>	4	0,06	13	14	<i>Baccharis semiserrata</i>	46	0,20	18	9	
	<i>Croton muellerianus</i>	10	0,00	25	11	<i>Croton muellerianus</i>	23	0,08	18	5	

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Outros estudos com levantamento fitossociológico em áreas remanescentes de Floresta Ombrófila Mista, apresentaram como famílias de maior riqueza, Lauraceae, Fabaceae, Asteraceae e Solanaceae (SANTOS et al., 2012; VIBRANS et al., 2008), o que demonstra o potencial de ocupação destas famílias desta tipologia florestal. Adicionalmente a família Fabaceae apresenta grande porcentagem de suas espécies utilizadas na recuperação de áreas degradadas, devido a características de crescimento rápido e fixação simbiótica de nitrogênio no solo.

Popularmente conhecida por bracinga a *Mimosa scabrella* é uma espécie pioneira, fortemente heliófila em todas as fases de desenvolvimento, apresenta grande aptidão para a

colonização de áreas abertas (EMBRAPA, 1988). Isto pode ser justificado pelas características que a espécie possui para se desenvolver e ocupar as áreas abertas. A espécie *Mimosa scabrella* apresenta como principal característica a incidência de estratégia “R”, no qual, em um vocabulário ecológico, a espécie preza pela quantidade do que pela qualidade, para a perpetuação de sua espécie (BAGGIO; CARPANEZZI, 1995). Este fato promove a grande quantidade de sementes no banco de sementes do solo, no qual ficam permanentemente disponíveis.

Evidentemente a alta densidade das espécies *M. scabrella* e *B. uncinella* indica que as espécies desenvolvem um banco de sementes e forma de dispersão promissões para regeneração natural. Santos et al. (2011), na avaliação da chuva de sementes de espécies lenhosas florestais em mosaicos de floresta com Araucária e campo, no sul do Brasil, identificaram que as formações arbustivas com a presença da espécie *B. uncinella*, estão associadas ao recrutamento de espécies, pois funcionam com extensões de condições semelhantes à floresta matriz campestre.

De acordo com Santos et al. (2015) na avaliação da regeneração do componente arbóreo após mortalidade de um maciço de *Merostachys multiramea* Hackel (taquara) em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista em Lages, SC, demonstraram que as famílias com maior riqueza de espécies foram: Myrtaceae, Solanaceae e Aquifoliaceae e que as espécies com o maior Valor de Importância além da *Mimosa scabrella*, foram: *Solanum variabile*, *Piptocarpha angustifolia* Dusén ex Malme, *Jacaranda puberula* Cham. e *Solanum pseudoquina* A. St.-Hil. A comparação da clareira formada pela mortalidade das taquaras com a área aberta em regeneração deste estudo, evidencia a importância e participação da família Solanaceae e das espécies do gênero *Solanum*, assim como a espécie *Mimosa scabrella*.

Todavia, Klein et al. (2009), em avaliação da regeneração natural em área degradada pela mineração de carvão no Sul de Santa Catarina de espécies arbustivo-arbóreas, as que apresentaram melhor desempenho na colonização e estruturação foram *Clethra scabra* Pers., *Myrsine coriacea* (Sw.) R. Br. Ex Coem. & Schult. e *Miconia cabucu* Hoehne. Já a diferença de perturbação entre a área em estudo com a citada por Klein et al. (2009), é justificada pela distinção de fonte de propágulos disponíveis em cada ambiente.

Ainda em análise das informações descritas na Tabela 4, na avaliação 1, é possível observar também que, devido a alta densidade e dominância das espécies *Campovassouria cruciata* e *Baccharis dracunculifolia*, 515 árv./ha; 4,81 m<sup>2</sup>/ha e 431 árv./ha; 4,26 m<sup>2</sup>/ha, respectivamente, nas parcelas de 10 m x 10 m resultaram em seu maior Valor de Importância. O mesmo pode-se afirmar para a espécie *Baccharis sagittalis* que apresentou 54 árv./ha e 0,14

m<sup>2</sup>/ha. Todavia, nas subdivisões de 5 m x 5 m, a espécie *Campovassouria cruciata* destacou-se por sua elevada dominância em relação as demais espécies, do mesmo modo que, na avaliação 3.

Em um estudo florístico e fitossociológico da componente herbáceo-lenhoso em parte da margem do Reservatório do Iraí, Pinhais, PR, em virtude de conhecer e comparar os efeitos dos plantios sobre a composição florística e fitossociologia de Capoeira em três compartimentos submetidos a tratos silviculturais diferentes, as espécies mais importantes foram *Baccharis vulneraria*, *Baccharis erioclata*, *Baccharis uncinella*, *Baccharis erioclata*, *Baccharis dracunculifolia*, além da espécie da família Asteraceae *Senecio brasiliensis* (BILA, 2012).

Ceconi (2010), na avaliação dos impactos da pressão antrópica sobre a mata ciliar de um tributário urbano-rural na microbacia hidrográfica do Vacacaí-mirim, Santa Maria, RS, visando diagnosticar seu grau de degradação e indicar uma posterior recuperação, também ressaltou a presença da espécie *B. dracunculifolia* incluindo ser uma das maiores frequências observadas, além de amostrada em todas as estações do ano. A autora declarou ainda que a maioria das espécies encontradas no banco de sementes são de capoeira ou estágio inicial de regeneração.

Duarte et al. (2017), na caracterização da dinâmica e estrutura de espécies lenhosas regenerantes em uma área degradada altomontana em Urubici, SC, identificaram que as espécies com maior abundância na comunidade foram *Solanum cassioides*, *Baccharis uncinella*, *Solanum paranense* Dusén, *Myrceugenia regnelliana* (O. Berg) D. Legrand & Kausel e *Berberis laurina* Billb. e que, por apresentarem elevada representatividade no componente regenerativo, possuem grande potencial para serem empregadas em planos de restauração florestal.

Nota-se a capacidade de recobrimento vegetal em áreas degradadas pelas espécies do gênero *Baccharis*, as quais, como mencionado no tópico anterior, apresentam dispersão anemocórica o que facilita sua propagação, principalmente em áreas abertas (NEGRINI et al., 2012) na região sul do Brasil, pois representam grupos ecológicos sucessionais de característica pioneira. De acordo com Liebsch et al. (2009), as espécies da família Asteraceae e Solanaceae, e espécies do gênero *Baccharis* e *Solanum* são comuns em áreas com maior altitude em estágio inicial de sucessão.

Destacando-se apenas na avaliação 2, nas subdivisões de 5 m x 5 m, devido a dominância apresentada, *Senna macranthera*, chegou a uma área basal de 0,39 m<sup>2</sup>/ha. Adicionalmente na avaliação 3 (10 m x 10 m), a espécie *B. dracunculifolia* com 0,39 m<sup>2</sup>/ha.

#### 4.2.2 Biomontes

Nos biomontes, após cinco avaliações, identificaram-se 18 famílias, 26 gêneros e 36 espécies. As famílias mais representativas em número de indivíduos, na avaliação dos biomontes foram Aquifoliaceae, Asteraceae, Clethraceae, Fabaceae, Lauraceae, Primulaceae, Salicaceae e Solanaceae.

Dentre as espécies com os maiores Valores de Importância estão *Baccharis semiserrata*, *B. uncinella*, *Solanum cassioides* e *S. sanctae-catharinae*, presentes em quase todas as avaliações (Tabela 4). É possível observar que diferentes espécies se destacaram ao longo das avaliações, exceto pela presença assídua das espécies *Solanum sanctae-catharinae* e *Baccharis uncinella*.

Tabela 4 – Espécies vegetais mais representativas amostradas, de acordo com os parâmetros fitossociológicos avaliados (**DA**: densidade absoluta, **DoA**: dominância absoluta, **FA**: frequência absoluta, **VI**: valor de importância) nas cinco avaliações (15 meses) para os biomontes, em áreas pós-colheita de *Pinus spp.*, em Correia Pinto, SC

	<b>Espécie</b>	<b>DA</b>	<b>DoA</b>	<b>FA</b>	<b>VI</b>
Avaliação 1	<i>Baccharis semiserrata</i>	738	0,00	75	28
	<i>Baccharis uncinella</i>	126	0,00	25	13
	<i>Solanum sanctae-catharinae</i>	245	0,00	18	11
	<i>Solanum cassioides</i>	119	0,00	21	5
	<i>Baccharis oreophila</i>	51	0,00	43	4
Avaliação 2	<i>Solanum cassioides</i>	592	0,68	40	20
	<i>Baccharis semiserrata</i>	258	0,82	40	15
	<i>Mollinedia schottiana</i>	394	0,50	12	12
	<i>Solanum sanctae-catharinae</i>	279	0,32	28	10
	<i>Solanum mauritianum</i>	14	0,64	16	6
Avaliação 3	<i>Baccharis uncinella</i>	122	0,67	40	20
	<i>Solanum sanctae-catharinae</i>	134	0,33	16	13
	<i>Baccharis crispa</i>	48	0,32	28	10
	<i>Baccharis semiserrata</i>	48	0,25	24	9
	<i>Symphyopappus compressus</i>	29	0,36	12	7
Avaliação 4	<i>Baccharis uncinella</i>	82	0,34	44	16
	<i>Solanum sanctae-catharinae</i>	123	0,13	33	13
	<i>Senecio brasiliensis</i>	19	0,34	19	10
	<i>Baccharis semiserrata</i>	57	0,10	37	9
	<i>Baccharis sagittalis</i>	44	0,16	30	9
Avaliação 5	<i>Baccharis uncinella</i>	48	0,63	40	23
	<i>Solanum sanctae-catharinae</i>	66	0,24	25	18
	<i>Symphyopappus compressus</i>	8	0,92	15	17
	<i>Solanum cassioides</i>	23	0,01	25	8
	<i>Solanum mauritianum</i>	8	0,21	15	7

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Outros estudos também identificaram forte presença da espécie *Solanum sanctae-catharinae*, como o Inventário Florístico Florestal dos Remanescentes Florestais do Estado de Santa Catarina (IFFSC, 2013), Narvaes, Longhi e Brena (2008), Negrini et al. (2012), Cappelatti e Schmitt (2011), Scipioni (2011), Rondon Neto et al. (2002) e Cordeiro e Rodrigues (2007). A presença marcante da espécie é conferida à sua estratégia de dispersão zoocórica, e dada sua preferência de crescimento nos biomontes devido a sua prioridade por solos úmidos, que neste caso, é proporcionada pela estrutura dos biomontes que recobrem o solo mantendo sua umidade e temperatura.

Na avaliação 1, as cinco espécies que mais se destacaram, devem-se principalmente à alta densidade destas, sendo estas *Baccharis semiserrata* com 738 árv./ha; *Solanum sanctae-catharinae* com 245 árv./ha, *Baccharis uncinella* e *Solanum cassioides* com 126 e 119 árv./ha, respectivamente, e *Baccharis oreophila* que apresentou dentre as espécies destaque, o valor de densidade absoluta de 0,26 m<sup>2</sup>/ha.

A espécie arbustiva *Baccharis uncinella* fortemente presente neste estudo, é endêmica dos campos de altitude e ocorre preferencialmente em locais não pastejados e também em beiras de estrada (BOND-BUCKUP; BUCKUP; DREIER, 2008), ou ainda áreas abertas, essa característica evidencia sua alta densidade na área de estudo.

Adicionalmente, em avaliação da restauração florestal por meio da verificação do estabelecimento da vegetação arbórea em uma área de preservação permanente degradada em Pouso Redondo, SC, seis anos após o plantio de mudas e proteção da área, para as análises fitossociológicas, foram encontradas as espécies *B. semiserrata* e *Casearia sylvestris* como as espécies com maior valor de importância (RECH, 2014).

A presença das espécies do gênero *Baccharis* também pode ser conferida à sua forma dispersão Anemocórica e Autocórica. Essas espécies são procuradas e polinizadas por muitas espécies de abelhas sem ferrão como *Nannotrigona testaceicornis*, *Tetragonisca angustula*, *Paratrigona subnuda*, *Melipona marginata*, *Scaptotrigona bipunctata* e *Plebeia drorijana* (TEIXEIRA, 2015; CAMARGO; WITTMANN, 1989; DRUMOND et al., 1997; YAMONE; HEARD; SAKAGAMI, 1995), que em sua maioria apresentam ocorrência na região sul do País e aceleram o processo de dispersão favorecendo o gênero.

Na avaliação 2, entre as 20 espécies amostradas, as de maior Valor de Importância foram as espécies *Solanum cassioides*, *Mollinedia schottiana* e *Baccharis semiserrata* pelas maiores densidades obtidas (592, 394 e 258 árv./ha, respectivamente) e *Solanum mauritianum* pela área basal (dominância de 0,14 m<sup>2</sup>/ha). A espécie *Solanum sanctae-catharinae* resultou em densidade de 297 árv./ha.

Os dados fitossociológicos para os biomontes na avaliação 3 demonstraram que a espécie *Baccharis crispa*, popularmente conhecida por Carqueja-crispa apresentou desenvolvimento elevado nos biomontes, visto que, sua dominância chegou a 0,32 m<sup>2</sup>/ha. Da mesma forma, a espécie *Symphyopappus compressus* com 0,36 m<sup>2</sup>/ha.

Dentre as avaliações 4 e 5, as espécies que apresentaram maior valor de importância, alcançaram devido às suas altas densidades, exceto pelas espécies *Baccharis uncinella* (Avaliações 4 e 5), *Senecio brasiliensis* (Avaliação 4) e *Symphyopappus compressus* (Avaliação 5), as quais apresentaram, dentre as espécies avaliadas, a maior dominância para estas avaliações de 0,34, 0,63, 0,34 e 0,92 m<sup>2</sup>/ha, respectivamente.

A espécie *Senecio brasiliensis*, é uma indicadora dos estágios iniciais de regeneração nos campos de altitude. Larmul (2015), em um estudo do banco de sementes sobre plantio de *Pinus elliottii*, dentro dos limites da Floresta Nacional de Piraí do Sul, PR, identificaram dentre as espécies do banco de sementes a presença da espécie *Senecio brasiliensis* além das famílias Asteraceae e Solanaceae.

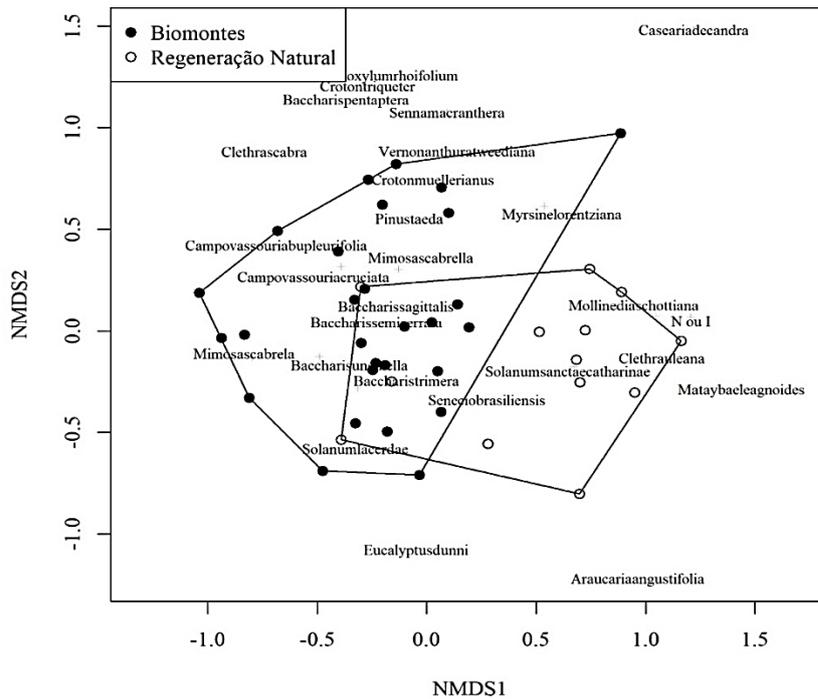
Diante das discussões apresentadas nota-se que as espécies identificadas, são comuns para a tipologia florestal. Adicionalmente, estas espécies podem ser indicadas para utilização em recuperação de áreas degradadas na região Serrana de Santa Catarina. Do mesmo modo, pode-se afirmar que os biomontes não prejudicaram o processo de regeneração natural, até o presente momento, e que sua presença favoreceu o recrutamento de espécies com densidade distinta das espécies amostradas nas parcelas.

#### 4.3 DISSIMILARIDADE DE BRAY-CURTIS

A análise do Escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS), pela similaridade de espécies entre comunidades pela metodologia de Bray-Curtis, entre os biomontes e as parcelas (Figura 9) mostra que, entre as comunidades avaliadas, houve um compartilhamento florístico intermediário, com um valor de similaridade de Bray-Curtis de 0,46, ou seja, as comunidades pertencentes aos biomontes e parcelas, compartilham quase metade das espécies identificadas no levantamento florístico. O maior compartilhamento observado foi das espécies *Campovassouria cruciata*, *B. sagittalis*, *B. semiserrata*, *B. uncinella* e *Senecio brasiliensis*.

O resultado da análise multivariada permutacional de NMDS propõe para uma boa ordenação um valor de stress menor que 0,20. Com um valor de 0,16, considera-se que este estudo apresenta uma boa ordenação nos dados para comparar a dissimilaridade dos dados originais com a dissimilaridade da solução.

Figura 9 – Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) obtido pela dissimilaridade de Bray-Curtis, para os biomontes e parcelas, na avaliação 5, em áreas pós-colheita de *Pinus spp.*, em Correia Pinto, SC



Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Assim, infere-se que a composição florístico-estrutural foi influenciada pela interação entre o o banco de sementes do solo e as condições locais das comunidades avaliadas. Neste sentido, uma das condições locais já mencionadas neste estudo, é o microclima formado pelos biomontes. Cada biomonte em sua estrutura apresenta matéria orgânica gradualmente decomposta (pelo sol, chuva, temperatura, etc) na qual permanece prontamente disponível para as plantas regenerantes.

Outra condição proeminente é a cobertura superficial do solo efetuada pelos resíduos de colheita florestal que, enquanto não decompostos, mantém calor e a umidade do solo, favorecendo a germinação de determinadas espécies, o que influencia diretamente na diferença de distribuição das espécies dos biomontes e das parcelas.

Essas condições reforçam a ideia de que o processo de sucessão é influenciado pela interação entre vários fatores incluindo o histórico de perturbação. Um exemplo disso pode ser encontrado em outros estudos como de Gris e Temponi (2017), que avaliaram a diversidade de espécies arbóreas e a similaridade florística entre áreas de florestas nativas secundárias e de reflorestamentos em diferentes idades. O dendrograma de Bray-Curtis evidenciou maior similaridade entre o Parque Nacional do Iguaçu e o Fragmento Tardio, seguida da área Floresta Secundária. Já as áreas Fragmento Reflorestamento Inicial e Fragmento Reflorestado Tardio,

se apresentaram muito diferentes do Parque Nacional do Iguaçu. Isso dispõe da semelhança entre ambientes de semelhantes interações ambientais.

Neste sentido, de acordo com a Figura 9, os eixos 1 e 2 da NMDS evidenciam a importância de ambas situações para o ecossistema em processo de restauração florestal. Isto porque, evidentemente, as espécies identificadas não compartilhadas entre as parcelas e os biomontes agregam riqueza ao ambiente em recuperação, pois possuem distinções estruturais que proporcionam favorecimento no processo de restauração florestal.

#### 4.4 LEVANTAMENTO DA FAUNA SILVESTRE

##### 4.4.1 Mastofauna

No levantamento da mastofauna foram identificadas 14 famílias, 16 gêneros e 18 espécies (Tabela 5) também identificadas em outros estudos (MEYER, 2016; PREUSS et al., 2016; LUIZ, 2008; CARVALHO, 2009; WALLAUER et al., 2000).

No total foram identificadas nas parcelas, 18 espécies com 228 registros, sendo 17 espécies e 136 registros obtidos somente em uma Parcela. Nos biomontes foram identificadas três espécies com 35 registros.

Dentre as espécies mais representativas na área de acordo com a percentagem de indivíduos de cada espécie em relação as demais, demonstrados na Tabela 5, nas parcelas destacaram-se *Mazama gouazoubira* (41,48%), *Conepatus chinga* (17,03%), *Cerdocyus thous* (13,10%), *Leopardus guttulus* e *Lepus europaeus* com 5,68% cada, evidenciando seu potencial de ocupação na área em processo de restauração. Nos biomontes as espécies mais representativas foram *Mazama gouazoubira* (91,42%), *Leopardus guttulus* (5,71%) e *Dasypus novemcinctus* (2,86%), sendo as únicas espécies amostradas nos biomontes.

Em um estudo que procurou identificar as espécies consumidoras dos frutos e dispersoras de sementes, Lima (2013) evidenciou que a fauna nativa atua como dispersora e, no caso da espécie *Hovenia dulcis* Thunb., e os agentes dispersores mais importantes encontrados foram *Cerdocyon thous* e *Nasua nasua* (também registrada neste estudo).

Para Preuss et al. (2016), em estudo conduzido no oeste de Santa Catarina, as espécies mais frequentemente registradas foram *Cerdocyon thous*, com 21 registros, seguida por *Didelphis albiventris* e *Dasypus novemcinctus*, com 16 e 11 registros, respectivamente. Essas três espécies juntas representam cerca de 40% do total de registros.

Tabela 5 – Identificação das espécies da mastofauna pelo **P** (porte); **I** (risco de extinção IUNC), NA: não ameaçada; LC: menos preocupante; VU: vulnerável; EN: em perigo; **C** (risco de extinção CONSEMA/SC); **%P**, **%B**: percentagem de ind./sp. da mastofauna nas parcelas e biomontes, em áreas pós-colheita de *Pinus* spp., em Correia Pinto, SC

<b>Família / Espécie</b>	<b>Nome-popular</b>	<b>P (cm)</b>	<b>I</b>	<b>C</b>	<b>%P</b>	<b>%B</b>
Canidae						
<i>Cerdocyrum thous</i> Linnaeus	Graxaim	65,00	LC	NA	13,1	-
Cervidae						
<i>Mazama gouazoubira</i> G. Fischer	Veado-virá	104,00	LC	NA	41,48	91,43
<i>Mazama americana</i> Erxleben	Veado-mateiro	145,00	VU	EN	0,44	-
Dasiproctidae						
<i>Dasyprocta leporina</i> Linnaeus	Cutia	56,50	LC	NA	1,31	-
Dasypodidae						
<i>Cabassous tatouay</i> Desmarest	Tatu-de-rabo-mole	45,70	LC	NA	0,44	-
<i>Dasytus novemcinctus</i> Linnaeus	Tatu-galinha	48,00	LC	NA	0,44	2,16
Didelphidae						
<i>Didelphis albiventris</i> Lund	Gambá-de-orelha-branca	73,00	LC	NA	0,87	-
Echimyidae						
<i>Myocastor coypus</i> Molina	Ratão-do-banhado	50,00	LC	NA	0,44	-
Felidae						
<i>Leopardus guttulus</i> Schreber	Gato-do-mato	49,10	VU	VU	5,68	5,71
<i>Leopardus pardalis</i> Linnaeus	Jaguatirica	80,50	LC	EN	2,62	-
Leporidae						
<i>Lepus europaeus</i> Pallas	Lebre	57,00	NA	NA	5,68	-
Mephitidae						
<i>Conepatus chinga</i> Molina	Zorrilho	43,50	LC	NA	17,03	-
Mustelidae						
<i>Eira barbara</i> Linnaeus	Irara	64,00	LC	NA	1,31	-
Myrmecophagidae						
<i>Tamandua tetradactyla</i> Linnaeus	Tamanduá-mirim	105,00	LC	NA	0,87	-
Procyonidae						
<i>Proryon cancrivorus</i> Cuvier	Guaxinin	59,50	LC	NA	0,44	-
<i>Nasua nasua</i> Linnaeus	Quati	61,00	LC	NA	1,31	-
Suidae						
<i>Sus scrofa</i> Linnaeus	Javali	150,00	NA	NA	2,18	-
Teiidae						
<i>Salvator merianae</i> Duméril & Bibron	Lagarto-teiú	140,00	LC	NA	4,37	-

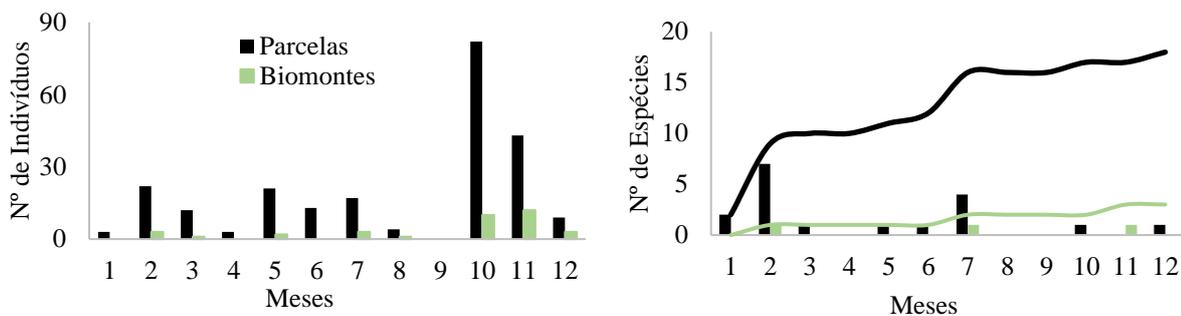
Fonte: Elaborado pela autora, 2018; CONSEMA (2011); IUCN (2017).

Nota-se semelhança nas espécies que se destacaram neste estudo com as espécies amostradas em demais levantamentos. Porém, evidentemente, este estudo apresentou diferenças expressivas no número de espécies identificadas nas parcelas e nos biomontes, o que leva a refletir sobre a ausência de fonte de propágulos de fragmentos em estágios mais avançados de sucessão concebida aos pontos inseridos nos biomontes, que pode ter proporcionado esta abrupta diferença no número de espécies.

Na Figura 10 é possível confirmar estas informações, visto que o número de indivíduos e espécies foi maior desde a primeira coleta ocorrida em janeiro de 2017. Os meses de outubro e novembro apresentaram um número maior de indivíduos e espécies registrados e identificados.

Resultado semelhante foi obtido por Luiz (2008), no qual a curva de acumulação de espécies demonstrou que um esforço amostral adicional certamente levaria ao registro de novas espécies.

Figura 10 – Número de indivíduos e espécies e acumulação de espécies registradas para a mastofauna ao longo dos meses avaliados, em áreas pós-colheita de *Pinus spp.*, em Correia Pinto, SC



Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Individualmente, as parcelas apresentaram o maior número de espécies nos meses de fevereiro (02/2017) e julho (07/2017), diferentemente dos biomontes em que o número de espécies foi igual nos meses de fevereiro, julho e novembro de 2017.

Das espécies registradas nas parcelas, duas são exóticas: *Lepus europaeus* e *Sus scrofa* (Figura 11), popularmente conhecidas por Lebre e Javali, respectivamente. A Lebre é originária da Europa e o Javali do norte da África e sudoeste da Ásia, ambas espécies foram introduzidas no Brasil, principalmente por questões históricas de ocupação do solo (PREUSS et al., 2016; FARIA et al., 2016; GOLÇALVES, 2015; HEGEL; MARINI, 2013; OLIVEIRA, 2012; DE LA SANCHA et al., 2009).

Figura 11 – Espécies exóticas registradas *Lepus europaeus* (A) e *Sus scrofa* (B) nas parcelas em áreas pós-colheita de *Pinus spp.*, em Correia Pinto, SC



Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

De acordo com as identificações realizadas em relação ao risco de extinção das espécies (Tabela 5), é possível verificar diferenças na classificação entre as listas da IUNC e a lista do

CONSEMA para a espécie *Mazama americana*, que se apresenta vulnerável e em perigo, respectivamente. A espécie *Leopardus guttulus*, no entanto, em ambas as listas se apresenta com risco vulnerável, e *Leopardus pardalis* (Figura 12) na lista do CONSEMA, em perigo de extinção.

Figura 12 – Espécie *Leopardus pardalis* identificada em perigo de extinção em Santa Catarina, registrada em ponto de Parcela em áreas pós-colheita de *Pinus* spp., em Correia Pinto, SC



Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

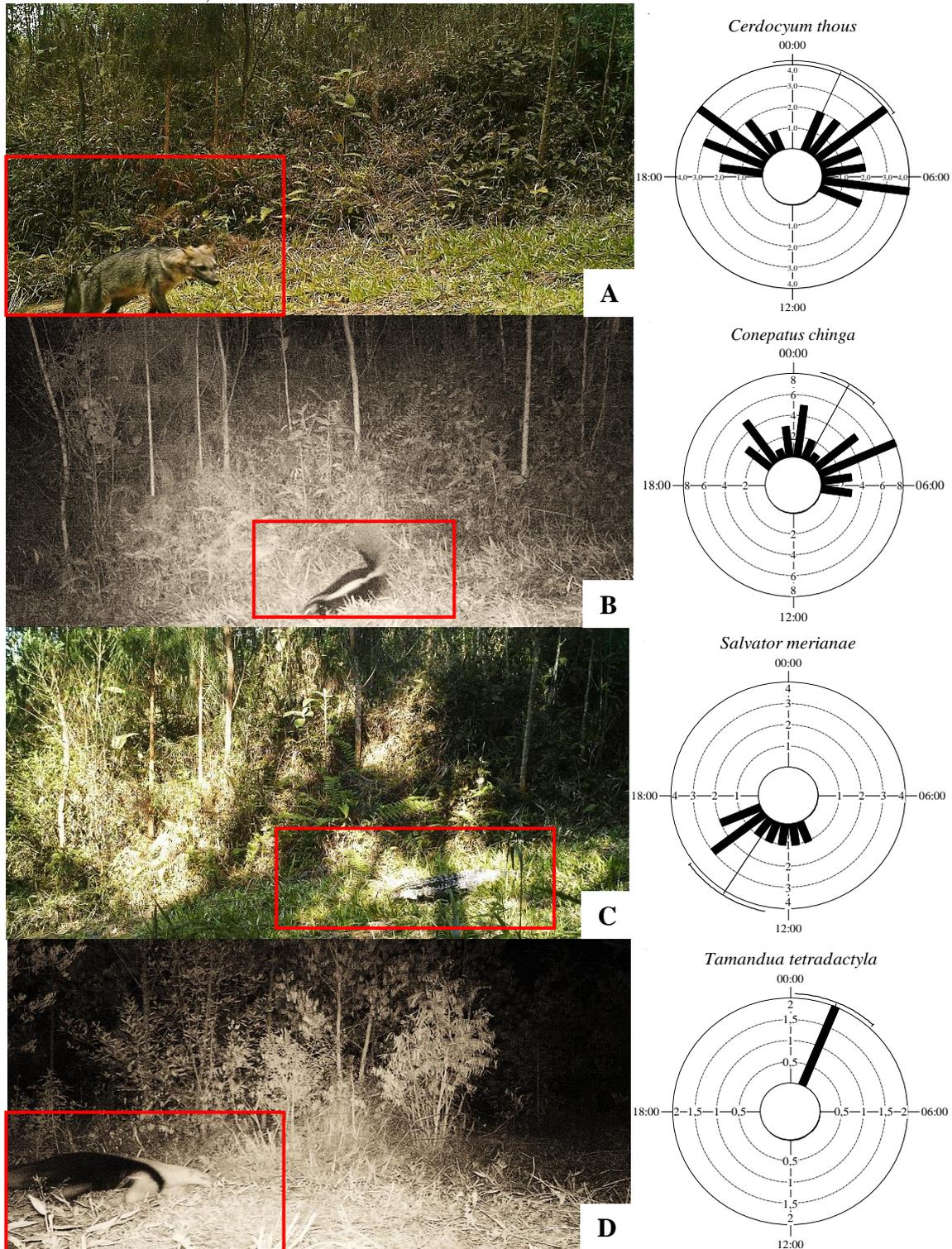
A presença de *Leopardus pardalis* na área estudada é conferida a sua característica de habitat que pode ser muito variável, desde áreas florestadas e pluviais até formações abertas e secas além de ambientes alterados, inclusive em áreas agrícolas e pastagens (ICMBio, 2013; DI BITETTI; PAVIOLO; ANGELO, 2006; OLIVEIRA, 1994; OLIVEIRA, 2011).

Considerando as parcelas e os biomontes, pode-se efetuar análise do padrão de atividade de algumas espécies devido ao número de registros obtidos nos diferentes horários do dia e da noite. Dentre as espécies aferidas nas parcelas, possíveis de obter esta característica, citam-se Graxaim (*Cerdocyum thous*), Zorrilho (*Conepatus chinga*), Lagarto-teiú (*Salvator merianae*), Tamanduá-mirim (*Tamandua tetradactyla*) e Veado-virá (*Mazama gouazoubira*).

Na análise do padrão de atividade da espécie *Cerdocyum thous* (Graxaim) (Figura 13A) é possível classifica-lo com padrão de atividade noturno-crepuscular arritmico (entre as 18:00 as 06:00 horas). Para a espécie *Conepatus chinga* (Zorrilho) (Figura 13B), observa-se um padrão arritmico noturno-crepuscular, com flutuações no número de indivíduos nos diferentes horários, também identificado por Cheida (2006).

A espécie *Cerdocyum thous*, por apresentar uma alimentação variada formada por frutos, insetos, crustáceos, pequenos mamíferos, aves, répteis, anfíbios e ovos de diversas espécies (ICMBio, 2013), tende a ter um período de atividade fortemente relacionado com o período de atividade de suas presas (VAUGHAN, 1986).

Figura 13 – Padrão de atividade obtido para as espécies *Cerdocyum thous* (A), *Conepatus chinga* (B), *Salvator merianae* (C) e *Tamandua tetradactyla* (D) nas parcelas, em áreas pós-colheita de *Pinus* spp., em Correia Pinto, SC



Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

A espécie *Salvator merianae* (Lagarto-teiú) (Figura 13C), foi classificada com padrão de atividade arritmico-diurno e, segundo a literatura, pode ser encontrada em áreas abertas

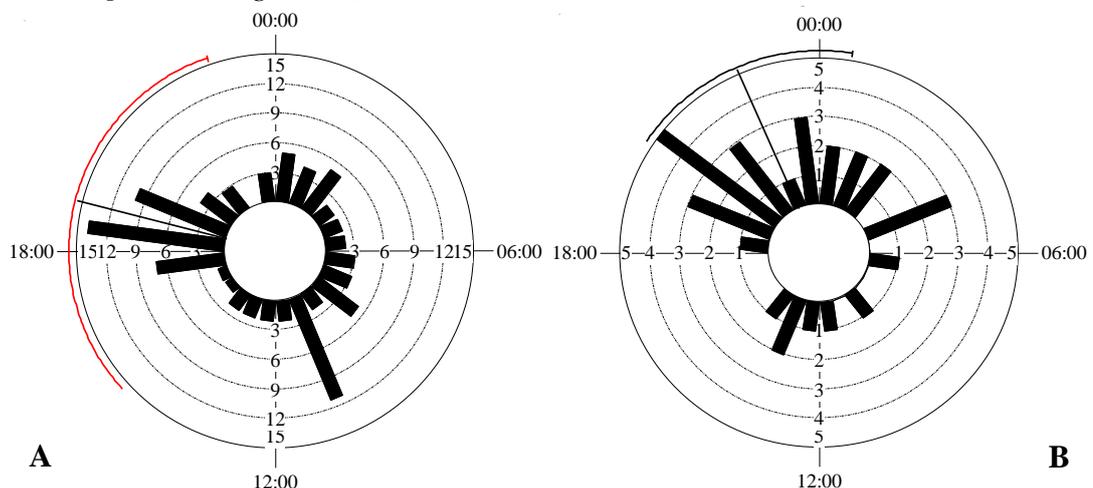
(VIEIRA, 2016; PÉRES JÚNIOR, 2003). Já a espécie *Tamandua tetradactyla* (Tamanduá-mirim) (COSTA, 2011) (Figura 13D) um padrão de atividade arritmico-noturno.

Para Luiz (2008), em levantamento de mamíferos de médio e grande porte em um remanescente de Mata Atlântica, no sul de Santa Catarina, a maioria das espécies da mastofauna identificadas apresentou padrão de atividade distinto, caracterizado como arritmico-diurno, arritmico-noturno, noturno, crepuscular e noturno-crepuscular, dentre elas o gênero *Leopardus*.

No que se refere-se ao Veado-virá (*Mazama gouazoubira*), obteve-se registros em todas as armadilhas instaladas, tanto para os biomontes como para as parcelas, o que demonstra sua forte presença e distribuição na Fazenda Campina Grande. De acordo com a Figura 14B, o padrão de atividade observado para a espécie, com 95% de confiança, nos biomontes, a classifica com padrão diurno e arritmico noturno-crepuscular. No entanto, a espécie é classificada na literatura como espécie de padrão diurno (ICMBio, 2013).

Nas parcelas (Figura 14A), apesar de não apresentar 95% de confiança, o histograma demonstra o mesmo padrão observado para os biomontes. No entanto, nos horários em que não foram identificados registros para os biomontes, para as parcelas apresentaram registros com número elevado de indivíduos.

Figura 14 – Padrão de atividade obtido para a espécie *Mazama gouazoubira*, nas parcelas (A) e biomontes (B) em áreas pós-colheita de *Pinus spp.*, em Correia Pinto, SC



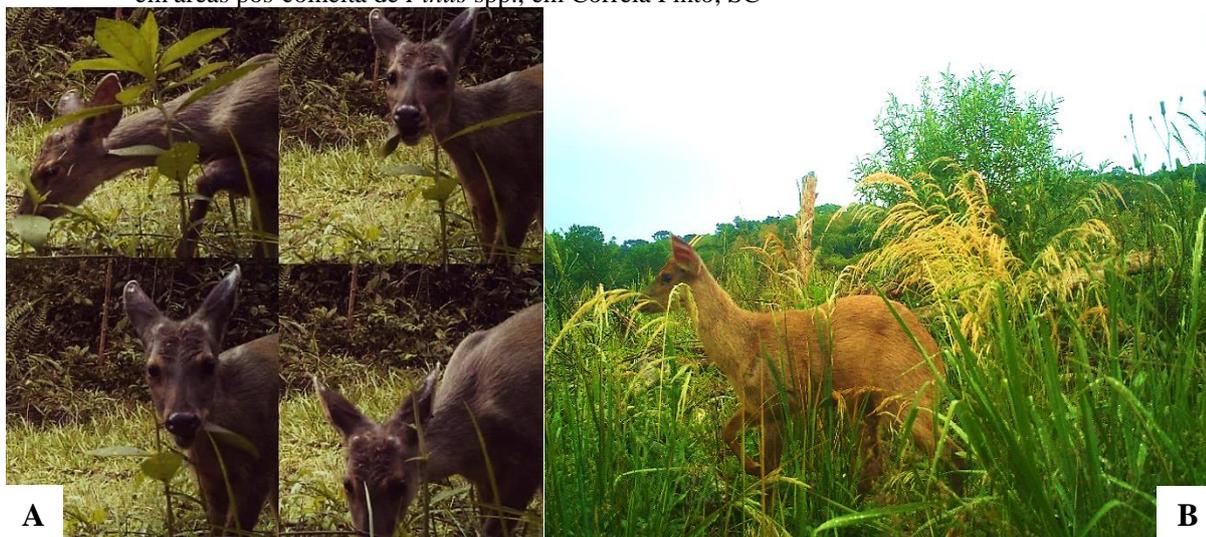
Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Este padrão no hábito da espécie pode ser justificado pela disponibilidade de alimento, visto que a espécie *Mazama gouazoubira* apresenta alimentação herbívora confirmada pela Figura 15A em que a espécime foi registrada alimentando-se de uma planta do gênero *Solanum*. Contudo, apresenta metabolismo capaz de digerir diferentes dietas, como pequenos vertebrados

e frutos, o que facilita sua adaptação em locais degradados com pouca disponibilidade de alimento (ICMBio, 2013).

No entanto, neste estudo a falta de alimento não parece apresentar-se um problema para a espécie, visto que, sua frequência é constante durante o tempo observado e sua reprodução e consequentemente sua presença na área estão diretamente relacionados a disponibilidade de alimento no local em que residem (SANTOS et al. 2001, BARROZO et al. 2001).

Figura 15 – Registro da espécie *Mazama gouazoubira* (Veado-virá), alimentando-se no ponto instalado na Parcela em áreas pós-colheita de *Pinus* spp., em Correia Pinto, SC



Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Outra justificativa é a ausência de pressão antrópica sobre a espécie, que permite a sua transição pelas áreas naturais e reflorestadas e facilita sua permanência. De acordo com Azevedo-Ramos, Carvalho e Nasi (2005), mesmo que muitos mamíferos, dependendo das características que apresentam, sejam capazes de adaptar-se as condições ambientais impostas, a intensa modificação de origem antrópica altera o seu período de atividade.

Nos biomontes, além da espécie *Mazama gouazoubira*, também foi possível de identificar o padrão de atividade do Gato-do-mato (*Leopardus gutulus*) (Figura 16), classificado como padrão diurno, diverindo do estudo de Luiz (2008) que obteve um padrão de atividade diferente noturno e noturno-crepuscular para o gênero.

Figura 16 – Espécie *Leopardus gutulus* em perigo de extinção em Santa Catarina, registrada em ponto de biomonte em áreas pós-colheita de *Pinus* spp., em Correia Pinto, SC



Fonte: Elaborada pela autora, 2018.

O levantamento da mastofauna, além de prever a contribuição das espécies animais para o processo de restauração florestal, mostra a possibilidade de presença de espécies de mamíferos menores como roedores além de invertebrados, formigas e cupins, os quais não foram registrados pelas armadilhas fotográficas, mas que apresentam-se, de acordo com a literatura aferida, como alimento de muitos animais identificados neste estudo (IUCN, 2017; ROCHA-MENDES, 2010; ICMBio, 2013; BORGES, 1989; LEEUWENBERG, 1997).

#### 4.4.2 Avifauna

No levantamento da avifauna foram identificadas 24 famílias, 41 gêneros e 45 espécies (Tabela 6). No total, ao considerar biomontes e parcelas, foram coletados 307 registros de indivíduos. Da mesma forma que para a mastofauna, o maior número de espécies e indivíduos foi amostrado no ponto mais próximo ao fragmento florestal em estágio avançado de sucessão, com 23 e 146, respectivamente. Nos biomontes, os valores são de 12 espécies e 55 indivíduos, sendo o biomonte em questão localizado ao lado de uma gruta com vegetação em estágios sucessionais posteriores.

As espécies encontradas neste estudo, formam uma avifauna típica de florestas tropicais secundárias (SOUZA; ROMA; GUIX, 1992), geralmente apresentam pequeno porte e consomem frutos e insetos, também registradas em outros estudos conduzidos na região de Santa Catarina (MEYER, 2016; WEIMER, 2014; BIANCO, 2008; FADINI; MARCO JUNIOR, 2004; VILLANUEVA; SILVA, 2006).

Tabela 6 – Identificação das espécies da avifauna pelo **P** (porte); **I** (risco de extinção IUNC) LC: menos preocupante; NT: quase ameaçada; **%P**, **%B**: percentagem de ind./sp. da avifauna nas parcelas e biomontes, em áreas pós-colheita de *Pinus spp.*, em Correia Pinto, SC (Continua)

<b>Família/Espécie</b>	<b>Nome-popular</b>	<b>P (cm)</b>	<b>I</b>	<b>%P</b>	<b>%B</b>
<b>Accipitridae</b>					
<i>Circus buffoni</i> Gmelin	Gavião-do-banhado	60,0	LC	0,51	-
<i>Elanus leucurus</i> Vieillot	Gavião-peneira	43,0	LC	-	0,91
<i>Elanoides forficatus</i> Linnaeus	Gavião-tesoura	66,0	LC	1,53	3,64
<b>Caprimulgidae</b>					
<i>Nyctidromus albicollis</i> Gmelin	Bacurau	28,0	LC	-	0,91
<b>Cariamidae</b>					
<i>Cariama cristata</i> Linnaeus	Seriema	90,0	LC	2,04	-
<b>Cathartidae</b>					
<i>Coragyps atratus</i> Bechstein	Urubu-da-cabeça-preta	62,0	LC	-	0,91
<b>Columbidae</b>					
<i>Leptotila verreauxi</i> Bonaparte	Juriti-pupu	29,0	LC	42,86	2,73
<i>Columbina picui</i> Temminck	Picuí	18,0	LC	1,53	0,91
<i>Patagioenas picazuro</i> Temminck	Pomba-asa-branca	34,0	LC	0,51	2,73
<b>Corvidae</b>					
<i>Cyanocorax caeruleus</i> Vieillot	Gralha-azul	39,0	NT	1,53	-
<b>Cracidae</b>					
<i>Penelope obscura</i> Temminck	Jacuaçu	75,0	LC	10,2	0,91
<b>Falconidae</b>					
<i>Caracara plancus</i> Miller	Carcará	56,0	LC	0,51	1,82
<i>Milvago chimango</i> Vieillot	Chimango	43,0	LC	-	1,82
<i>Milvago chimachima</i> Vieillot	Gavião-carrapateiro	40,0	LC	-	0,91
<i>Falco sparverius</i> Linnaeus	Quiriquiri	27,0	LC	-	0,91
<b>Fringillidae</b>					
<i>Spinus magellanicus</i> Vieillot	Pintassilgo	11,0	LC	-	0,91
<b>Hirundinidae</b>					
<i>Progne chalybea</i> Gmelin	Andorinha-doméstica-grande	18,0	LC	-	0,91
<b>Icteridae</b>					
<i>Pseudoleistes guirahuro</i> Vieillot	Chupim-do-brejo	24,0	LC	1,53	3,64
<b>Parulidae</b>					
<i>Basileuterus culicivorus</i> Deppe	Pula-pula	12,0	LC	1,02	0,91
<b>Passerellidae</b>					
<i>Zonotrichia capensis</i> Statius Muller	Tico-tico-da-taquara	15,0	LC	11,22	29,09
<b>Picidae</b>					
<i>Colaptes campestris</i> Vieillot	Pica-pau-do-campo	32,0	LC	-	0,91
<i>Piculus aurulentus</i> Temminck	Pica-pau-dourado	22,0	LC	0,51	-
<i>Colaptes melanochloros</i> Gmelin	Pica-pau-verde-barrado	28,0	LC	0,51	-
<b>Rallidae</b>					
<i>Aramides saracura</i> Spix	Saracura-do-mato	37,0	LC	1,53	-
<b>Rhynchocyclidae</b>					
<i>Phylloscartes ventralis</i> Temminck	Borboletinha-do-mato	12,0	LC	1,02	-
<i>Poecilatriccus plumbeiceps</i> Lafresnaye	Tororó	9,0	LC	0,51	-
<b>Thamnophilidae</b>					
<i>Thamnophilus caerulescens</i> Vieillot	Choca-da-mata	16,0	LC	0,51	-
<b>Thraupidae</b>					
<i>Saltator maxillosus</i> Cabanis	Bico-grosso	19,0	LC	-	3,64
<i>Sicalis flaveola</i> Linnaeus	Canário-da-terra-verdadeira	13,5	LC	0,51	1,82

Tabela 6 – Identificação das espécies da avifauna pelo **P** (porte); **I** (risco de extinção IUNC) LC: menos preocupante; NT: quase ameaçada; **%P**, **%B**: percentagem de ind./sp. da avifauna nas parcelas e biomontes, em áreas pós-colheita de *Pinus spp.*, em Correia Pinto, SC (Conclusão)

<b>Família/Espécie</b>	<b>Nome-popular</b>	<b>P (cm)</b>	<b>I</b>	<b>%P</b>	<b>%B</b>
Thraupidae					
<i>Stephanophorus diadematus</i> Temminck	Sanhaço-de-frade	19,0	LC	0,51	-
<i>Volatinia jacarina</i> Linnaeus	Tiziu	11,5	LC	1,02	1,82
<i>Saltator maximus</i> Statius Muller	Trinca-ferro	19,5	LC	1,53	3,64
Threskiornithidae					
<i>Theristicus caudatus</i> Boddaert	Curicaca	69,0	LC	0,51	-
Tinamidae					
<i>Crypturellus obsoletus</i> Temminck	Janbuguaçu	32,0	LC	0,51	-
<i>Rhynchotus rufescens</i> Temminck	Perdiz	42,0	LC	1,53	14,55
Troglodytidae					
<i>Troglodytes musculus</i> Naumann	Corruíra	12,0	NA	1,53	0,91
Turdidae					
<i>Turdus rufiventris</i> Vieillot	Sabiá-laranjeira	25,0	LC	6,63	4,55
<i>Turdus subalaris</i> Seebohm	Sabiá-ferreiro	21,5	LC	0,51	-
<i>Turdus amaurochalinus</i> Cabanis	Sabiá-poca	21,0	LC	2,04	10,91
Tyrannidae					
<i>Pitangus sulphuratus</i> Linnaeus	Bem-te-vi	25,0	LC	1,53	-
<i>Myiarchus swainsoni</i> Cabanis & Heine	Irré	19,0	LC	1,02	0,91
<i>Camptostoma obsoletum</i> Temminck	Risadinha	9,5	LC	-	0,91
<i>Tyrannus melancholicus</i> Vieillot	Suiriri	24,0	LC	-	0,91
<i>Elaenia mesoleuca</i> Deppe	Tuque	16,0	LC	0,51	-
Vireonidae					
<i>Vireo chivi</i> Vieillot	Juruviara	14,0	LC	0,51	-

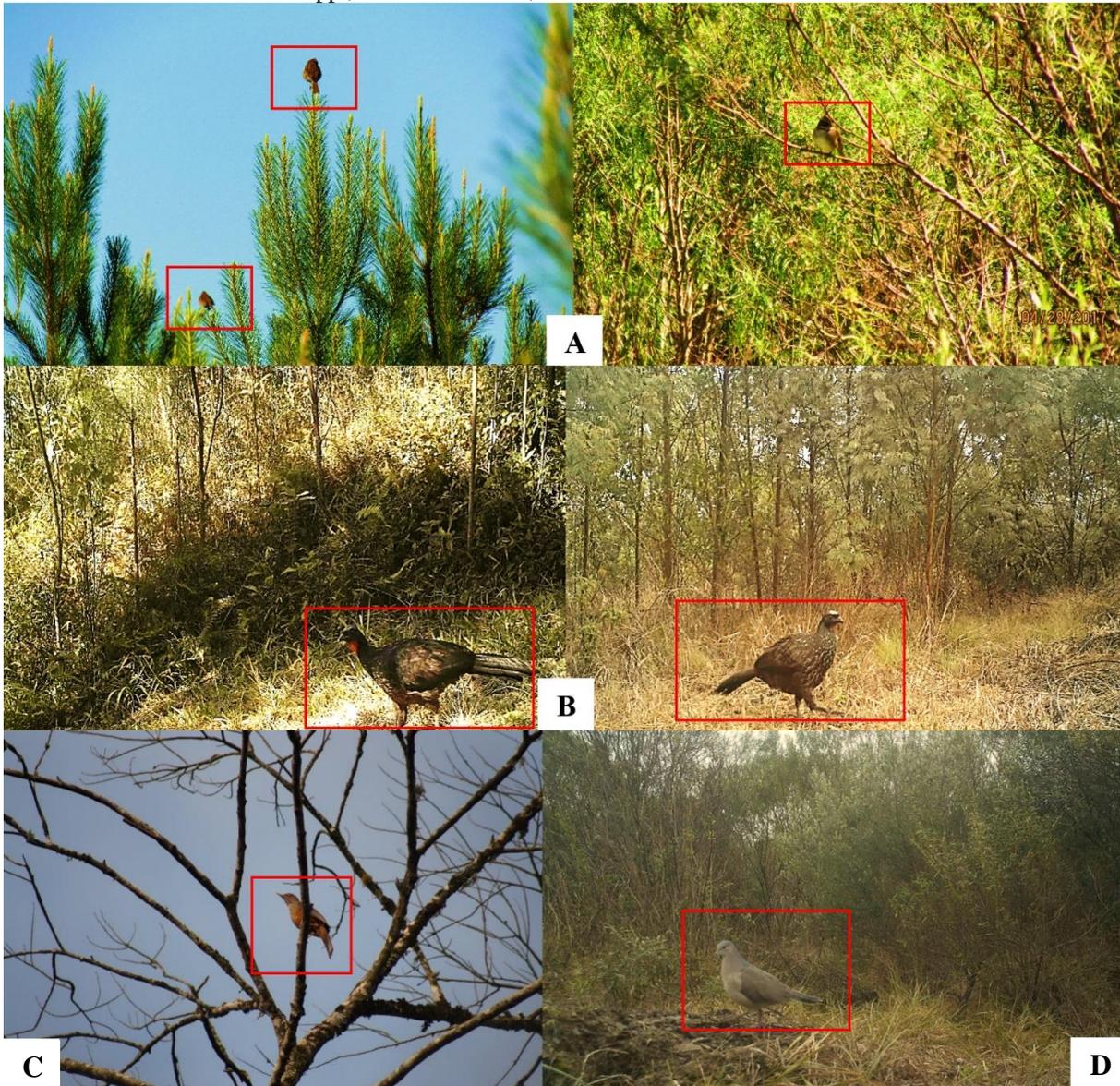
Fonte: Elaborado pela autora, 2018; IUNC, 2017.

Para as espécies mais representativas nas parcelas (Tabela 6), destacaram-se as espécies *Leptotila verreauxi* 42,86% (Juriti-pupu) (Figura 17D), *Zonotrichia capensis* 11,22% (Tico-tico- da-taquara) (Figura 17A), *Penelope obscura* 10,20% (Jacuaçu) (Figura 17B) e *Turdus rufiventris* 6,63% (Sabiá-laranjeira) (Figura 17C).

A presença das espécies como *Penelope obscura* e *Turdus rufiventris* pode inferir sobre a disposição de sementes na área, visto que, estas espécies são classificadas como generalistas, especialistas e predadoras. Essas espécies utilizam várias fontes como alimento além dos frutos, que ingerem sem mastigar distribuindo as sementes pelas fezes quando defecam (DARIO, 2004; WIKIAVES, 2008).

Lima (2013) evidenciou que dentre a fauna dispersora, para a espécie vegetal *Hovenia dulcis* os agentes dispersores mais importantes foram *Penelope obscura* e *Trogon surrucura*. Outras espécies destacam-se com essa característica, como por exemplo, algumas espécies da família Fringilidae e da Picidae, como os canários, tico-ticos, pois, alimentam-se de sementes, no entanto, por mastiga-las, torna a dispersão menos eficiente (DARIO, 2004; MARENZI, 2004).

Figura 17 – Registro das espécies da avifauna identificadas *Zonotrichia capensis* (A), *Penelope obscura* (B), *Turdus rufiventris* (C) e *Leptotila verreauxi* (D) mais representativas nas parcelas, em áreas pós-colheita de *Pinus* spp., em Correia Pinto, SC

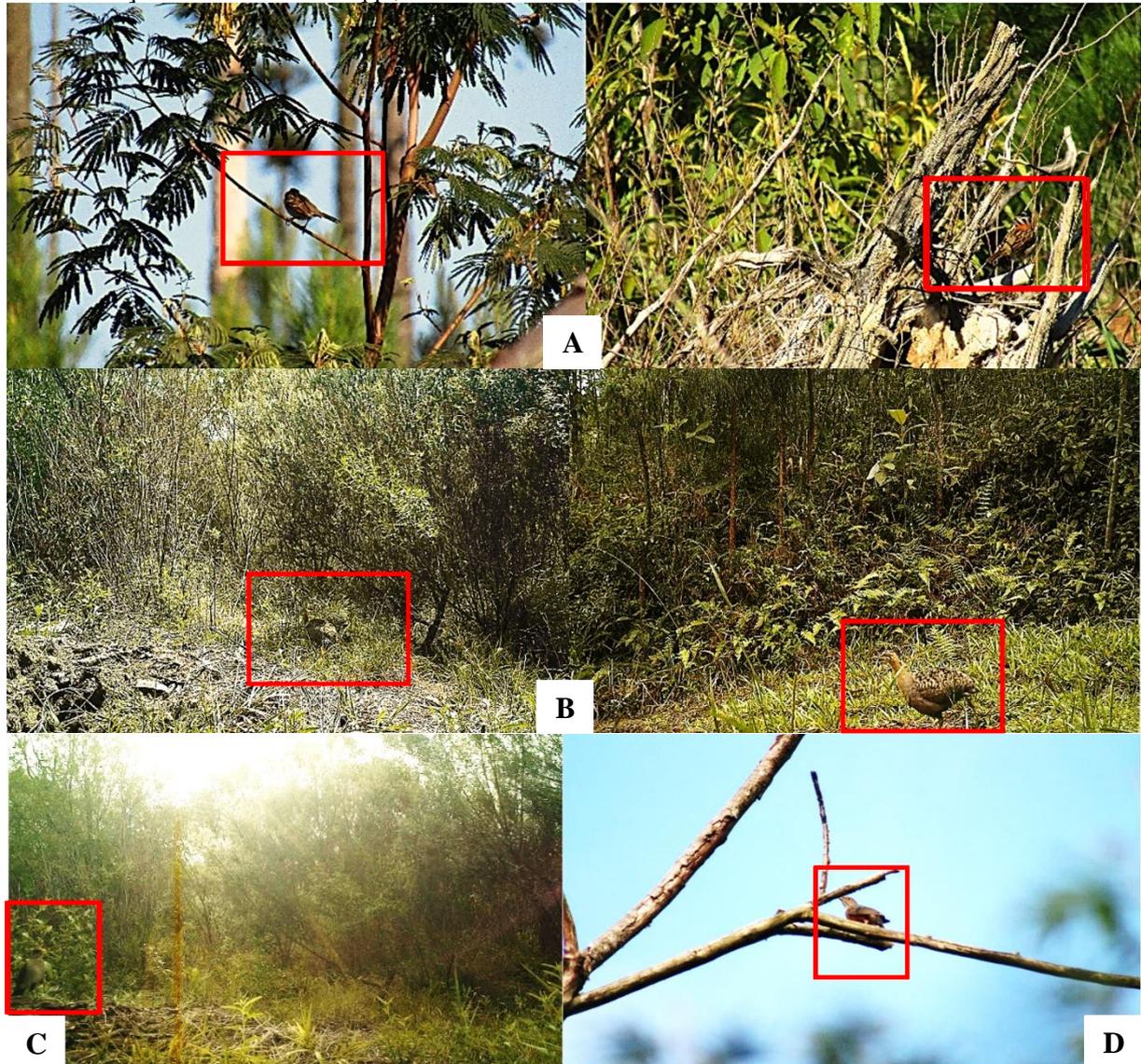


Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Nos biomontes destacam-se *Zonotrichia capensis* (Tico-tico-da-taquara) com 29,09% dos indivíduos (Figura 18A), *Rhynchotus rufescens* com 14,55% (Perdiz) (Figura 18B), *Turdus amaurochalinus* com 10,91% (Sabiá-poca) (Figura 18C) e *Turdus rufiventris* com 4,55% (Sabiá-laranjeira) (Figura 18D).

A presença da espécie *Zonotrichia capensis*, pode ser explicada pela sua característica alimentícia e de habitat. A espécie é comum em paisagens abertas e plantações e podem ser abundantes em regiões de clima temperado e em cumes altos expostos a ventos frios e fortes (WIKIAVES, 2008).

Figura 18 – Registro das espécies da avifauna identificadas *Zonotrichia capensis* (A), *Rhynchotus rufescens* (B), *Turdus amaurochalinus* (C) e *Turdus rufiventris* (D) mais representativas nos biomontes, em áreas pós-colheita de *Pinus* spp., em Correia Pinto, SC



Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Já a espécie *Turdus rufiventris* apesar de ocupar áreas abertas, e igualmente ser considerada uma espécie comum (WIKIAVES, 2008), pode apresentar-se escassa variando principalmente pela disponibilidade de frutos, inclusive já citada com frutos da espécie *Schinus terebinthifolius* amostrada no levantamento florístico deste estudo (MARENZI, 2004).

As famílias com maior número de espécies amostradas, considerando biomontes e parcelas, foram Accipitridae, Columbidae, Falconidae, Picidae, Thraupidae, Turdidae, Tyrannidae. Oliveira (2011), em levantamento quantitativo da avifauna do Parque Estadual Mata São Francisco, PR, igualmente identificaram boa representatividade destas famílias.

Furtado (2012), em estudo das interações entre aves e plantas ornitocóricas pela frugivoria em três áreas de restauração de diferentes idades e um remanescente de vegetação

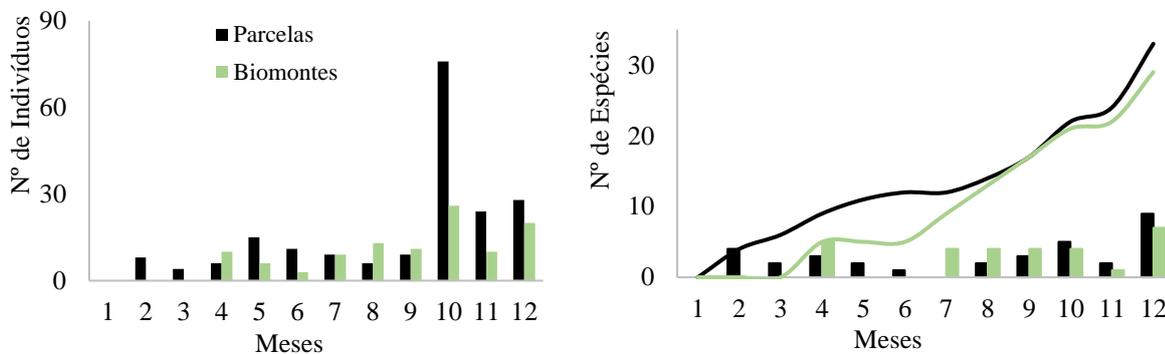
controle, localizadas no interior do Estado de São Paulo, identificaram a representividade das famílias Thraupidae, Tyrannidae, Picidae e Trochilidae.

É possível concluir que estas famílias e espécies apresentam grande distribuição na região, e que suas características contribuem para desempenho da sucessão de florestas e inclusive neste estudo, haja vista, a grande percentagem, citada em itens anteriores, de espécies vegetais com característica de dispersão zoocórica.

Na Figura 19 pode-se observar os indivíduos e espécies registrados ao longo do período de avaliação para a avifauna. Nos meses de abril, agosto e setembro houve um número maior de registros da avifauna nos Biomontes que para as parcelas.

No mês de outubro, observa-se uma abrupta diferença nos registros do número de indivíduos das parcelas para os biomontes. Neste período muitas aves migratórias retornam a Fazenda Campina Grande, o que explica essa diferença tão evidente do número de indivíduos, ao mesmo que ambas circunstâncias (parcelas e biomontes), este tenha sido o mês com maior número de indivíduos.

Figura 19 – Número de indivíduos e espécies e acumulação de espécies registradas para a avifauna ao longo dos meses avaliados, em áreas pós-colheita de *Pinus* spp., em Correia Pinto, SC



Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Em relação às espécies identificadas, nota-se semelhança entre os biomontes e as parcelas, além do aumento gradativo das espécies na Fazenda Campina Grande. Evidentemente, a continuação do levantamento da avifauna, com maior período de monitoramento, agregaria maior número de espécies identificadas para a Fazenda Campina Grande, além de uma estabilização na curva de acumulação de espécies, a qual não foi obtida neste estudo.

O maior número de espécies foi identificado nos meses de fevereiro outubro e dezembro nas parcelas e os meses de abril e dezembro para os biomontes, além de um número igual de espécies nos meses de setembro a outubro.

De acordo com o risco de extinção das espécies (Tabela 6), a espécie *Cyanocorax caeruleus*, a gralha-azul, foi classificada, segundo a lista da IUNC, como espécie quase ameaçada de extinção. Já pela lista do CONSEMA (2011) nenhuma das espécies apresenta qualquer classificação de risco de extinção, para o estado de Santa Catarina.

*Cyanocorax caeruleus* é considerado um dispersor primário de sementes, visto que possui capacidade de derrubar uma grande quantidade de frutos. Onívora, a espécie se alimenta de animais e vegetais (REIS e KAGEYAMA, 2000) evidenciando que a espécie pode interagir com as condições que o ambiente proporciona.

Diante da temática da fauna para a restauração de florestas, a dispersão de sementes é a principal contribuição neste processo, já que deles é feita a principal estratégia de chegada de sementes às áreas perturbadas (DARIO, 2004).

#### 4.5 ANÁLISE DIMENSIONAL DOS BIOMONTES

##### 4.5.1 Características dinâmicas dos biomontes

As informações expressas na Tabela 7 referem-se à dinâmica das dimensões dos biomontes ao longo das cinco avaliações efetuadas. Dentre os diâmetros avaliados, observa-se a diminuição do mesmo ao longo dos 15 meses. No entanto, não foram encontradas diferenças significativas para as dimensões diamétricas dos biomontes.

Tabela 7 – Dimensões obtidas na definição das classes para o Diâmetro da Base e a média das Alturas dos biomontes avaliados em áreas pós-colheita de *Pinus* spp., em Correia Pinto, SC

Classe	Diâmetro (m)						Altura (m)					
	Coletas						Coletas					
	1	2	3	4	5	$\bar{x}$	1	2	3	4	5	$\bar{x}$
1	24	26	18	22	15	21 ns	0,5	0,4	0,6	0,6	0,4	0,5 d
2	36	41	33	36	28	35 ns	0,9	0,7	1,0	0,9	0,8	0,9 c
3	46	52	44	46	35	45 ns	1,3	1,1	1,4	1,3	1,2	1,3 b
4	59	77	55	59	46	59 ns	1,5	1,6	1,7	1,6	1,6	1,6 a

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Para as alturas observadas, porém, foram identificadas a um nível de significância de  $\alpha=0,05$ , que todos os tratamentos diferem entre si, sendo a maior média obtida para a classe de maiores alturas e a menor classe para as menores alturas. No entanto, as alturas variaram entre as avaliações 2 e 4.

Esta mudança foi observada já em campo, quando efetuadas as medidas em cada ponto de medição da altura para cada avaliação efetuada, que demonstrava alteração na sua estrutura.

Neste sentido, pode-se inferir sobre o processo de decomposição dos biomontes, que movimentam os resíduos alterando sua estrutura vertical.

Como mencionado anteriormente, na florística e fitossociologia das espécies identificadas, os biomontes proporcionam um microclima superficial, ou seja, uma umidade e temperatura na superfície do solo, do local que são depositados. Favorecem a germinação de determinadas espécies, por possuir capacidade de reter umidade e manter uma temperatura favorável para que este processo ocorra. Não obstante, a decomposição dos mesmos, fornece ao ambiente perturbado nutrientes que prontamente estarão disponíveis para as espécies regenerantes destes locais.

Mesmo que os resultados inferem não haver diferenças estatísticas para os diâmetros de base dos biomontes, na visualização prática em campo, foi possível aferir uma rapidez maior de decomposição e incorporação dos resíduos ao solo, em biomontes cuja dimensão diamétrica na primeira coleta apresentava-se de até 26 metros, equivalente a 82 m<sup>2</sup> (Figura 20).

Figura 20 – Visualização dos biomontes na primeira avaliação (A) e última avaliação (B), em áreas de pós-coeita de *Pinus* spp., em Correia Pinto, SC



Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Adicionalmente, ao observar a Tabela 8, no levantamento de indivíduos e espécies vegetais presentes na beira e dentro do biomontes, percebe-se que o número de espécies presentes na beira do biomonte é praticamente o dobro das espécies presentes dentro do biomonte. O mesmo ocorre quando observado o número de indivíduos localizados na beira dos biomontes, que chega a uma percentagem de 81,53%.

Tabela 8 – Espécies e indivíduos vegetais amostrados nas diferentes localizações no biomonte, em áreas de pós-colheita de *Pinus* spp., em Correia Pinto, SC

	<b>Sp.</b>	<b>Ind.</b>	<b>% Ind.</b>
Dentro - D	23	285	18,47
Beira - B	44	1258	81,53

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Este fato corrobora ainda mais sobre a incorporação dos resíduos no solo, tanto pelas interrelações resíduo-solo-planta que favorecem a decomposição, como também a necessidade de proximidade do solo para obtenção desta transformação da paisagem demonstrada na Figura 20.

Outra justificativa é a maior disponibilidade de luz e sementes da beira dos biomontes para o seu interior. A beira dos biomontes além de estar em um processo mais acelerado de decomposição por estar em contato com o solo e radiação, também permite que as sementes presentes no banco de sementes do solo germinem, favorecendo o processo de condução da regeneração natural.

#### 4.5.2 Tamanho ideal dos biomontes

Na Tabela 9 estão dispostos os limites inferiores e superiores obtidos na classificação dos biomontes de acordo com o diâmetro (D) e altura (A) dos mesmos. Adicionalmente as espécies e os indivíduos amostrados ao longo das cinco avaliações efetuadas para as classes impostas de diâmetro e altura. O número de classes foi determinado pela praticidade de análise visual e facilidade de identificação entre as classes com maior e menor número de espécies e indivíduos.

Tabela 9 – Distribuição das classes para as medidas de diâmetro e altura dos biomontes - LI: limite inferior; LS: limite superior; N°: número de indivíduos; Sp.: número de espécies; A: área média para a classe do biomonte (m<sup>2</sup>) - em áreas pós-colheita de *Pinus* spp., em Correia Pinto, SC

Classes	Diâmetros da Base (m)					Alturas (m)			
	LI	LS	N°	Sp.	A (m <sup>2</sup> )	LI	LS	N°	Sp.
1	11	28	152	17	66	0,2	0,6	414	30
2	28	44	712	26	108	0,6	1,05	542	31
3	44	60	956	38	140	1,05	1,45	258	23
4	60	77	106	16	186	1,45	1,9	329	27

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Para os diâmetros, a classe que apresentou maior número de indivíduos ao longo das cinco avaliações foi a Classe 3 com 956 indivíduos amostrados, com dimensões entre 44 e 60 metros de diâmetro, o equivalente a uma área média de 140 m<sup>2</sup>. Nas alturas médias sublocadas em classes, a que mais apresentou um número elevado de indivíduos foi a Classe 2 com 542 indivíduos amostrados. No que se refere ao número de espécies, as mesmas Classes se destacaram 3 e 2 com 38 e 31 espécies identificadas, respectivamente.

É importante que nesta classificação seja considerada como a classe desejável para utilização em áreas de restauração florestal, a que fornece o maior número de espécies. Desta forma, de acordo com a Tabela 9, o tamanho do biomonte mais adequado para utilização em áreas de recuperação ambiental apresenta-se com dimensões entre 44 e 60 metros de diâmetro sendo que a altura máxima não ultrapasse 1,05 metros, totalizando uma área de 140 m<sup>2</sup> por biomonte, para favorecer tanto um maior número de espécies como também de indivíduos na área em processo de restauração florestal.

Este tamanho é consequência da maior dinâmica entre as espécies vegetais, o solo e as condições climáticas impostas, que contribuem para incorporação dos resíduos ao ambiente agregando componentes nutricionais ao longo do tempo, ou seja, ao longo do processo de restauração, irá favorecer também espécies que posteriormente serão recrutadas ocasionando o enriquecimento dessas áreas, impulsionando a estágio sucessionais avançados.

Desta maneira, não será interessante a aplicação de dimensões superiores a estas recomendadas neste estudo, na região do planalto catarinense, para a tipologia vegetal que a área apresenta, visto que poderá afetar as interrelações até então identificadas, que por sua vez, corroboram na ocorrência do número de espécies e indivíduos.

Considera-se também que os indivíduos e espécies foram amparados pela presença da avifauna, ao considerar a elevada percentagem de espécies com característica de dispersão zoocórica e os baixos registros obtidos para a mastofauna nos biomontes, mencionadas nos tópicos anteriores.

Esta análise ressalta a importância da avifauna, no processo de recuperar áreas degradadas, pois, influenciam diretamente na diversidade de espécies que regeneram nestes locais. Os biomontes, especialmente, por apresentar uma estrutura favorável ao pouso dos pássaros, são consequentes ferramentas de incorporação de espécies vegetais ao meio, que neste estudo demonstraram-se exclusivas das comunidades formadas nos biomontes.

As dimensões obtidas neste estudo, se incorporadas as práticas florestais, podem facilitar não somente a indução de um maior número de espécies e indivíduos para as áreas em recuperação, pela condução da regeneração natural, mas também as operações práticas das empresas florestais, que iniciam o processo de restauração de áreas de preservação permanente, aumentando sua área efetiva de plantio, ao mesmo tempo que contribuem para a restauração florestal.

“Se contemplarmos essa "mãe" com reverência, não com olhares de ganância ou ambição, o consumismo, o desperdício, a indiferença, se tornam luta, compromisso e proteção”. (Campanha da Fraternidade, 2017)

## 5 CONCLUSÕES

- Diante do presente estudo, observou-se que as comunidades formadas pelos biomontes e as parcelas compartilham das espécies vegetais, ao mesmo que, abrigam espécies exclusivas de cada comunidade, o que evidencia a necessidade de aplicar tais metodologias associadas visando obter maior riqueza e diversidade de espécies;
- No que se refere a aplicabilidade dos biomontes, o estudo evidenciou que há um tamanho recomendável para sua utilização, com uma área específica de 140 m<sup>2</sup> (diâmetros entre 44 e 60 metros) e altura de 1,05 m, para favorecer tanto um maior número de espécies como também de indivíduos na área em processo de restauração florestal;
- A análise da fauna corroborou em uma maior diversidade de espécies da mastofauna nas parcelas do que nos biomontes, no entanto a avifauna apresentou-se presente em ambas comunidades e, devido grande percentagem de espécies vegetais com característica de dispersão zoocórica, acredita-se que a avifauna contribuiu para o enriquecimento da flora nas comunidades formadas pelos biomontes e parcelas;
- Perante as afirmações, conclui-se que a influência dos biomontes na restauração de florestas é positiva desde que associada as áreas de condução da regeneração natural sem a presença dos resíduos florestais.

### 5.1 RECOMENDAÇÕES

Apesar das conclusões prescritas, que evidenciou a influencia dos biomontes na regeneração natural, o estudo por ser pioneiro, e de grande valia para muitas empresas do setor florestal que necessitam recuperar áreas de preservação permanente (APP's), propõe-se ainda a outras análises, como:

- Delimitar a distância máxima e mínima entre os biomontes, visto que a associação com áreas sem o biomontes é necessária;
- Análise do custo e benefício da inserção dos biomontes nas áreas a serem restauradas.

## REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, C. M. de. **Relação solo-fitosociologia em um remanescente de floresta estacional decidual**. 2010. 74 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2010.
- ALMEIDA, D. S. **Recuperação ambiental da Mata Atlântica**. 3. ed. rev. amp. Ilhéus: Editus, 2016, 200 p. Disponível em: <<http://books.scielo.org>>. Acesso em: 10. nov. 2017.
- ALMEIDA, S. S. Recuperação ecológica de paisagens fragmentadas. **Série Técnica IPEF**, Piracicaba, v. 12, n. 32, p. 99-104, 1998.
- ALVARENGA, A. P.; BOTELHO, S.; PEREIRA, I. M. Avaliação da regeneração natural na recomposição de matas ciliares em nascentes na região Sul de Minas Gerais. **Cerne**, Lavras, v. 12, n. 4, p. 360-372, 2006.
- ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, Stuttgart, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.
- ALVES, L. C. P. S.; ANDRIOLO, A. Camera traps used on the mastofaunal survey of Araras Biological Reserve, IEF-RJ. **Revista Brasileira de Zoociências**, Rio de Janeiro, v. 7, n. 2, p. 231-246, 2005.
- ALVES, M. C.; SUZUKI, L. G. A. S.; SUZUKI, L. E. A. S. Densidade do solo e infiltração de água como indicadores da qualidade física de um Latossolo vermelho distrófico em recuperação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [online], v. 31, p. 617-625, 2007.
- ANDRADE, M. A. **Arvores zoocóricas como núcleos de atração de avifauna e dispersão de sementes**. 2003. 91p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2003.
- ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP VI - APG. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, London, v. 181, n. 1, p. 1-20, 2016.
- ARAÚJO, F. C. de; SANTOS, R. M. dos; COELHO, P. A. O papel do distúrbio na regeneração natural dos ecossistemas florestais. **Revista de Ciências Agroambientais**, Alta Floresta v. 14, n. 1, p. 131-142, 2016.

ARAÚJO, F. S. et al. Florística da vegetação arbustivo-arbórea colonizadora de uma área degradada por mineração de caulim, Brás Pires, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 29, n. 6, p. 107-116, 2005.

ARAÚJO, G. H. S.; ALMEIDA, J. R.; GUERRA, A. J. T. **Gestão Ambiental de Áreas Degradadas**. 6. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2007.

ARAÚJO, M. M. et al. Análise de agrupamento em Remanescente de Floresta Ombrófila Mista. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 20, n. 1, p. 1-18, 2010.

ASSOCIAÇÃO CATARINENSE DE EMPRESAS FLORESTAIS – ACR. **Anuário estatístico de base florestal para o estado de Santa Catarina, 2016 (ano base 2015)**. Disponível em: < <http://www.acr.org.br/noticia.php?id=75>>. Acesso em: 10. nov. 2017.

AVILA, A. L. et al. Mecanismos de regeneração natural em remanescente de Floresta Ombrófila Mista, RS, Brasil. **Cerne**, Lavras, v. 19, p. 621-628, 2013.

AZEVEDO-RAMOS, C.; CARVALHO, O.; NASI, R. **Animais como Indicadores**: uma ferramenta para acessar a integridade biológica após a exploração madeireira em florestas tropicais. Belém: IPAM, CIFOR, NAEA, 2005. 68 p.

BAGGIO, A. J.; CARPANEZZI, A. A. Quantificação dos resíduos florestais em bracingais na região metropolitana de Curitiba, PR. **Boletim de Pesquisa Florestal**, Colombo, n. 30/31, p. 51-66, 1995.

BAÍA JÚNIOR, P. C.; GUIMARÃES, D. A. A. Parque ambiental de Belém: um estudo da conservação da fauna silvestre local e a interação desta atividade com a comunidade do entorno. **Revista Científica da Universidade Federal do Pará**, Belém, v. 4, 2004.

BALZON, D. R.; SILVA, J. C. G. L da; SANTOS, A. J. dos. Aspectos mercadológicos de produtos florestais não madeireiros – análise retrospectiva. **Revista Floresta**, Curitiba, v. 34, n. 3, p. 363-371, 2004.

BARBOSA, L. M. Considerações gerais e modelos de recuperação de formações ciliares. In: RODRIGUES, R. R., LEITÃO FILHO, H. F. (Eds.). **Matas Ciliares**: Conservação e Recuperação. São Paulo: EDUSP/FAPESP, 2000. p. 289-312.

BARBOSA, L. M. Implantação de mata ciliar. In: SIMPÓSIO MATA CILIAR CIÊNCIA E TECNOLOGIA, 1999, Belo Horizonte. **Anais...** Lavra: EFLA/FAEPE/CEMIG, 1999. p.111-135.

BARROZO, L. A. et al. Padrão anual de variação da testosterona sérica, volume testicular e aspectos seminiais de veados-catingueiros (*Mazama gouazoubira*, Fisher, 1814) em cativeiro. **Revista Brasileira de Reprodução Animal**, Belo Horizonte, v. 25, p. 210-211, 2001.

BAYER, B.; MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A.O. (Eds.). **Fundamentos de matéria orgânica no solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Gênese, 1999. p. 10-25.

BECHARA, F. C. **Unidades Demonstrativas de restauração ecológica através de técnicas nucleadoras: Floresta Estacional Semidecidual, Cerrado e Restinga**. 2006. 248 p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) – Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, 2006.

BECKER, M.; DALPONTE, C. J. **Rastros de mamíferos silvestres brasileiros: um guia de campo**. Brasília: Universidade de Brasília, 1991. 181 p.

BIANCO, A. **Diversidade da avifauna da Parque Ecoturístico e Ecológico De Pedras Grandes, Santa Catarina, Brasil**. 2008. 44 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharel em Ciências Biológicas) – Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma, 2008.

BILA, N. **Avaliação da recuperação de área degradada na represa do Iraí, Paraná, por meio de aspectos florísticos e fitossociológicos**. 2012. 110 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2012.

BOND-BUCKUP, G.; BUCKUP, L.; DREIER, C. **Biodiversidade dos campos de Cima da Serra**. Porto Alegre: Libretos, 2008. 196 p.

BORGES, C. R. S. **Composição mastofaunística do Parque Estadual de Vila Velha, Ponta Grossa, Paraná, Brasil**. 1989. 358 p. Dissertação (Mestrado em Zoologia) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1989.

BOTELHO, S. A.; DAVIDE, A. C. Métodos silviculturais para recuperação de nascentes e recomposição de matas ciliares. In: SIMPÓSIO NACIONAL SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 5., 2002, Belo Horizonte, **Anais...** Belo Horizonte: SOBRADE, 2002. p. 123-145.

BRAGA, A. J. T. et al. Composição do banco de sementes de uma Floresta Semidecidual secundária considerando o seu potencial de uso para recuperação ambiental. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 32, n. 6, p.1089-1098, 2008.

BRASIL. Lei Federal Nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Código Florestal Brasileiro. **Diário oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 2012. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm)>. Acesso em: 04. set. de 2017.

BRASIL. Lei Federal Nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 2000. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/L9985.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9985.htm)>. Acesso em: 08. set. 2017.

BROWER, J. E.; ZAR, J. H. **Field and laboratory methods for general ecology**. 2 ed. Dubuque: Wm. C. Brown Publishers, 1984. 226 p. Disponível em: <[http://www.sisal.unam.mx/labeco/LAB\\_ECOLOGIA/Ecologia\\_de\\_Poblaciones\\_y\\_Comunidades\\_files/GeneralEcology.pdf](http://www.sisal.unam.mx/labeco/LAB_ECOLOGIA/Ecologia_de_Poblaciones_y_Comunidades_files/GeneralEcology.pdf)>. Acesso em: 10. jun. 2016.

BUDOWSKI, G. Distribution of tropical American rain forest species in the light of successional processes. **Tropical Ecology**, v.11, n.1, 1970. p. 44-48.

CALDATO, S. L. et al. Estudo da Regeneração Natural, banco de sementes e chuva de Sementes na Reserva Genética Florestal de Caçador, SC. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 6, n. 1, p. 27-38, 1996.

CALEGARE, L. **Estudos sobre bancos de sementes do solo, resgate de plântulas e dinâmica da paisagem para fins de restauração florestal**, Carandaí, MG. 2009. 158 p. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2009.

CAMARGO, J. M.; WITTMANN, D. Nest architecture and distribution of the primitive stingless bee, *Mourella caerulea* (hymenoptera, apidae, meliponinae): Evidence for the origin of *Plebeia* (s. lat.) on the gondwana continent. **Studies on Neotropical fauna and Environment**, [Publicação online], v. 24, n. 4, p. 213-229, 1989. nov 2008. Disponível em: <<http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/01650528909360793>>. Acesso em: 15. nov. 2017.

CAMPBELL, C. J. et al. Terrestrial behavior of *Ateles* spp. **International Journal of primatology**, New York, v. 26, n. 5, p. 1039-1050, 2005.

CAMPOS, W. H. et al. Contribuição da fauna silvestre em projetos de restauração ecológica no Brasil. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v. 32, n. 72, p. 429-440, 2012. Disponível em: <<http://pfb.cnpf.embrapa.br/pfb/index.php/pfb/article/view/398>>. Acesso em: 08 nov. 2017.

CAPPELATTI, L.; SCHMITT, J. L. Flora arbórea de área de Floresta Ombrófila Mista em São Francisco de Paula, RS, Brasil. Pesquisas, **Botânica** N° 62:253-26,1 São Leopoldo, Instituto Anchietano de Pesquisas, 2011. Disponível em: <<http://www.anchietano.unisinos.br/publicacoes/botanica/botanica62/09.pdf>>. Acesso em: 08 nov. 2017.

CAPERS, R. S.; CHAZDON, R. L.; BRENES, A. R.; ALVARAD, B. V. Successional dynamics of woody seedling communities in wet tropical secondary forests. **Journal of Ecology**, Reino Unido, v. 93, n 6, p. 1071-1084, 2005.

CARDOSO-LEITE, E. et al. Fitossociologia e caracterização sucessional de um fragmento de mata ciliar, em Rio Claro/SP, como subsídio à recuperação da área. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 16, n. 1, p. 31-41, 2004.

CARNUS, J. M. et al. Planted forests and biodiversity. **Journal of Forestry**, Oxford, v. 104, n. 2, p. 65-77, 2006.

CARVALHO, F. C. de. **Levantamento da mastofauna terrestre de médio e grande porte em remanescente de floresta neotropical – Itatinga, SP**. 2009. 18 p. Trabalho de conclusão (Bacharelado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Botucatu, Botucatu, [s.n.], 2009.

CARVALHO, J. O. P. **Análise estrutural da regeneração natural em floresta tropical densa na região do Tapajós no Estado do Pará**. 1982. 128 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1982. Disponível em: <<http://acervodigital.ufpr.br/handle/1884/26012>>. Acesso em: 05. nov. 2017.

CECONI, D. E. **Diagnóstico e recuperação da mata ciliar da sanga Lagoão do Ouro na microbacia hidrográfica do Vacacaí-mirim, Santa Maria – RS**. 2010. 132 p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2010.

CHAMI, L. B. **Vegetação e mecanismos de regeneração natural em diferentes ambientes da Floresta Ombrófila Mista na Flona de São Francisco de Paula, RS**. 2008. 121 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2008.

CHAZDON, R. L. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**. USA, v. 6, n. 1-2, p. 51-71, 2003.

CHEIDA, C. C. et al. Ordem Carnívora. In: REIS, R. R.; PERACCHI, A. L.; PEDRO, W. A.; LIMA, I. P. (Eds.). **Mamíferos do Brasil**. Londrina, PR: UEL, 2006. p. 231-275. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/biodiversidade/fauna-brasileira/livro-vermelho/volumeII/Mamiferos.pdf>>. Acesso em: 10. dez. 2017.

CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE DE SANTA CATARINA – CONSEMA. **Reconhece a Lista Oficial de Espécies da fauna Ameaçadas de Extinção no Estado de Santa Catarina e dá outras providências** - [Lei Complementar nº 381/2007 e pelo Decreto Nº 2.838, de 11 de dezembro de 2009]. 2011.

CONSERVATION INTERNACIONAL – CI. **Planejando paisagens sustentáveis: A Mata Atlântica Brasileira**. Bahia: Centro para Pesquisa Aplicada à Biodiversidade, 2000. 28 p. Disponível em: <[http://www.mma.gov.br/estruturas/chm/\\_arquivos/Bio5.pdf](http://www.mma.gov.br/estruturas/chm/_arquivos/Bio5.pdf)>. Acesso em: 10. dez. 2017.

CORDEIRO, J.; RODRIGUES, W. A. Caracterização fitossociológica de um remanescente de Floresta Ombrófila Mista em Guarapuava, PR. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 31, n. 3, p. 545-554, 2007. Disponível em: <<http://florestaombrofilamista.com.br/sidol/downloads/6.pdf>>. Acesso em: 10. nov. 2017.

COSTA, E. C. et al. **Entomologia florestal**. Santa Maria, Universidade Federal de Santa Maria, 2008. 240 p.

COSTA, L. de S. Levantamento de Mamíferos Silvestres de pequeno e médio porte atropelados na Br 101, entre os municípios de Joinville e Piçarras, Santa Catarina. **Biosciência**, Uberlândia, v. 27, n. 3, p. 666-672, 2011.

COSTA, M. G. C. da. **Transposição de galharia como técnica de restauração de áreas degradadas: uma avaliação da eficiência do método na atração de fauna**. 2009. 26 p. Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado em Ecologia) – Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Rio Claro, 2009. Disponível em: <<http://hdl.handle.net/11449/118780>>. Acesso em: 10. nov. 2017.

CURTIS, J. T.; McINTOSH, R. P. Na upland forest continuum in the prairie forest border region of Wisconsin. **Ecology**, Ecological Society of America, v. 32, p. 476-496, 1951.

DARIO, F. R. **A importância da fauna na dinâmica das florestas**. 2004. Disponível em: <<http://port.pravda.ru/news/cplp/brasil/26-07-2004/5751-0/>>. Acesso em: 10. nov. 2017.

DARIO, F. R.; ALMEIDA, A. F. de. Influência de corredor florestal sobre a avifauna da Mata Atlântica. **Scientia Florestalis**, Piracicaba, n. 58, p. 99-109, 2000.

DE LA SANCHA, N. et al. Notes on geographic distribution. Mammalia, Lagomorpha, Leporidae, *Lepus europaeus*, Pallas, 1778: Distribution extension, first confirmed record for Paraguay. **Notes on Geographic Distribution**, v. 5, n. 3, p. 428-432, 2009. Disponível em: <<http://www.checklist.org.br/getpdf?NGD050-09>>. Acesso em: 10. nov. 2017.

DI BITETTI, M. S.; PAVIOLO, A.; ANGELO, C. de. Density, habitat use and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina. **Journal of Zoology**, v. 270, n. 1, p. 153-163, 2006.

DRUMOND, M. A. Produção e distribuição de biomassa de espécies arbóreas no semi-árido brasileiro. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 32, n. 4, p. 665-669, 2008. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rarv/v32n4/a07v32n4.pdf>>. Acesso em: 10. nov. 2017.

DUARTE, E. et al. Regeneração natural de espécies lenhosas em área altomontana degradada no sul do Brasil. **Revista Espacios**, Caracas, v. 38, n. 38, p. 8, 2017.

DURIGAN, G.; NOGUEIRA, J. C. B. Recomposição de matas ciliares: orientações básicas. **Ecología e Conservación Ambiental**, São Paulo, v. 11, n. 4, p. 55-65, 1990.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Cambissolos háplicos. In: SANTOS, H. G. dos; ZARONI, M. J.; ALMEIDA, E. P. C. (Eds.) Agência Embrapa de Informação Tecnológica, 2017. Disponível em: <[http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/solos\\_tropicais/arvore/CONT000gn1sf65m02wx5ok0liq1mqzx3jrec.html](http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/solos_tropicais/arvore/CONT000gn1sf65m02wx5ok0liq1mqzx3jrec.html)>. Acesso em: 10. nov. 2017.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Cambissolos húmicos. In: SANTOS, H. G. dos; ZARONI, M. J.; ALMEIDA, E. P. C. Agência Embrapa de Informação Tecnológica, 2017. Disponível em: <[http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/solos\\_tropicais/arvore/CONT000gn1sba0i02wx5ok0liq1mqkbnn5r8.html](http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/solos_tropicais/arvore/CONT000gn1sba0i02wx5ok0liq1mqkbnn5r8.html)>. Acesso em: 10. nov. 2017.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Manual técnico da bracatinga** (*Mimosa scabrella* Benth). In: CARPANEZZI, A. A.; et al. EMBRAPA/CNPF: Documentos 20, Curitiba, PR, 1988. 70p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Recuperação de Áreas Degradadas e Restauração Ecológica de Ecossistemas**: Definições e Conceitos. In: COSTA, P. da et al. Boa Vista, Embrapa Roraima, Boa Vista, 2005. 18 p. (Documentos 7).

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Solos do Estado de Santa Catarina. **Embrapa Solos**. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, Rio de Janeiro, n. 46, 2004.

ENGEL, L. V.; PARROTTA, J. A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. p. 1-26, 2003. In: KAGEYAMA, P. Y.; et al. (Eds.) **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**, Botucatu: Editora FEPAF, 2003. 340 p. Disponível em: <<https://www.fs.fed.us/research/publications/misc/78177-2003-Engel-Parrotta-Brazil-proceedings.pdf>>. Acesso em: 08 jun. 2017.

ESPINDOLA, M. B. et al. Recuperação ambiental e contaminação biológica: aspectos ecológicos e legais. **Biotemas**, Florianópolis, v. 18, n. 1, p. 27-38, 2005.

FADINI, R. F.; MARCO JÚNIOR, P. de. Interações entre aves frugívoras e plantas em um fragmento de mata atlântica de Minas Gerais. **Ararajuba - Revista Brasileira de Ornitologia**, São Paulo, v. 12, n. 2, p. 97-103, 2004.

FARIA, G. M. M. et al. Geographic Distribution of the European hare (*Lepus europaeus*) in Brazil and new records of occurrence for the Cerrado and Atlantic Forest biomes. **Mammalia**, Lavras v. 80, n. 5, p. 497-505, 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.1515/mammalia-2015-0036>>. Acesso em: 10. nov. 2017.

FELFILI, J. M.; REZENDE, R. P. **Conceitos emétodos em fitossociologia**. Brasília: Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, 2003. 64 p.

FENNER M.; THOMPSON, K. **The ecology of seeds**. Cambridge: Cambridge University Press, 2005. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC2000770/>>. Acesso em: 10. nov. 2017.

FERREIRA, P. J. **Caracterização do componente arbóreo de áreas de preservação permanente em reflorestamentos de espécies exóticas como subsídio para restauração**. 101 p. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) – Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2011. Disponível em: <[http://www.cav.udesc.br/arquivos/id\\_submenu/723/dissertacao\\_paula\\_ferreira.pdf](http://www.cav.udesc.br/arquivos/id_submenu/723/dissertacao_paula_ferreira.pdf)>. Acesso em: 10. nov. 2017.

FERREIRA, W. C. et al. Regeneração natural como indicador de recuperação de área degradada a jusante da usina hidrelétrica de Camargos, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 34, n. 4, p. 651-660, 2010.

FINOL, H. Nuevos parametros a considerar-se en la análisis estructural de las selvas virgenes tropicales. **Revista Forestal Venezolana**, Mérida, v. 14, n. 21, p. 29-42, 1971.

FIORENTIN, L. de M. et al. Análise Florística e Padrão Espacial da Regeneração Natural em Área de Floresta Ombrófila Mista na Região de Caçador, SC. **Floresta e Ambiente**, [online], v. 22, n. 1, p. 60-70, 2015.

FLORA DO BRASIL 2020. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>> Acesso em: 10. nov. 2017.

FRANCO, A. A. et al. **Revegetação de solos degradados**. Seropédica: EMBRAPA-CNPBS, 1992. 8 p. (Embrapa – CNPBS. Comunicado Técnico, 9).

FRANCISCO, M. R.; GALETTI, M. Aves como potenciais dispersoras de sementes de *Ocotea pulchella* Mart. (Lauraceae) numa área de vegetação de cerrado do sudeste brasileiro. **Revista Brasileira de Botânica**, [online] v. 25, n. 1, p. 11-17, 2002.

FURTADO, R. **Frugivoria e dispersão de sementes por aves em áreas restauradas de diferentes idades no Estado de São Paulo**. 2012. 38 p. Trabalho de conclusão de curso (Ecologia) – Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, [s.n.], 2012.

GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. Metodologias e restauração florestal. In: CARGILL (coord.). **Manejo ambiental e restauração de áreas degradadas**. São Paulo, Fundação Cargill, 2007, p. 109-143.

GEO Brasil 2002. **Perspectivas do Meio Ambiente no Brasil**. SANTOS, T. C. C.; CÂMARA, J. B. D. (Orgs.). Brasília: IBAMA, 2002.

GONÇALVES, F. H. P. **A Invasão do Javali na Serra da Mantiqueira: Aspectos populacionais, uso do habitat e sua relação com o homem**. 2015. 90 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada), Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2015. Disponível em: <<http://repositorio.ufla.br/handle/1/9779>>. Acesso em: 10. nov. 2017.

GORENSTEIN, M. R. **Métodos de amostragem no levantamento da comunidade arbórea em Floresta Estacional Semidecidual**. 2002. 92 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, São Paulo, 2002.

GRINGS, M.; BRACK, P. Árvores na vegetação nativa de Nova Petrópolis, Rio Grande do Sul. **Série Botânica**, Porto Alegre, v. 64, n. 1, p. 5-22, 2009.

GRIS, D.; TEMPONI, L. G. Similaridade florística entre trechos de Floresta Estacional Semidecidual do corredor de biodiversidade Santa Maria – PR. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 27, n. 3, p. 1069-1081, 2017.

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. 9, 2001. Disponível em: <[http://palaeo-electronica.org/2001\\_1/past/pastprog/download.html](http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/pastprog/download.html)>. Acesso em: 10. nov. 2017.

HARPER, J. L. **Population biology of plants**. New York: Academia, 1977. 892 p. Disponível em: <<http://garfield.library.upenn.edu/classics1989/A1989R818300001.pdf>>. Acesso em: 08 jun. 2017.

HEGEL, C. G. Z.; MARINI, M. A. Impacto do javali europeu, *Sus scrofa*, em um fragmento da Mata Atlântica brasileira. **Neotropical Biology and Conservation**, São Leopoldo, v. 8, n. 1, p. 17-24, 2013.

HIGUCHI, N. et al. Bacia 3 – Inventário Diagnóstico da Regeneração natural. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 15, n. 1-2, p. 199-233, 1985. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/aa/v15n1-2/1809-4392-aa-15-1-2-0199.pdf>> . Acesso em: 08 jun. 2017.

HULME P. E. Seed-eaters: seed dispersal, destruction and demography. In: LEVEY D. J., SILVA W. R., GALETTI M. (Eds.). **Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation**. Wallingford: CAB International, 2002. p. 257-273.

INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ – IAP. **Manual de Rastros da fauna Paranaense**. In: MORO-RIOS R. F. et al. (Eds.). Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná, 2008. 70 p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **fauna ameaçada de extinção**. Rio de Janeiro: Centro de Documentação e Disseminação de Informações – IBGE, 2001. 106 p.

INVENTÁRIO FLORÍSTICO FLORESTAL DE SANTA CATARINA – IFFSC. **Floresta Ombrófila Mista**. VIBRANS, A. C. et al. (Eds.). Blumenau:Edifurb, Inventário Florístico Florestal De Santa Catarina, v. 3, 2013, 440 p.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS – IBAMA. **Manual de recuperação de áreas degradadas pela mineração: técnicas de revegetação**. Brasília: IBAMA, 1990. 96 p.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE – ICMBio. **Biodiversidade Brasileira**. ICMBio, v. 3, n. 1, 2013. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/portal/faunabrasileira/>>. Acesso em: 10. dez. 2017.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE – ICMBio. Sumário Executivo: **Livro Vermelho da fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, v. 8, 2016, 75 p.

INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE – IUCN. **The IUCN red list of threatened species (tm)**. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org/search>>. Acesso em: 10. nov. 2017.

JENNI, L.; KÉRY, M. Timing of autumn bird migration under climate change: advances in long-distance migrants, delays in short-distance migrants. **The Royal Society**, Londres, v. 270, n. 1523, p.1467-1471, 2003.

KAGEYAMA, P. Y.; GANDARA, F. B. Recuperação de áreas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Eds). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: Universidade de São Paulo – Fapesp. 2000. 261 p.

KANIESKI, M. R. et al. Diversidade e padrões de distribuição espacial de espécies no estágio de regeneração natural em São Francisco de Paula, RS, Brasil. **Revista Floresta**, Curitiba, PR, v. 42, n. 3, p. 509-518, 2012.

KENT, M. **Vegetation Description and Data Analysis**. Oxford: Wiley-Blackwell, 2012. 414 p.

KLEIN, A. S. et al. Mineração: Regeneração natural em área degradada pela mineração de carvão em Santa Catarina, Brasil. **Revista Escola de Minas**, Ouro Preto, v. 62, n. 3, p. 297-304, 2009.

KOBIYAMA, M.; MINELLA, G. P. J.; FABRIS, R. Áreas degradadas e sua recuperação. In: **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 22, n. 210, p. 10-17, 2001. Disponível em: <<http://www.labhidro.ufsc.br/Artigos/recupera%C3%A7%C3%A3o.pdf>>. Acesso em: 08 jun. 2017.

KRONKA, F. N.; BERTOLANI, F.; PONCE, R. H. **A cultura do Pinus no Brasil**. São Paulo: Sociedade Brasileira de Silvicultura, 2005. 42 p.

LAMPRECH, H. Ensayo sobre la estructura florística de la parte sur – oriental del bosque universitario “El aimital”, Estado Barinas. **Revista Florestal Venezolana**, Mérida, v. 7, n. 10/11, p. 77-119, 1964.

LARMUL, J. Herbário da UEPG: Assessoria ao projeto “Banco de sementes sob plantio de *Pinus elliottii* L. na Floresta Nacional de Piraí do Sul, Paraná”. In: CONEX-Encontro Conversando sobre Extensão na UEPG 13° (2015), Ponta Grossa, PR. **Anais...** Ponta Grossa: 2015. Disponível em: < [http://sites.uepg.br/conex/?page\\_id=323](http://sites.uepg.br/conex/?page_id=323) >. Acesso em: 10. nov. 2017.

LEAL FILHO, N.; SANTOS, G. R.; ROCHA, K. R. de A. Caracterização do banco de sementes no contato entre áreas em recuperação e a floresta tropical úmida em Urucu, AM. In: II Reunião Científica da Rede CTPetro Amazônia 2° (2010) - Manaus. **Anais...**Manaus: 2010. Disponível em: <[http://projetos.inpa.gov.br/ctpetro/IIReuniao/ArtigosReuniao/PI2/TrabCompleto/6LEAL%FILHO\\_SANTOS\\_ROCHA.pdf](http://projetos.inpa.gov.br/ctpetro/IIReuniao/ArtigosReuniao/PI2/TrabCompleto/6LEAL%FILHO_SANTOS_ROCHA.pdf)>. Acesso em: 08 jun. 2017.

LEEUWENBERG, F. Manejo de fauna cinegética na Reserva Indígena Xavante de Pimentel Barbosa, estado do Mato Grosso. In: PÁDUA, C.V.; BODMER, R. (Orgs.) **Manejo de conservação de vida silvestre no Brasil**. MCT/ CNPq e Sociedade Civil Mamirauá. 1997, p. 233-238.

LEITE, P. F.; KLEIN, R. M. **Vegetação**. In: IBGE. Geografia do Brasil: Região Sul. Rio de Janeiro: IBGE – Diretoria de Geociências, v. 2, 1990. p. 113-150.

LEWINSOHN, T. M.; PRADO, P. I. **Biodiversidade Brasileira: Síntese do Conhecimento Atual**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente (SBF/PNUD), v. 1, 2000. 127 p. Disponível em: < [http://www.mma.gov.br/estruturas/chm/\\_arquivos/Aval\\_Conhec\\_Cap1.pdf](http://www.mma.gov.br/estruturas/chm/_arquivos/Aval_Conhec_Cap1.pdf) >. Acesso em: 10. nov. 2017.

LIEBSCH, D. et al. Levantamento florístico e síndromes de dispersão em remanescentes de Floresta Ombrófila Mista na região centro-sul do estado do Paraná. **Hoehnea**, Porto Alegre, v. 36, n. 2, p. 233-248, 2009.

LIMA, L. R.; PIRANI, J. R. Revisão taxonômica de *Croton* sect. Lamprocroton (Müll. Arg.) Pax (Euphorbiaceae s.s.). **Biota Neotropica**, [online], v. 8, n. 2, p. 177-231, 2008.

LIMA, R. E. M. de. **Dispersão de sementes de *Hovenia dulcis* Thunb. (Rhamnaceae) – uma espécie invasora em área de Floresta Estacional Decidual**. 2013. 79 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2013.

LUIZ, M. R. **Ecologia e conservação de mamíferos de médio e grande porte na Reserva Biológica Estadual do Aguai**. 2008. 47 p. Monografia (Especialista em Gestão de Recursos Naturais) – Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma, 2008.

MABBERLEY, D. J. **Tropical Rain Forest Ecology**. Reino Unido, Glasgow: Blackie and Son Limited, 2. ed., 1992, p. 59-60.

MACHADO, E. L. M. et al. Importância da avifauna em programas de recuperação de áreas degradadas. **Revista Científica Eletrônica de Engenharia Florestal**, Publicação Científica da Faculdade de Agronomia e Engenharia Florestal de Garça, v. 4, n. 7, 2006. Disponível em: <[http://www.faef.revista.inf.br/imagens\\_arquivos/arquivos\\_destaque/wykIciPrb08ARS5\\_2013-4-25-17-36-9.pdf](http://www.faef.revista.inf.br/imagens_arquivos/arquivos_destaque/wykIciPrb08ARS5_2013-4-25-17-36-9.pdf)>. Acesso em: 08 nov. 2017.

MAFFEI, L.; CUÉLLAR, E.; NOSS, A. J. Uso de trampas-cámara para la evaluación de mamíferos en el ecotono chaco-chiquitanía. **Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental**. v. 11, p. 55-65. 2002.

MAGNAGO, L. F. S. et al. Os processos e estágios sucessionais da mata atlântica como referência para a restauração florestal. In: MARTINS, S.V. (Ed.): **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**, Viçosa, (Ed.). UFV, 2012. p. 69-100.

MAGURRAN, A. E. **Ecological diversity and its measurement**. New Jersey: Princeton University Press, 1988.

MAHÉ, G. G. **Projeto nosso parque: recuperação de áreas degradadas**. Sete Lagoas: Associação de Desenvolvimento Ambiental – ADESA, 2011. n. 18.

MARENZI, R. C. **Ecologia da paisagem da morraria da Praia Vermelha (SC): subsídio à conservação da biodiversidade de uma área costeira**. 2004. 204 p. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2004.

MARQUES, R. V.; RAMOS, F. M. **Identificação de mamíferos ocorrentes na Floresta Nacional de São Francisco de Paula/IBAMA, RS com a utilização de equipamento fotográfico acionado por sensores infravermelhos**. Porto Alegre: Divulgações do Museu de Ciências e Tecnologia, UBEA/ PUCRS, 2001, p. 83-94. v. 6.

MARTINS, S. V. **Recuperação de áreas degradadas: ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração**. 1. ed. Viçosa: Aprenda Fácil Editora, v. 1, 2009, 270 p.

MARTINS, S. V. **Recuperação de áreas degradadas**: ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração. 3. ed. Viçosa: Aprenda Fácil Editora, v. 1, 2013, 264 p.

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

MARTINS, F. R. **Estrutura de uma floresta mesófila**. Campinas: UNICAMP, 1991. 246 p.

MAUHS J. **Fitossociologia e regeneração natural de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista exposto a perturbações antrópicas**. 2002. 65 p. Dissertação (Mestrado em Biologia) – Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo, 2002.

MATÍAS, L.; ZAMORA, R. MENDOZA, I. Seed dispersal patterns by large frugivorous mammals in a degraded mosaic landscape. **Restoration Ecology**, v. 18, n. 5, p. 619-627, 2010.

MELO, A. S. O que ganhamos ‘confundindo’ riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? **Biota Neotropica**, [online], v. 8, n. 3, p. 21-27, 2008. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/pt/abstract?point-of-view+bn00108032008>>. Acesso em: 10. nov. 2017.

MENQ, W. **Funções da coloração da plumagem dos rapinantes**. Aves de Rapina Brasil, [online], v. 4, p. 35-41, 2017. Disponível em: <[http://www.avesderapinabrasil.com/arquivo/artigos/ARB4\\_7.pdf](http://www.avesderapinabrasil.com/arquivo/artigos/ARB4_7.pdf)>. Acesso em: 10. nov. 2017.

MENQ, W. **Identificação básica de rapinantes similares**. Aves de rapina Brasil, [online], v. 4, 2016, p. 20-28. Disponível em: <[http://www.avesderapinabrasil.com/arquivo/artigos/ARB4\\_5.pdf](http://www.avesderapinabrasil.com/arquivo/artigos/ARB4_5.pdf)>. Acesso em: 10. nov. 2017.

MEYER, D. avifauna do município de Salete, Santa Catarina. *Atualidades Ornitológicas*, v. 193, 2016. Disponível em: <[http://www.ao.com.br/download/AO193\\_65.pdf](http://www.ao.com.br/download/AO193_65.pdf)>. Acesso em: 10. nov. 2017.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT – MA. **Ecosystems and human well-being: Scenarios**. CARPENTER, S. R., PINGALI, P., BENNET, E. M., ZUREK, M. B. (Eds.). Millennium Ecosystem Assessment, Island Press, Washington, v.2, p. 225-294, 2005.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA. Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. In: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S.; **Fragmentação de ecossistemas**: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações políticas. Brasília, MMA/SBF, 2003, 510 p.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA. **Plano Amazônia Sustentável**: diretrizes para o desenvolvimento sustentável da Amazônia Brasileira. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, 2008, 112 p.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA. **Estratégia e Plano de Ação Nacionais para a Biodiversidade – EPANB**: 2016-2020. Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade, Departamento de Conservação de Ecossistemas, Brasília, 2017, 262 p.

MITTERMEIER, R. A. et al. **Hotspots**: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. Mexico City: CEMEX, 1999. 431 p.

MOCHIUTTI, S.; HIGA, A. R.; SIMON, A. A. Fitossociologia dos estratos arbóreo e de regeneração natural em um povoamento de Acácia-negra (*Acacia mearnsii* De Wild.) na região da Floresta Estacional Semidecidual do Rio Grande Do Sul. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 18, n. 2, p. 207-222, 2008. Disponível em: <file:///C:/Users/Cliente/Downloads/458-1708-1-PB.pdf >. Acesso em: 08 jun. 2017.

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

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

NAVE, A. G. **Determinação de unidades ecológicas num fragmento de floresta nativa, com auxílio de sensoriamento remoto**. 1999. 167 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo. Piracicaba, 1999.

NAVE, A. G. **Banco de sementes autóctone e alóctone, resgate de plantas e plantio de vegetação nativa na fazenda Intermontes, município de Ribeirão Grande, SP**. 2005. 218 p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo. Piracicaba, 2005.

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

NEGRINI, M. et al. Dispersão, distribuição espacial e estratificação vertical da comunidade arbórea em um fragmento florestal no Planalto Catarinense. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 36, n. 5, p. 919-929, 2012.

NERI, A. V. et al. Regeneração de espécies nativas lenhosas sob plantio de *Eucalyptus* em área de Cerrado na Floresta Nacional de Paraopeba, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, [online], v. 19, n. 2, p. 369-376, 2005.

OLIVEIRA, C. H. S. **Ecologia e Manejo de javali (*Sus scrofa* L.) na América do Sul**. Tese (Doutorado em Ecologia), Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2012, 152 p.

OLIVEIRA, R. **Relatório do Levantamento da avifauna do Parque Estadual Mata São Francisco, Cornélio Procópio – Santa Mariana, PR**. Londrina, PR: s.ed., 2011.

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

OLIVEIRA, T. G. de. **Ecologia e conservação de pequenos felinos no Brasil e suas implicações para o manejo**. 2011. 204 p. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade Federal de Minas Gerais. **Ecology and Conservation**, Sao Luís, EDUFMA, 2011.

OLIVEIRA, T. G. de. **Neotropical Cats: Ecology and Conservation**. Sao Luís: EDUFMA, 1994.

OLIVEIRA, M. C. de; E SILVA JUNIOR, M. C. da. Evolução histórica das teorias de sucessão vegetal e seus processos. **Revista CEPPG**, Catalção, v. 1, n. 24, p. 104-118, 2011.

PARDINI, R. et al. Levantamento rápido de mamíferos terrestres de médio e grande porte. In: CULLEN JR., L., RUDRAN, R., VALLADARES-PADUA, C. (Orgs.), **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: Universidade Federal do Paraná: Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2003, p. 181-201.

PARROTA, J. A. The role of plantationforest in rehabilitation degraded tropical ecosystems. **Agriculture Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 41, p. 115-133, 1992.

Disponível em: < <http://www.scielo.br/pdf/%0D/abb/v19n2/26232.pdf> neri et al 2005>.  
Acesso em: 08 jun. 2017.

PÉRES JUNIOR, A. K. **Sistemática e conservação do gênero *Tupinambis* (Squamata, Teiidae)**. 2003. 192 p. Tese (Doutorado) – Universidade de Brasília, Brasília, 2003.

PICINATTO FILHO, V. **Avaliação de danos causados por roedores silvestres em *Pinus taeda* L. como subsídio ao manejo de pragas florestais, Santa Catarina/Brasil**. 2014. 81 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2014.

PREUSS, J. F. et al. Levantamento rápido de mamíferos terrestres em um remanescente de Mata Atlântica do Sul do Brasil. **Unoesc & Ciência**, Joaçaba, v. 7, n. 1, p. 89-96, 2016.

QUIRINO, W. F. **Utilização energética de recursos vegetais**. Brasília: Laboratório de produtos florestais PLF/IBAMA, 2004. Disponível em:  
<<http://www.mundoflorestal.com.br/arquivos/aproveitamento.pdf>>. Acesso em: 10. nov. 2017.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2016. Disponível em: <<https://www.R-project.org/>>. Acesso em: 10. nov. 2017.

RECH, C. C. C. **Estabelecimento da vegetação arbórea em uma Área de Preservação Permanente em processo de restauração em Santa Catarina**. 2014. 64 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2014.

REIS, A. **Avaliação da recuperação de taludes de área de empréstimo na Usina Hidrelétrica de Itá, através da sucessão e dispersão de sementes**. Florianópolis: FAPEU-GERASUL, Florianópolis, 2001. 42 p. (Relatório 24)

REIS, A. **Manejo e conservação das florestas catarinenses**. 1993. 137 p. Tese (Concurso de professor titular) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 1993.

REIS, A.; KAGEYAMA, P. Y. Dispersão de sementes do palmiteiro (*Euterpe edulis* Martius -Palmae). **Sellowia**, Itajaí, n. 49/52, p. 60-92, 2000.

REIS, A.; TRES, D. R.; BECHARA, F. C. A Nucleação como novo paradigma na restauração ecológica: “Espaço para o impossível”. In: SIMPÓSIO SOBRE RECUPERAÇÃO DE

ÁREAS DEGRADADAS COM ÊNFASE EM MATAS CILIARES, 2006, São Paulo. **Anais...** São Paulo: Instituto de Botânica, 2006.

REIS, A.; ZAMBONIN, R. M.; NAKAZONO, E. M. Recuperação de áreas florestais degradadas utilizando a sucessão e as interações planta-animal. **Cadernos da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica**, São Paulo, 1999. Disponível em: <[http://www.rbma.org.br/rbma/pdf/Caderno\\_14.pdf](http://www.rbma.org.br/rbma/pdf/Caderno_14.pdf)>. Acesso em: 08 jun. 2017.

REIS, A. et al. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. **Natureza e Conservação**, v. 1, n. 1, 2003. p. 28-36. Disponível em: <<http://www.lerf.esalq.usp.br/divulgacao/recomendados/artigos/reis2003.pdf>>. Acesso em: 08 jun. 2017.

REIS, A. et al. Nucleation in tropical ecological restoration. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 67, n. 2, p. 244-250, 2010.

REIS, N. R. et al. **Mamíferos do Brasil**. Londrina: Universidade Estadual de Londrina, 2006. 437 p.

REIS, N. R. et al. **Mamíferos do Brasil**: guia de identificação. Rio de Janeiro: Technical Books, 2010, 560 p.

RIBAS, C. et al. Aproveitamento de biomassa pós-colheita florestal de *Pinus elliottii* var. *elliottii*. **Silva Lusitana**, Lisboa, v. 16, n. 1, p. 105-113, 2008.

RICKLEFS, R. E. **A economia da natureza**. Rio de Janeiro: 1996. 470 p.

RICKLEFS, R. E. A comment on Hubbell's zero-sum ecological drift model. **Oikos**, v. 100, n. 1, p. 185-192, 2003.

ROCHA, E. C.; DALPONTE, J. C. Composição e caracterização da fauna de mamíferos de médio e grande porte em uma pequena Reserva de Cerrado em Mato Grosso, Brasil. **Revista Arvore**, Viçosa, v. 30, p. 669-678, 2006.

ROCHA-MENDES, F. et al. Feeding Ecology of Carnivores (Mammalia, Carnivora) in Atlantic Forest Remnants, Southern Brazil. **Biota Neotropica**, [online], v. 10, p. 21-30, 2010.

RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F.; CRESTANA, M. de S. M. Revegetação do entorno da represa de abastecimento de água do município de Iracemápolis, SP. In:

SIMPÓSIO NACIONAL RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 1992, Curitiba. **Anais...** Curitiba, Universidade Federal do Paraná, FUPEF, 1992. p. 407-416.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F.(Eds.). **Matas Ciliares: Conservação e Recuperação**. São Paulo: EDUSP, 2000. v.1, p. 235-247.

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

RONDON NETO, R. M. Caracterização florística e estrutural de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista, em Curitiba, PR – Brasil. **Revista Floresta**, Curitiba, v. 32, n. 1, p. 3-16, 2002.

SANTIAGO, F. L. S. **Aproveitamento de resíduos florestais de *Eucalyptus* sp na indústria de fabricação de celulose para geração de energia térmica e elétrica**. 2013. 109 p. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agronômicas, Botucatu, 2013.

SANTOS, C. S. dos; et al. Levantamento florístico e fitossociológico de um fragmento florestal no município de Faxinal dos Guedes, SC. **Unoesc & Ciência**, Joaçaba, v. 3, n. 1, p. 7-22, 2012.

SANTOS, K. F. dos et al. Regeneração natural do componente arbóreo após a mortalidade de um maciço de taquara em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista em Lages – SC. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 25, n. 1, p. 107-117, 2015.

SANTOS, M. M. G. dos et al. Chuva de sementes de espécies lenhosas florestais em mosaicos de floresta com Araucária e campos no Sul do Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 25, n. 1, p. 160-167, 2011.

SANTOS, G. L. et al. Sazonalidade reprodutiva e duração do ciclo estral e do cio de fêmeas de Veado-catingueiro (*Mazama gouazoubira*) sob condições de cativeiro. p. 232. In: CONGRESSO INTERNACIONAL MANEJO DEL FAUNA SILVESTRE EM AMAZONÍA Y LATINOAMERICA. 2001. Quito. **Anais...** Quito: Universidade de San Francisco de Quito, 2001.

SRBEK-ARAUJO, A. C.; CHIARELLO, A. G. Recent record of harpy eagle, *Harpia harpyja* (Linnaeus) (Aves, Accipitridae), in Atlantic forest of Vale do Rio Doce Natural Reserve,

Linhares, Espírito Santo, Brazil and implications for the regional conservation of the species. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 23, n. 4, p. 1264-1267, 2006.

SCHORN, L. A. et al. Avaliação de técnicas para indução da regeneração natural em área de preservação permanente sob uso anterior do solo com *Pinus elliottii*. **Revista Floresta**, Curitiba, v. 40, n. 2, p. 281-294, 2010.

SCIPIONI, M. C. et al. Fitossociologia em fragmento florestal no noroeste do estado do Rio Grande do Sul. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 21, n. 3, p. 409-419, 2011.

SCOLFORO, J. R. S.; MELLO, J. M. de.; SILVA, C. P. de C. **Inventário Florestal de Minas Gerais: Floresta Estacional Semidecidual e Ombrófila - Florística, Estrutura, Diversidade, Similaridade, Distribuição Diamétrica e de Altura, Volumetria, Tendências de Crescimento e Áreas Aptas para Manejo Florestal**. Lavras: Editora UFLA, 2008.

SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO – SFB. **Florestas do Brasil em resumo - 2010: dados de 2005-2010**. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 2010. 152 p.

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

SICSÚ, A. B.; LIMA, J. P. R. Fronteiras agrícolas no Brasil: a lógica de sua ocupação recente. **Nova Economia**, Belo Horizonte, v. 10, n.1, p. 109-138, 2000. Disponível em: <file:///C:/Users/Cliente/Downloads/2145-7047-1-PB.pdf>. Acesso em: 08 jun. 2017.

SILVA, J. S. Identificação e catalogação de espécies florestais para uso de recomposição de áreas degradadas na zona de transição entre os biomas Cerrado e Floresta Amazônica. CONGRESSO BRASILEIRO DE GESTÃO AMBIENTAL, 3º, Goiânia, 2012. **Anais...** Goiânia: Instituto Brasileiro de Estudos Ambientais, 2012. Disponível em: <http://www.ibeas.org.br/congresso/Trabalhos2012/VI-048.pdf >. Acesso em: 10. nov. 2017.

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

SILVA-WEBER, A. J. C.; et al. Composição florística e distribuição sazonal do banco de sementes em Floresta Ombrófila Mista Aluvial, Araucária, PR. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 32, p. 77-91, 2012.

SILVEIRA, L. P. et al. Poleiros artificiais e enleiramento de galhada na restauração de área degradada no semiárido da Paraíba, Brasil. **Nativa**, Sinop, v. 3, n. 3, p. 165-170, 2015.

SILVEIRA, L.; JÁCOMO A.T. A.; DINIZ-FILHO, J. A. F. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. **Biological Conservation**, Essex, v. 114, n. 3, p. 351-355, 2003.

SIMIONI, J.; HOEFLICH, V. A. Cadeia produtiva de biomassa de origem florestal no Planalto Sul de Santa Catarina. **Revista Floresta**, Curitiba, v. 39, n. 3, p. 501-510, 2009.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES FLORESTAIS – SNIF. **Produção florestal**. Brasília: 2017. Disponível em: <<http://www.florestal.gov.br/snif/producao-florestal/cadeia-produtiva>>. Acesso em: 08. jun. 2017.

SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION INTERNATIONAL – SER. **Princípios de sobre la restauración ecológica**. Grupo de Trabalho de Sociedade para Restauração Ecológica Internacional de Ciência e Política, 2004. Disponível em: <[https://www.ctahr.hawaii.edu/littonc/PDFs/682\\_SERPrimer.pdf](https://www.ctahr.hawaii.edu/littonc/PDFs/682_SERPrimer.pdf)>. Acesso em: 08. jun. 2017.

SOS – MATA ATLÂNTICA. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica período 2008-2010**. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica, 2010. 60 p. Disponível em: <[http://mapas.sosma.org.br/site\\_media/download/atlas-relatorio2008-2010parcial.pdf](http://mapas.sosma.org.br/site_media/download/atlas-relatorio2008-2010parcial.pdf)>. Acesso em: 10. nov. 2017.

SOS – MATA ATLÂNTICA. **Pacto pela restauração da Mata Atlântica**: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. (Orgs.). São Paulo: LERF/ESALQ, Instituto BioAtlântica, 2009. 264 p.

SOUZA, F. L. DE.; ROMA, J. C.; GUIX, J. C. Consumption of *Didymopanax pachycarpum* unripe fruits by birds in southeastern Brazil. **Miscellanea Zoologica**, v. 16, p. 46-248, 1992.

SOUZA, A. L. de; SOARES, C. P. B. **Florestas nativas**: estrutura, dinâmica e manejo. Viçosa: UFV, 2013. 322 p.

TABARELLI, M.; PERES, C. A. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic Forest: Implications for Forest regeneration. **Biological Conservation**, Essex, v. 106, p. 165-176, 2002.

TEIXEIRA, J. S. G. **Caracterização populacional de *Mourella caerulea* (Friese, 1900) e *Plebeia nigriceps* (Friese, 1901) (Hymenoptera, Apidae, Meliponini) através de**

**morfometria geométrica da asa, análise de hidrocarbonetos cuticulares e DNA mitocondrial.** 2015. 135 p. Tese (Doutorado em Entomologia) – Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, Unidade da USP Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto, Rio Preto, 2015.

TEO, S. J. et al. Comparação de métodos de amostragem em fragmentos de Floresta Ombrófila Mista, em Lebon Régis, SC. **Revista Floresta**, Curitiba, v. 44, n. 3, p. 393-402, 2014.

TORIOLA, D.; CHAREURE P.; BUTLER, A. Distribution of primary forest plant species in a 19 –year old secondary forest in French Guiana. **Journal of Tropical Ecology**, v. 14, n. 3, p. 323-340, 1998.

UHL, C.; CLARK, H.; CLARK, K. Successional patterns associated with slash and burn agriculture in upper Rio Negro region of the Amazon Basin. **Biotropica**, Kansas, v. 14, n. 4, p. 249-254, 1982. Disponível em: <[http://www.jstor.org/stable/2388082?seq=1#page\\_scan\\_tab\\_contents](http://www.jstor.org/stable/2388082?seq=1#page_scan_tab_contents)>. Acesso em: 08. jun. 2017.

VAUGHAN, T. A. **Mammalogy**. Philadelphia: Saunders College Publishing, 1986.

VELOSO, H. P.; FILHO, A. L. R. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. IBGE. Rio de Janeiro, 1991. 124 p.

VENTUROLI, F.; FELFILI, J. M.; FAGG, C. W. Avaliação temporal da regeneração natural em uma Floresta Estacional Semidecídua secundária, em Pirenópolis, Goiás. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 35, n. 3, p. 473-483, 2011.

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

VIBRANS, A. C. et al. Ordenação dos dados de estrutura da Floresta Ombrófila Mista partindo de informações do Inventário Florístico-Florestal de Santa Catarina: resultados de estudo-piloto. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 18, n. 4, p. 511-523, 2008.

VIEIRA, R. C. **História natural, ecologia populacional e genética de *Salvator merianae* (Duméril & Bibron, 1839) (Squamata, Teiidae) no Sul do Brasil**. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2016. 170 p.

VIELLIARD, J. M. E.; SILVA, W. R. Nova metodologia de levantamento quantitativo da avifauna e primeiros resultados do interior do Estado de São Paulo, Brasil. In: ENCONTRO NACIONAL DE ANILHADORES DE AVES. 4º, 1990, Recife **Anais...** Recife: S. Medes, 1990, p. 117-151.

VILLANUEVA, R. E. V.; SILVA, M. da. Organização trófica da avifauna do campus da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Florianópolis, SC. **Biotemas**, Florianópolis, v. 9, n. 2, p. 57-69, 1996.

VITAL, M. H. F. Impacto Ambiental de Flor Ambiental de Florestas de Eucalipto. **Revista do BNDES**, Rio de Janeiro, v. 14, n. 28, p. 235-276, 2007.

WALLAUER, J. P. et al. Levantamento dos mamíferos da Floresta Nacional de Três Barras – Santa Catarina. **Biotemas**, Florianópolis, v. 13, n. 1, p. 103-127, 2000.

WEIMER, C. O. Levantamento da avifauna em um fragmento florestal localizado no centro urbano do município de Xanxerê, SC. **Unoesc & Ciência** - ACBS, Joaçaba, v. 5, n. 1, p. 91-102, 2014.

WIECHETECK, M. **Aproveitamento de resíduos e subprodutos florestais, alternativas tecnológicas e propostas de políticas ao uso de resíduos florestais para fins energéticos**. Ministério do Meio Ambiente – Sumário Executivo. Curitiba: Projeto PNUD 00/20, 2009. Disponível em: <[http://www.mma.gov.br/estruturas/164/\\_publicacao/164\\_publicacao10012011033501.pdf](http://www.mma.gov.br/estruturas/164/_publicacao/164_publicacao10012011033501.pdf)>. Acesso em: 10. nov. 2017.

WIKIAVES. **WikiAves, a Enciclopédia das Aves do Brasil**. 2008. Disponível em: <<http://www.wikiaves.com.br/>>. Acesso em: 10. nov. 2017.

WHITMORE, T. C. **Tropical rain forest of the Far East**. 2. ed. Oxford: Clarendon Press, 1984. 352 p.

WILSEY, B. J. et al. Relationships Among Indices Suggest that Richness Is an Incomplete Surrogate for Grassland Biodiversity. **Ecology**, v. 86, n. 5, 2005, p. 1178–1184.

WILSON, H.D. **A global map of biodiversity**. Science, 2000. 298 p.

YAMONE, S.; HEARD T. A.; SAKAGAMI, S. F. Oviposition behavior of the stingless bees (Apidae, Meliponinae) XVI. *Trigona (Tetragonula) carbonaria* endemic to Australia, with a

highly integrated oviposition process. **Japanese Journal Entertainment**, v. 63, n. 2, p. 275-296, 1995.

ZAPATA-RÍOS; ARAGUILLIN, E.; JORGENSON, J. P. Caracterización de la comunidad de mamíferos no voladores en las estribaciones orientales de la cordillera del Kutukú, Amazonía Ecuatoriana. **Mastozoología Neotropical**, Mendoza, v. 13, n. 2, p. 227-238, 2006. Disponível em: < [https://www.sarem.org.ar/wp-content/uploads/2012/11/SAREM\\_MastNeotrop\\_13-2\\_06\\_Zapata-Rios.pdf](https://www.sarem.org.ar/wp-content/uploads/2012/11/SAREM_MastNeotrop_13-2_06_Zapata-Rios.pdf)>. Acesso em: 08. jun. 2017.

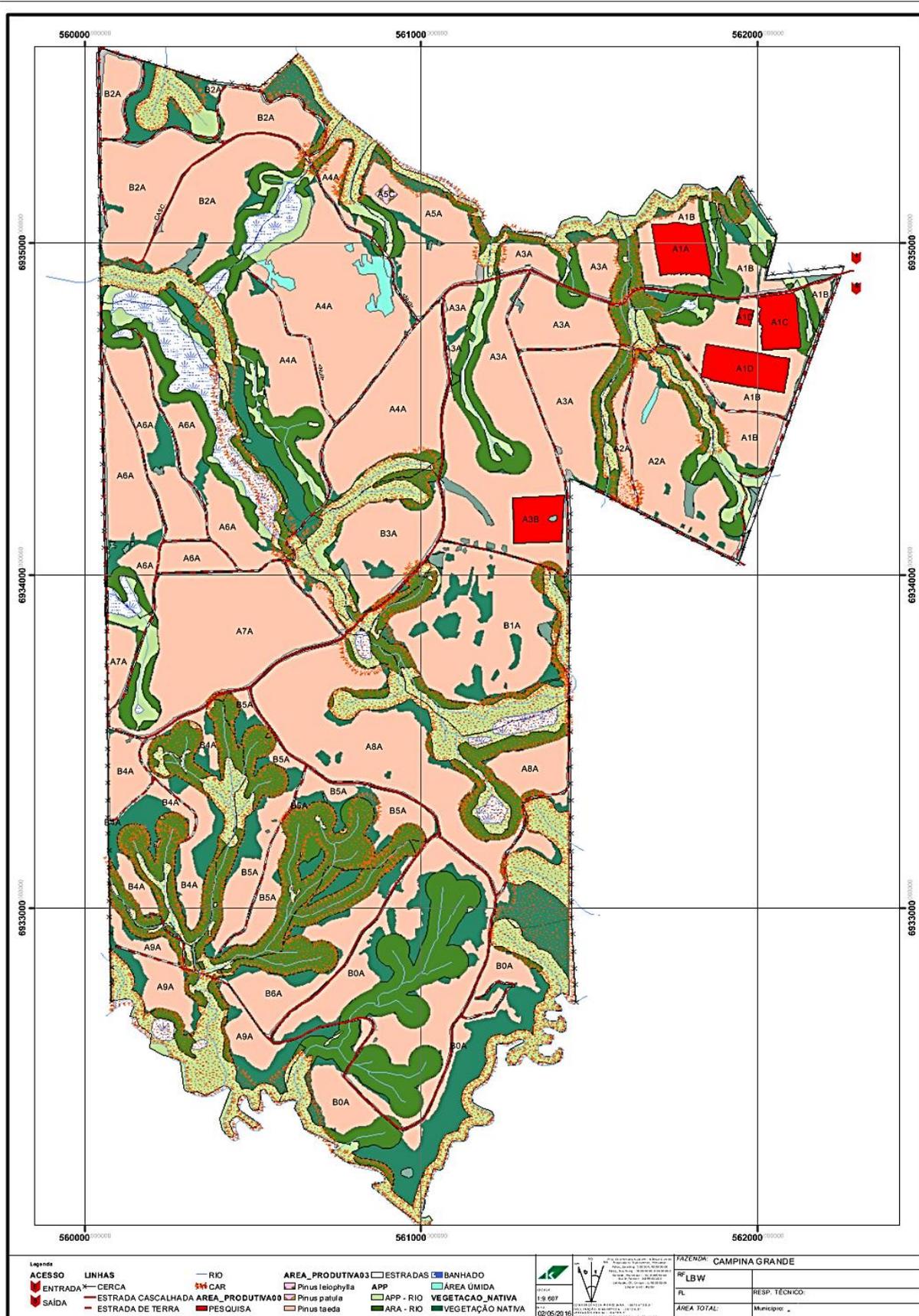
**APÊNDICE A – Informações de localização dos biomontes e das parcelas amostradas.**

<b>Biomonte / Parcela</b>	<b>Talhão</b>	<b>Altitude (m)</b>	<b>Coordenadas</b>		<b>Área</b>
300	A1B	982	50° 18' 11,7"	27° 47' 27,2"	P
301	A1B	983	50° 22' 16,1"	27° 42' 33,2"	P
302	A1B	982	50° 22' 17,2"	27° 42' 33,2"	P
303	A1B	985	50° 22' 17,6"	27° 42' 33,3"	APP
304	A1B	986	50° 22' 19,6"	27° 42' 33,2"	DAPP
305	A1B	983	50° 22' 21,7"	27° 42' 33,1"	DAPP
306	A1B	986	50° 22' 22,7"	27° 42' 33"	DAPP
307	A1B	981	50° 22' 23,1"	27° 42' 33"	P
308	A1B	980	50° 22' 26,5"	27° 42' 32,6"	P
309	A3A	976	49° 32' 47,6"	27° 37' 05,2"	P
310	A3A	977	50° 22' 42"	27° 42' 32,8"	P
311	A3A	1008	50° 22' 43,3"	27° 42' 58,8"	P
312	A3A	1005	50° 22' 44,6"	27° 42' 58,5"	P
313	A3A	1006	50° 22' 45,1"	27° 42' 58,4"	P
314	A3A	1004	50° 22' 46,4"	27° 42' 58,2"	P
315	A3A	1002	50° 22' 47,3"	27° 42' 58"	P
316	A3A	1000	50° 22' 48,2"	27° 42' 57,8"	P
317	B5A	998	50° 22' 51,8"	27° 43' 26,7"	APP
318	B5A	989	50° 22' 52,4"	27° 43' 27,8"	APP
319	B5A	990	50° 22' 53,2"	27° 43' 28,4"	DAPP
320	A7A	995	50° 23' 25,2"	27° 43' 14,3"	APP
321	A7A	998	50° 23' 24,8"	27° 43' 13,5"	APP
322	A7A	992	50° 23' 24,6"	27° 43' 13,1"	APP
323	A7A	986	50° 23' 24,4"	27° 43' 12,6"	APP
324	A7A	982	50° 23' 24,1"	27° 43' 12"	APP
325	A7A	986	50° 23' 23,8"	27° 43' 11,4"	APP
326	A7A	986	50° 23' 23,5"	27° 43' 10,7"	APP
327	A7A	974	50° 23' 23"	27° 43' 09,8"	APP
160	A7A	994	50° 23' 22,8"	27° 43' 11,7"	ARA
161	A7A	994	50° 23' 22,8"	27° 43' 13,5"	ARA
162	A7A	993	50° 23' 23,8"	27° 43' 15,1"	APP
163	B5A	989	50° 22' 52,4"	27° 43' 26,2"	ARA
164	B5A	973	50° 23' 20,9"	27° 43' 17,1"	ARA
165	B5A	980	50° 22' 52,2"	27° 43' 26,8"	ARA
166	B5A	973	50° 22' 57"	27° 43' 5,4"	APP
167	A8A	991	50° 22' 54,7"	27° 43' 2,3"	ARA
168	B3A	993	50° 22' 51"	27° 42' 51,8"	ARA
169	A4A	996	50° 22' 51,7"	27° 42' 51,3"	ARA
170	B2A	970	50° 23' 11,1"	27° 42' 21,7"	ARA
171	B2A	970	50° 23' 11,1"	27° 42' 21,7"	ARA
172	B2A	980	50° 23' 15,1"	27° 42' 18,4"	APP

Em que: APP: área de preservação permanente; ARA: área de recuperação ambiental;  
DAPP: divisa com área de preservação permanente.

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

### ANEXO A – Mapa da Fazenda Campina Grande, em Correia Pinto, SC



Fonte: Fornecido por Klabin S/A em 2016.