

LILIAN IARA BET STEDILLE

**RESTAURAÇÃO FLORESTAL *VERSUS* REFERÊNCIA
ECOLÓGICA: UTILIZAÇÃO DE INDICADORES
ECOLÓGICOS EM AMBIENTES CILIARES NA FLORESTA
OMBRÓFILA MISTA**

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do título de mestre no Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal da Universidade do Estado de Santa Catarina - UDESC.

Orientador: Prof. Dr. Adelar Mantovani

LAGES, SC
2016

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

Stedille, Lilian Iara

ECOSSISTEMA EM RESTAURAÇÃO FLORESTAL *VERSUS*
ECOSSISTEMA DE REFERÊNCIA: UTILIZAÇÃO DE
DESCRITORES FITOSSOCIOLOGICOS EM ÁREAS DE
PRESERVAÇÃO PERMANENTE NO PLANALTO SUL CATARINENSE
/ Lilian Iara Stedille. Lages - 2016.
186 p.

Orientador: Adelar Mantovani

Co-orientador: Pedro Higuchi

Dissertação (Mestrado) - Universidade do Estado
de Santa Catarina, Centro de Ciências
Agroveterinárias, Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Florestal, Lages, 2016.

1. Restauração passiva. 2. Regeneração natural. 3.
Comunidade arborea. 4. Grupos ecológicos. 5. Síndromes
de dispersão. I. Mantovani, Adelar . II. Higuchi,
Pedro. , .III. Universidade do Estado de Santa
Catarina, Centro de Ciências
Agroveterinárias, Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Florestal. IV. Título.

LILIAN IARA BET STEDILLE

**RESTAURAÇÃO FLORESTAL *VERSUS* REFERÊNCIA
ECOLÓGICA: UTILIZAÇÃO DE INDICADORES
ECOLÓGICOS EM AMBIENTES CILIARES NA
FLORESTA OMBRÓFILA MISTA**


Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do título de mestre no Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal da Universidade do Estado de Santa Catarina - UDESC.

Banca Examinadora


Orientador:


(Prof. Dr. Adelar Mantovani)
CAV/UDESC

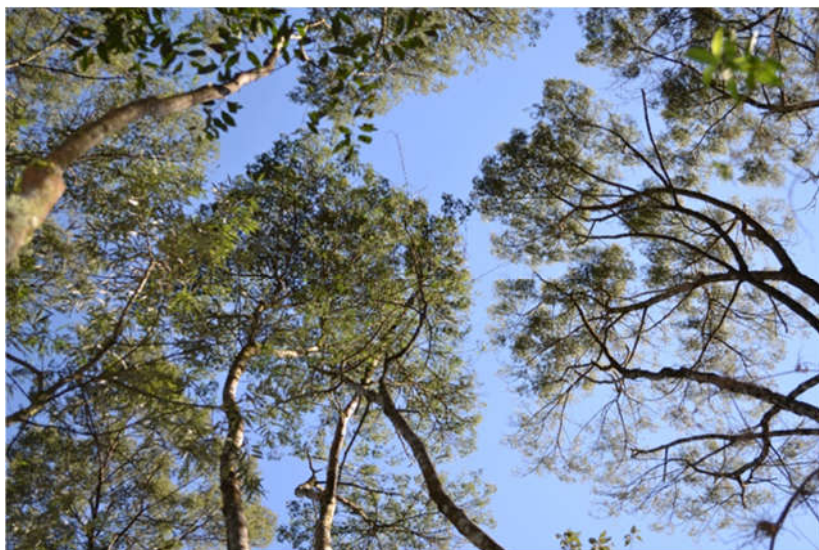
Membro:


(Prof. Dr. Alexandre Siminski)
Campus Curitibanos/UFSC

Membro:


(Prof. Dr. Paula Iaschitzki Ferreira)
Campus Urupema/IFSC

LAGES, SC
2016



*"Use a capacidade que tens. A floresta
ficaria silenciosa se só o melhor pássaro
cantasse."*

(Oscar Wilde)

AGRADECIMENTOS

Inicialmente agradeço à Deus, por ser meu guia em todos os momentos da minha vida.

Aos meus pais, Maria e Laury, pelo amor incondicional, sendo os alicerces fundamentais na construção do meu caráter, sempre baseados na simplicidade.

As minhas irmãs Luini e Thalia, pelo carinho, afeto, apoio, incentivos, conversas, conselhos, e pela companhia.

Ao meu amor Newton, meu noivo, companheiro de todos os momentos, pela sua importante presença nos últimos onze anos da minha vida, agradeço muito pela compreensão, ensinamentos, pela tranquilidade que me passa, por todo o afeto e carinho.

Ao meu amigo Juliano, pelo auxílio na identificação e confirmação das identificações, pelos ensinamentos, conversas, dedicação e disponibilidade, que desde a graduação contribuiu para a minha formação.

A prof^a. Paula, pelos ensinamentos, conversas, e pelos esclarecimentos a respeito dos dados do primeiro levantamento.

Agradeço em especial aos bolsistas Oieler e Lucas, pelo companheirismo e, principalmente, pelo auxílio á campo, essencial para a concepção deste trabalho.

A todos os colegas do Grupo de Pesquisa “Uso e Conservação dos Recursos Florestais” que de alguma maneira contribuíram neste trabalho.

Ao prof^o. orientador Adelar Mantovani, pela generosidade em compartilhar seus ensinamentos, pela dedicação, paciência e, estímulo desde a graduação, e especialmente durante o período de mestrado.

A prof^a. Roseli Bortoluzzi, pelos ensinamentos, dedicação, e auxílio na identificação de algumas espécies.

O prof^o. Pedro Higuchi, pelos ensinamentos, esclarecimentos, e auxílio na análise de dados.

A prof^a. Ana Carolina, pela dedicação em especial na identificação e confirmação das espécies.

A empresa Klabin SA pela disponibilização de áreas para estudo e pelo auxílio financeiro (Convênio FIEPE).

A Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC), agradeço aos técnicos, colegas e professores. E ao Programa de Monitoria de Pós-graduação (PROMOP) pela consecção de bolsa durante o período do mestrado.

Por fim, agradeço àqueles que em certo momento passaram pela minha vida e contribuíram para o meu crescimento pessoal e profissional.

RESUMO

STEDILLE, L. I. B. **Restauração florestal versus referência ecológica: utilização de indicadores ecológicos em ambientes ciliares na Floresta Ombrófila Mista**. 2016. 186f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade do Estado de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Lages, SC, 2016.

A sucessão florestal é uma maneira de restaurar florestas alteradas. Medida adotada para a adequação de áreas de preservação permanente (APP), principalmente ciliares, em fazendas produtoras de madeira na região do Planalto Sul Catarinense. Visto a necessidade de monitoramento destes ambientes o objetivo principal deste trabalho foi investigar a restauração passiva nas áreas ciliares das fazendas Poço Grande e Campo de Dentro, com enfoque principal para o levantamento da composição arbórea. Apenas na fazenda Poço Grande tem-se um estudo mais aprofundado, envolvendo a setorização ambiental, em floresta de “referência” ecológica formada por fragmentos em estágio sucessional mais avançado e, locais em “restauração” passiva. Onde incluiu-se o levantamento da regeneração natural, banco de sementes, presença de gramíneas (*Ocellochloa rudis* (Nees) Zuloaga & Morrone e *Merostachys multiramea* Hack), solos e dossel. Os resultados do primeiro capítulo indicam que a setorização na fazenda Poço Grande evidenciou que os locais em “restauração” apresentam menores valores de densidade, área basal, equabilidade entre adultos, e maior participação de indivíduos pioneiros e autocóricos. No segundo capítulo entre 23 variáveis analisadas, a existência de um gradiente ecológico de diversidade (índice de Shannon de arbóreas) sobressaindo-se entre as demais variáveis envolvidas. O segundo gradiente formado está relacionado a presença de *O. rudis*, com maiores valores de pH do solo e capacidade de troca catiônica efetiva, que mesmo sem uma relação com algum setor, pode influenciar pela formação de uma densa camada de biomassa. Ao avaliar a composição arbórea das fazendas Poço Grande e Campo de Dentro, para os anos de avaliação 2011 e 2016, tem-se a manutenção das espécies de maiores valores de importância. Entre os anos avaliados as espécies seguem o mesmo padrão de grupos ecológicos e síndromes de dispersão, com elevada participação de zoóco

ricas. Sendo que na fazenda Poço Grande, ocorreu diminuição na participação dos indivíduos secundários tardios e, aumento de indivíduos clímax. Na fazenda Campo de Dentro ocorreu aumento na proporção de indivíduos pioneiro e diminuição entre os indivíduos clímax. Em ambas fazendas se verificou um aumento de indivíduos com síndrome de dispersão zoocórica e, uma diminuição de anemocóricos e autocóricos. A metodologia da restauração passiva mostrou-se como uma alternativa promissora em locais com paisagem favorável. Indica-se dar continuidade ao monitoramento.

Palavras-chave: Restauração passiva. Regeneração natural. Comunidade arborea. Grupos ecológicos. Síndromes de dispersão.

ABSTRACT

STEDILLE, L. I. B. **Forest restoration versus ecological reference: use of ecological indicators in riparian environments in Araucaria Forest.** 2016. 186f. Dissertation (Master in Forest Engineering) - University of the State of Santa Catarina. Graduate Program in Forestry, Lages, SC, 2016.

The forest succession is a way to restore disturbed forest. Measure taken to to the of permanent preservation areas (PPA's) adequacy, mainly riparian, wood-producing farms in the Santa Catarina Plateau South region. Since the need for monitoring of these environments the main objective of this study was to investigate the passive restoration in riparian forest on Poço Grande and Campo de Dentro farms, with the main focus for the survey of the tree composition. Only on the Poço Grande farm has further study, envolvento environmental compartmentalization in forest "reference" ecological formed by fragments into more advanced successional stage and locations in passive "restoration". Where it was included natural regeneration, seed bank, the presence of grasses (*Ocellochloa rudis* (Nees) Zuloaga & Morrone and *Merostachys multiramea* Hack), soil and canopy. The results of the first chapter indicates that compartmentalization on the farm Poço Grande showed that the sites in "restoration" have lower density values, basal area, evenness among arboreal, and greater participation of pioneers and autocóricos individuals. In the second chapter between 23 variables, the existence of an ecological gradient of diversity (Shannon index of tree) standing out among the other variables involved. The second gradient formed is related to the presence of *O. rudis* and higher soil pH and effective cation exchange capacity, even without a relationship with a sector, may influence the formation of a dense layer of biomass. The tree composition of Poço Grande and Campo de Dentro farms for years of assessment 2011 and 2016, has among the species most phytosociologic position. Between evaluated the sampled species follow the same pattern of ecological groups and dispersal syndromes, with high participation of zoochorous. Since the Poço Grande farm, a decrease in the share of late side individuals and increase climax individuals. Inside the Campo de Dentro farm was an

increase in the proportion of pioneering individuals and decrease among individuals climax. In both farms there was an increase of individuals with syndrome zoochoric dispersion and a decrease of anemochorous and autocóricos. The methodology of passive restoration proved to be a promising alternative in locations with favorable landscape. Indicates continuing the monitoring.

Key-words: Passive restoration. Natural regeneration. Arboreal community. Ecological groups. Dispersion syndromes.

LISTA DE FIGURAS

| | |
|--|-----|
| Figura 1– Contexto de paisagem, áreas nativas da fazenda Poço Grande e, fragmentos remanescentes nativos florestais (Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina, 2005)..... | 26 |
| Figura 2 – Fotos aéreas da fazenda Poço Grande, Ponte Alta, SC, em 1956 (a), em 2003 (b) e 2016 (c). | 28 |
| Figura 3 – Localização e mapa de uso do solo, fazenda Poço Grande, Ponte Alta, SC, 2016. | 30 |
| Figura 4 – Ocupação por <i>Ocellochloa rudis</i> (Nees) Zuloaga & Morrone, fazenda Poço Grande, Ponte Alta-SC. | 32 |
| Figura 5 – Ocupação por <i>Merostachys multiramea</i> Hack, fazenda Poço Grande, Ponte Alta-SC. | 33 |
| Figura 6 – Contexto de paisagem da fazenda Campo de Dentro e dos fragmentos remanescentes nativos florestais (Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina, 2005)..... | 34 |
| Figura 7 – Fotos aéreas da fazenda Campo de Dentro, Otacílio Costa, SC, em 1956 (a) e foto aérea da fazenda em 2016 (b)..... | 35 |
| Figura 8 – Localização e mapa de uso do solo, fazenda Campo de Dentro, Otacílio Costa, SC, 2016. | 36 |
| Figura 9 – Setores S1- (“floresta conservada”) e S2- (restauração florestal passiva), e demais áreas nativas, fazenda Poço Grande, Ponte Alta- SC..... | 53 |
| Figura 10 – Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) para parcelas e espécies amostradas (a) estrato arbóreo e (b) estrato regenerante em ambos setores. | 67 |
| Figura 11 – Localização das áreas nativas e das parcelas localizados, na fazenda Poço Grande, município de Ponte Alta, SC. | 94 |
| Figura 12 – Gráfico <i>scree-plot</i> da análise dos componentes principais (<i>Principal Component Analysis</i> -PCA), levantamento realizado na Floresta Ombrófila Mista, Ponte Alta-SC. | 105 |

| | |
|--|-----|
| Figura 13 – Análise dos Componentes principais (<i>Principal Component Analysis</i> -PCA) com as variáveis bióticas e abióticas avaliadas representada nos vetores, e as parcelas, levantamento realizado na Floresta Ombrófila Mista, fazenda Poço Grande, Ponte Alta-SC. | 108 |
| Figura 14 – Análise de Coordenadas Principais (<i>Principal Coordinate Analysis</i> - PCoA), levantamento realizado na Floresta Ombrófila Mista, fazenda Poço Grande, Ponte Alta-SC. ... | 110 |
| Figura 15 – Figura com localização dos pontos amostrais e uso do solo fazendas Poço Grande (Ponte Alta/SC) e Campo de Dentro (Otacílio Costa/SC). | 132 |
| Figura 16 – Riqueza específica por família botânica em fragmentos de Floresta Ombrófila Mista, no ano de 2011 (a) e no ano de 2016 (b), fazenda Poço Grande, Ponte Alta-SC. | 137 |
| Figura 17 – Riqueza específica por família botânica em fragmentos de Floresta Ombrófila Mista, no ano de 2011 (a) e no ano de 2016 (b), fazenda Campo de Dentro, Otacílio Costa-SC.... | 154 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|--|-----|
| Tabela 1 - Florística do estrato arbóreo (ARB) e regenerante (REG), seguido da abundância amostrada nos setores S1 = floresta conservada e S2 = restauração florestal passiva, RH = registro no Herbário LUSC, GE = grupo ecológico e SD= síndrome de dispersão. Amostrado em Áreas de Preservação Permanente ciliares, Floresta Ombrófila Mista, Ponte Alta, SC. | 57 |
| Tabela 2 - Intensidade amostral e indicadores ecológicos áreas ciliares, Floresta Ombrófila Mista, Ponte Alta, SC. Onde: local S1- floresta conservada; e S2- restauração passiva; p = significância do teste, ns= não significativo. | 64 |
| Tabela 3 - Florística do estrato arbóreo e regenerante, do “local de referência” (REF) e “local em restauração” (RES) seguido pela presença (+) ou ausência (-) da espécie em cada um dos locais, levantamento realizado em Ponte Alta, SC. Onde: GE= grupo ecológico e SD= síndrome de dispersão..... | 98 |
| Tabela 4 - Variáveis analisadas seguido do teste de médias, Floresta Ombrófila Mista, Ponte Alta, SC..... | 103 |
| Tabela 5 - Autovalores, proporção explicada e acumulada, da variação total (inércia total = 23 variáveis) até o quarto componente principal, valores da correlação entre fatores e as variáveis. | 106 |
| Tabela 6 - Valores de <i>loadings</i> das variáveis significativas (*), para cada <i>Principal componente</i> (PC) avaliado..... | 107 |
| Tabela 7 - Riqueza amostrada, número de indivíduos, densidade e suficiência amostral do levantamento realizado em 2011 e 2016, fazenda Poço Grande, Ponte Alta, SC. | 135 |
| Tabela 8 - Listagem das famílias e espécies arbóreas amostradas nos anos de 2011 e 2016, fazenda Poço Grande, Ponte Alta, SC. | 141 |

| | | |
|-----------|---|-----|
| Tabela 9 | - Aspectos ecológicos dos indivíduos amostrados nos levantamentos realizados nos anos de 2011 e 2016, na fazenda Poço Grande, Ponte Alta, SC. | 150 |
| Tabela 10 | - Aspectos ecológicos das espécies amostrados nos levantamentos realizados nos anos de 2011 e 2016, na fazenda Poço Grande, Ponte Alta, SC. | 150 |
| Tabela 11 | - Riqueza amostrada, número de indivíduos, densidade e, suficiência amostral do levantamento realizado em 2011 e 2016, na fazenda Campo de Dentro, Otacílio Costa, SC. | 152 |
| Tabela 12 | - Listagem das famílias e espécies arbóreas amostradas nos anos de 2011 e 2016, fazenda Campo de Dentro, Otacílio Costa-SC. | 158 |
| Tabela 13 | - Aspectos ecológicos dos indivíduos amostrados nos levantamentos realizados nos anos de 2011 e 2016, na fazenda Campo de Dentro, Otacílio Costa, SC. | 167 |
| Tabela 14 | - Aspectos ecológicos das espécies amostrados nos levantamentos realizados nos anos de 2011 e 2016 na fazenda Campo de Dentro, Otacílio Costa, SC. | 168 |

SUMÁRIO

| | | |
|------------|--|-----------|
| 1 | APRESENTAÇÃO | 17 |
| 2 | INTRODUÇÃO GERAL | 19 |
| 3 | CARACTERIZAÇÃO DAS ÁREAS DE ESTUDO E HISTÓRICO DE USO | 25 |
| 3.1 | Fazenda Poço Grande | 25 |
| 3.1.1 | Espécies investigadas | 30 |
| 3.2 | Fazenda Campo de Dentro | 33 |
| 4 | CAPÍTULO I - RESTAURAÇÃO FLORESTAL PASSIVA <i>VERSUS</i> REFERÊNCIA ECOLÓGICA: SIMILARIDADE E DIVERSIDADE NA FLORESTA OMBRÓFILA MISTA NO PLANALTO SUL CATARINENSE | 46 |
| 1 | INTRODUÇÃO..... | 50 |
| 2 | MATERIAL E MÉTODOS..... | 51 |
| 2. | Local de estudo | 51 |
| 2.2 | Coleta de dados | 54 |
| 2.3 | Análise de dados | 54 |
| 3 | RESULTADOS | 56 |
| 4 | DISCUSSÃO | 68 |
| 5 | CONCLUSÃO..... | 74 |
| 5 | REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 75 |
| 6 | CAPÍTULO II - VARIAÇÕES DOS COMPONENTES VEGETACIONAIS E AMBIENTAIS AO LONGO DA DINÂMICA SUCESSIONAL NA FLORESTA OMBRÓFILA MISTA, SC..... | 85 |
| 1 | INTRODUÇÃO..... | 89 |

| | | |
|-------|--|-----|
| 2 | MATERIAL E MÉTODOS..... | 91 |
| 2.1 | Local de estudo | 91 |
| 2.2 | Coleta de dados | 92 |
| 2.3 | Análise de dados | 95 |
| 3 | RESULTADOS | 96 |
| 4 | DISCUSSÃO | 111 |
| 5 | CONCLUSÃO..... | 114 |
| 6 | REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 115 |
| 7 | CAPÍTULO III - MODIFICAÇÕES FLORÍSTICAS E FITOSSOCIOLÓGICAS EM FRAGMENTOS SECUNDÁRIOS NA FLORESTA OMBRÓFILA MISTA, PLANALTO SUL CATARINENSE | 125 |
| 1 | INTRODUÇÃO..... | 129 |
| 2 | METERIAL E MÉTODOS | 130 |
| 2.1 | Áreas de estudo | 130 |
| 2.2 | Procedimento amostral e coleta de dados | 133 |
| 2.3 | Análise de dados | 134 |
| 3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO..... | 135 |
| 3.1 | Fazenda Poço grande | 135 |
| 3.1.1 | Florística arbórea..... | 135 |
| 3.1.2 | Fitossociologia | 138 |
| 3.1.3 | Aspectos ecológicos | 149 |
| 3.2 | Fazenda Campo de Dentro | 151 |
| 3.2.1 | Florística arbórea..... | 151 |
| 3.2.2 | Fitossociologia | 155 |
| 3.2.3 | Aspectos ecológicos | 166 |
| 4 | CONSIDERAÇÕES FINAIS | 169 |

| | | |
|---|-----------------------------------|-----|
| 5 | REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 170 |
| 8 | CONSIDERAÇÕES FINAIS | 183 |

1 APRESENTAÇÃO

A sucessão florestal é a medida de restauração mais fácil e econômica para a conversão de áreas outrora utilizadas por atividades silvícolas (*Pinus* e *Eucalyptus*), principalmente ao considerar a adequação ambiental de Áreas de Preservação Permanente (APP's) ciliares. Medida muito utilizada em fazendas com atividades silvícolas na região do Planalto Sul Catarinense onde busca-se a conformidade com legislação vigente.

Em alguns ambientes, principalmente àqueles localizados próximos a locais conservados, com corredores ecológicos e interação com fauna, sendo que ao longo do tempo, haja assegurado um retorno funcional do ecossistema. Onde, mesmo diferente do ecossistema que ali existiu, seja possível a retomada das interações ecológicas entre os fragmentos em sucessão e, florestas adjacentes, capazes de promover fluxo na paisagem.

Entretanto, faz-se necessário o monitoramento destes ambientes, priorizando um levantamento inicial das espécies que compõe fragmentos adjacentes, e a integridade ecológica destes, caso contrário, desvios na trajetória sucessional tornam a sucessão florestal muito lenta, assim interferindo na função ambiental das APP's ciliares.

Poucos são os estudos que investigam a restauração passiva em ambientes localizados na Floresta Ombrófila Mista (FOM). Com isso o objetivo principal deste estudo foi avaliar a restauração passiva (sucessão florestal) em dois ambientes (fazendas Campo de Dentro e Poço Grande) localizados no Planalto Sul Catarinense, com enfoque principal na composição da comunidade arbórea. E conjuntamente verificar a eficiência desta metodologia como forma de adequação ambiental de APP's ciliares. Ao longo do desenvolvimento

deste estudo questionamentos específicos sobre a fazenda Poço Grande foram levantados. Assim, gerou-se os dois primeiros capítulos desta dissertação, que consideraram a presença de fragmentos em estágio sucessional mais avançado como “referência ecológica”, e as APP’s em adequação ambiental como “restauração florestal”. No primeiro capítulo, objetivou-se avaliar por meio de indicadores ecológicos a composição florístico-estrutural, diversidade e as características ecológicas do estrato arbóreo e regenerante. No segundo, buscou-se caracterizar e investigar variáveis bióticas (banco de sementes, regeneração natural, estrato arbóreo e as gramíneas *Ocellochloa rudis* (Nees) Zuloaga & Morrone e *Merostachys multiramea* Hack) e, abióticas (dossel, química e física do solo). No terceiro capítulo encontram-se apresentados os resultados do levantamento fitossociológico realizado nas duas fazendas, sempre considerando o levantamento inicial realizado em 2011 por Ferreira (2011).

2 INTRODUÇÃO GERAL

A degradação dos ecossistemas naturais e a necessidade de restauração surge desde o início da ocupação da Mata Atlântica. Sendo historicamente a mais intensa, quando comparado aos demais biomas brasileiros, apresentando elevados níveis de degradação e fragmentação ambiental (DEAN, 1996). Fato que acarretou a alteração da estrutura e funcionamento dos ecossistemas deste domínio, e em muitos casos, comprometem a resiliência natural dos mesmos (BRANCALION et al., 2009). Este bioma, pode ser considerado como um dos oito “*hottest hotspots*” mundiais, pela elevada biodiversidade, alto grau de endemismo, e a pequena extensão de remanescentes em formação primária. O que o torna um local muito crítico para a conservação da biodiversidade (MYER et al., 2000).

A maior parte da cobertura restante da Mata Atlântica, em escala de paisagem, está inserida em mosaicos dinâmicos, compostos de pequenos fragmentos florestais em formação secundária, circundados, na maioria das vezes, por monoculturas (TABARELLI et al., 2010). Estes pequenos fragmentos no geral se distribuem nas encostas de regiões montanhosas e ocupam aproximadamente 12% da área original (RIBEIRO et al., 2009).

Estas peculiaridades do bioma refletem em ações de restauração ecológica com alto nível de complexidade. Aonde a conversão efetivamente das áreas degradadas desse bioma só será possível se ocorrer a retomada de um conjunto de elementos (BRANCALION et al., 2009). Entre estes elementos, inclui-se a diversidade biológica de espécies, presença de espécies endêmicas e raras, interação com fauna, bem como, restabelecimento das funções ecológicas e da

conectividade funcional da paisagem (TABARELLI et al., 2008).

Neste cenário de degradação encontra-se a Floresta Ombrófila Mista (FOM), esta fitofissionomia se distribuía por quase toda a região do planalto Catarinense, formando “ilhas” de diferentes tamanhos, sendo interrompida pelos campos naturais (KLEIN, 1960). A drástica redução nesta fitofissionomia no estado de Santa Catarina foi ocasionada pelos grandes desmatamentos. Os quais são resultantes principalmente da exploração madeireira, ampliação de áreas para agricultura e pecuária, bem como para implantação de silvicultura com espécies exóticas, entre outros fatores (VIBRANS et al., 2008). Em suma, atividades degradadoras que geraram severas alterações nas paisagens naturais, acarretando em uma grande fragmentação do ambiente, e como consequência, desequilíbrios ecológicos (SCARIOT e REIS, 2010). Considera-se que este grande conjunto de pequenos fragmentos perturbados cobrem 22% da cobertura florestal do estado, com redução estimada de 54,3% em 33 anos (VIBRANS et al., 2013). Caracterizado basicamente por plantios florestais e reduzidos fragmentos nativos entremeado por áreas de campos naturais (BEHLING et al., 2011).

Após meados da década de 60, plantios com espécies exóticas principalmente do gênero *Pinus* L. aparecem de forma expressiva na FOM catarinense (KORMANN, 1980; AGOSTINI, 2001). Nesta fitofissionomia encontra-se 83,5% do total de plantios do gênero no estado (ABRAF, 2013). Os plantios muitas vezes tomam o espaço de áreas de campos naturais (BEHLING et al., 2011) e apresentam extensões significativas da paisagem, sendo influente na matriz circundante dos remanescentes florestais nativos e faixas limítrofes as APP's ciliares (REIS et al., 2007).

Têm-se que a maior parte dos plantios implantados obedeciam a Legislação Federal, o Código Florestal, Lei nº 4.771/65. Esta previa a manutenção de APP's em faixas ciliares

de 5 metros de largura, pois na maioria dos casos a rede hidrográfica da região do Planalto Catarinense era formada por inúmeros pequenos rios, com largura inferior a 10 metros (FERREIRA, 2011). Em 1989 após modificações na lei, ocorreu uma alteração na largura necessária ao longo dos cursos d'água, assim acrescentando-se 25 metros de faixa ciliar, e passando a ser preservado 30 metros (REIS e TRES, 2009). Sendo necessário por parte das empresas do setor florestal catarinense ajustar-se a legislação vigente, visando cumprimento de termos de ajustamento de conduta (TAC) que fora fixado juntamente com os órgãos competentes.

Bem como, assegurar a garantia da certificação florestal, dada à importância da preservação e do uso racional dos recursos naturais visando a sustentabilidade do crescimento econômico (SARTORI e BACHA, 2007). Sendo assim, empresas e produtores silvícolas necessitam ajustar-se a legislação vigente e, desde então formas de adequação e monitoramento vem sendo desenvolvidas (e.g. ZANINI e GANADE, 2005; REIS et al., 2007; FERREIRA et al., 2012; FERREIRA et al., 2013; SCARIOT et al., 2014; este trabalho).

A restauração de ecossistemas degradados é uma prática muito antiga, fazendo-se presente na história de diferentes povos, épocas e regiões (STEVENS, 1997). Muitas premissas e princípios que fundamentam projetos de restauração têm suas raízes nos “Paradigmas clássicos da ecologia”. Onde a metodologia de restauração era definida com base nas características de uma única comunidade escolhida como modelo de uma paisagem regional, e posteriormente realizado o “plantio de mudas” (PICKETT et al., 1992). Esperava-se recriar uma floresta madura com a mesma florística arbórea de fragmentos próximos, envolvendo a presença de espécies em distintos grupos sucessionais. Cenário infelizmente evidente no Brasil, ainda que a regeneração natural seja possível em muitas circunstâncias, a maioria dos

projetos de restauração tem se baseado no plantio de mudas em área total (SUGANUMA, 2013).

O modelo contemporâneo da ecologia da restauração de ambientes perturbados sustenta-se em um conjunto de informações. Fundamentados em uma reconstrução gradual da floresta, resgatando sua biodiversidade, função ecológica, o que envolve aspectos estruturais, funcionais e sua dinâmica ao longo do tempo (trajetória de vida da comunidade), portanto, sustentável e perpetuada no tempo (FALK, 1990; ZEDLER e CALLAWAY, 1999; SUDING et al., 2004; PALMER et al., 2005). Excluindo a necessidade de intervenção ou manejo intensivo e assumindo-se a possibilidade da formação de um novo ecossistema funcional, onde este não será idêntico ao que existia antes da perturbação (CHOI, 2004).

Entre os possíveis métodos de restauração de ambientes florestais Kageyama e Gandara (2004) enfatizaram a metodologia baseada na sucessão florestal. Alternativa de recomposição promissora, em função dos aspectos ecológicos, silviculturais e econômicos (ALVARENGA et al., 2006). Outras denominações são referidas a esta técnica, como: condução da regeneração natural (BRANCALION et al., 2010) e restauração passiva (ANDEL e ARONSON, 2012).

Considera-se que em ambientes florestais alterados antrópicamente, que apresentam regeneração natural rápida ou localizado em paisagens favoráveis, têm-se que frequentemente a metodologia da restauração passiva seja uma metodologia aconselhada para restaurar este ambiente. Como paisagem favorável pode-se definir presença de remanescentes florestais conservados no entorno do local a ser restaurado, presença de corredores ecológicos, interações com fauna, entre outros fatores, muitas vezes bastam serem protegidos para estimular a restauração passiva (FERRETI, 2002; ENGEL e PARROTTA, 2003; MARTINS, 2007, LETCHER e CHAZDON, 2009). Deve-se levar em conta a eliminação de espécies invasoras muito agressivas, que podem retardar ou impedir o sucesso da

restauração do ambiente (BRANCALION et al., 2009; REIS et al., 2010). A ênfase deve ser dada em restaurar processos que levem à construção de uma comunidade funcional, na qual a florística e a estrutura dessa comunidade surge da interação entre processos ecológicos (KAGEYAMA e GANDARA, 2000).

Neste contexto, a regeneração natural apresenta grande potencial de utilização na restauração de áreas perturbadas ou degradadas, desde que haja condições adequadas para a chegada de propágulos na área, bem como para o estabelecimento e desenvolvimento de diferentes espécies. A restauração através da condução da regeneração natural além de ser um método mais barato, também possibilita que a vegetação estabelecida na área seja o reflexo da vegetação das áreas florestais do entorno, proporcionando um retorno, mais rapidamente, a uma condição considerada autossustentada (SOUZA, 2010).

Outro ponto que ressalta a importância desta metodologia é que segundo Durigan et al. (2010), não é raro encontrar várias áreas onde fora introduzida uma composição diversa de espécies, pelo plantio de mudas, e após uma década, a composição de espécies formada é composta por poucas espécies, daquelas que foram implantadas. Ainda, com uma comunidade de regenerantes bem diferente da comunidade originalmente plantada, ou seja, não importa muito a riqueza ou diversidade inicial de espécies, se elas não formarem um conjunto adaptado às condições locais e não forem capazes de sobreviver e formar uma rápida cobertura sobre o solo, facilitando, assim, a continuidade da sucessão.

De forma geral, as iniciativas de restauração de florestas tropicais visam ao cumprimento da legislação ambiental, ao restabelecimento de serviços dos ecossistemas, bem como a proteção de espécies nativas locais (BRANCALION et al., 2010). Para o sucesso dessa condição

futura desejável o ambiente apresentará mudanças ao longo do tempo e suas consequências ecológicas devem ser medidas. Muitas vezes, devido à dificuldade de monitoramento destes locais, busca-se encontrar uma semelhança com locais mais conservados, que representem a integralidade de um ecossistema próximo. Dessa forma, para o estabelecimento das metas futuras a serem atingidas, alguns autores defendem o uso de ecossistemas conservados como referência ecológica, para fins de concepção e avaliação de projetos de restauração (ARONSON et al., 1995; WHITE e WALKER, 1997). Com isso, é de suma importância priorizar a conservação de florestas relativamente maduras, e utilizá-las como referência neste processo (HOLL, 2013).

Uma maneira de acompanhar a dinâmica de locais em restauração florestal é a utilização de indicadores ecológicos, que possibilitam a mensuração de mudanças ocorridas nestes ambientes (NOSS, 1998; BELLOTTO et al., 2009). Indicadores ecológicos são recursos metodológicos, empiricamente referidos, que informam sobre um aspecto da realidade ou sobre mudanças que estão se processando sobre a mesma, de forma que possamos observar ou mensurar o fenômeno estudado (VALARELLI, 2004). Em síntese, um indicador quantifica e simplifica um fenômeno, tentando facilitar o entendimento de realidades complexas e informa sobre mudanças em um sistema. Em termos práticos, para Brancalion et al. (2012), a utilização de indicadores quantitativos permite a mensuração de determinados parâmetros que descrevem a área em restauração, sendo eles: a altura média dos indivíduos, a densidade de indivíduos regenerantes, a riqueza e diversidade de espécies, a mortalidade, etc. No entanto, diversos autores concordam que não existem indicadores ideais que se apliquem a uma ampla gama de ecossistemas ou mesmo formações florestais (BELLOTTO et al., 2009; RODRIGUES e GANDOLFI, 2009; BRANCALION et al., 2012).

3 CARACTERIZAÇÃO DAS ÁREAS DE ESTUDO E HISTÓRICO DE USO

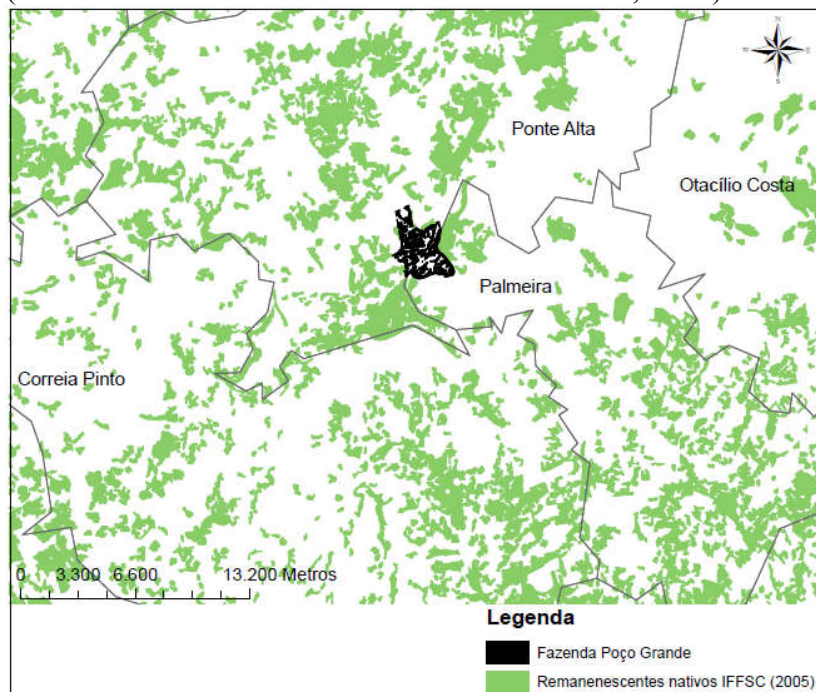
O estudo foi conduzido em duas fazendas que desempenham atividades silvícolas, cultivando os gêneros *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp., localizadas no Planalto Sul Catarinense, nos municípios de Ponte Alta e Otacílio Costa. Ambas se encontram inseridas na fitofisionomia Floresta Ombrofila Mista (FOM) (IBGE, 2012) e em escala de paisagem apresentam os entornos com remanescentes nativos e a atividade mais expressiva da região, a silvicultura.

A amostragem concentrou-se nas Áreas de Preservação Permanente (APP's) associadas a cursos d'água, as quais apresentam a) uma porção da vegetação em adequação ambiental, após a retirada dos plantios florestais, onde vem sendo adotado a metodologia de restauração passiva (sucessão florestal), que trata-se da ampliação da largura mínima da APP, condizente com a legislação vigente e, b) em outra porção fragmentos de floresta nativa secundária.

3.1 Fazenda Poço Grande

Em escala de paisagem, as áreas nativas da fazenda Poço Grande apresentam-se circundadas por remanescentes nativos, conforme a Figura 1.

Figura 1– Contexto de paisagem, áreas nativas da fazenda Poço Grande e, fragmentos remanescentes nativos florestais (Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina, 2005).

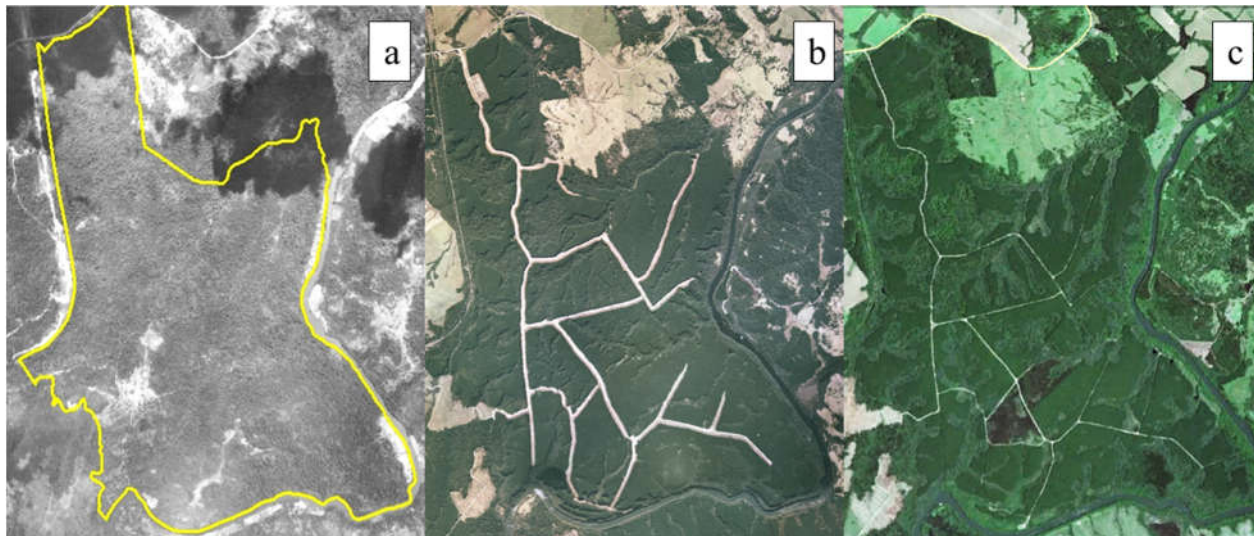


Nota: Dados da Secretaria de Estado da Agricultura e Desenvolvimento Rural - SAR (2005) obtidos do IFFSC. Fonte: Produção do próprio autor, 2016.

A substituição da cobertura florestal existente na fazenda por reflorestamentos com espécies exóticas ocorreu em meados de 1960. Após a implantação dos plantios florestais permaneceram 270 ha de floresta nativa na forma de manchas e estreitos corredores na densa rede hidrográfica. Durante dois ciclos culturais os plantios ocupavam até o limite das APP's ciliares que na época possuíam 5 m de largura de acordo com a legislação vigente. Após mudanças na legislação (Lei nº 7.803/89) com vistas à adequação ambiental da propriedade no ano de 2005, cerca de 88 ha que eram utilizados para o plantio, foram destinados a sucessão florestal passiva, com objetivo de

ampliar as APP's (Figura 2). No ano de 2010 iniciou-se o monitoramento da restauração florestal passiva, por meio de um estudo realizado por Ferreira (2011), e no presente trabalho são apresentados os resultados do cenário atual da florística e fitossociologia destes locais, cinco anos após o primeiro.

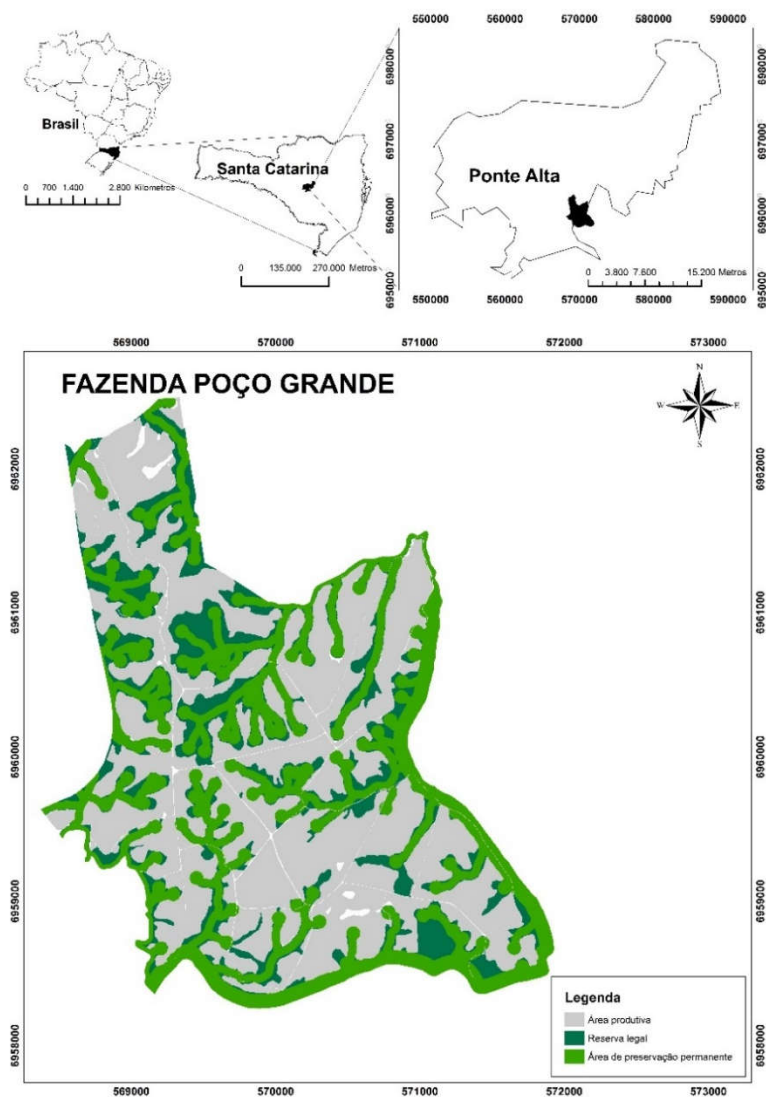
Figura 2 – Fotos aéreas da fazenda Poço Grande, Ponte Alta, SC, em 1956 (a), em 2003 (b) e 2016 (c).



Fonte: (a) Eliziane Scariot (2009), (b) Klabin S/A (2003) e (c) Google Earth (2016)

Atualmente a fazenda apresenta uma extensão total de 880 ha, sendo 406 ha de área produtiva, 367 de áreas nativas, sendo que deste total de nativas, 264 ha são APP's, conforme Figura 3.

Figura 3 – Localização e mapa de uso do solo, fazenda Poço Grande, Ponte Alta, SC, 2016.



Fonte: Produção do próprio autor, 2016.

3.1.1 Espécies investigadas

Algumas espécies que ocupam ambientes em restauração podem exercer influência e, até mesmo atuar como espécie-problema (RODRIGUES et al., 2013). Mediante a ocupação abundante por duas espécies de Poaceae, buscou-se investigar sua presença nesta fazenda.

A primeira espécie investigada tornou-se relevante pelo comportamento perene e superabundante, mesmo sem indícios em literatura da sua atuação no retardo da sucessão florestal. Considera-se que a sua presença vem sendo notada desde o ano de 2010. A gramínea *Ocellochloa rudis* (Nees) Zuloaga & Morrone (Figura 4), é uma planta herbácea, com porte robusto, chegando a 180 cm de altura, apresenta-se de forma decumbente e radicante nos nós inferiores. Com distribuição restrita ao Brasil, nos biomas Caatinga e Mata Atlântica, abrangendo desde o estado da Bahia ao Rio Grande do Sul, pode ser encontrada do nível do mar a 1900 metros de altitude (SEDE et al., 2009). Nas florestas é comum no interior e borda (ZULOAGA e SENDULSKY, 1988; MOTA e OLIVEIRA, 2011), podendo ser encontrada parcialmente submersa no período das chuvas (DIAS MELO et al., 2009).

Figura 4 – Ocupação por *Ocellochloa rudis* (Nees) Zuloaga & Morrone, fazenda Poço Grande, Ponte Alta-SC.



Nota: espécie identificada pelo profº. Drº. Rafael Trevisan (UFSC), amostra depositada no Herbário LUSC (CAV-UDESC), nº de registro 8286. Fonte: Produção do próprio autor, 2015.

Outra espécie a ser considerada com relevância a ser investigada foi a taquara *Merostachys multiramea* Hack (Figura 5). Comumente encontrada na FOM principalmente em locais com abertura de clareiras na floresta (LIMA, 2003). É descrita como uma planta perene, lenhosa, com rizomas curtos, colmos cilíndricos, ocos, afilados na ponta, sendo a região próxima aos nós densamente pilosa (SENDULSKY, 1995).

Apresenta ocorrência no Cerrado e na Mata Atlântica, sendo restrita ao Brasil (SHIRASUNA, 2016). Acredita-se que está população encontrada na fazenda seja resultante do último ciclo reprodutivo que ocorreu no sul do Brasil entre os anos de 2006 a 2008 (SANTOS et al., 2012), pouco antes da conversão das áreas em adequação ambiental.

Figura 5 – Ocupação por *Merostachys multiramea* Hack, fazenda Poço Grande, Ponte Alta-SC.

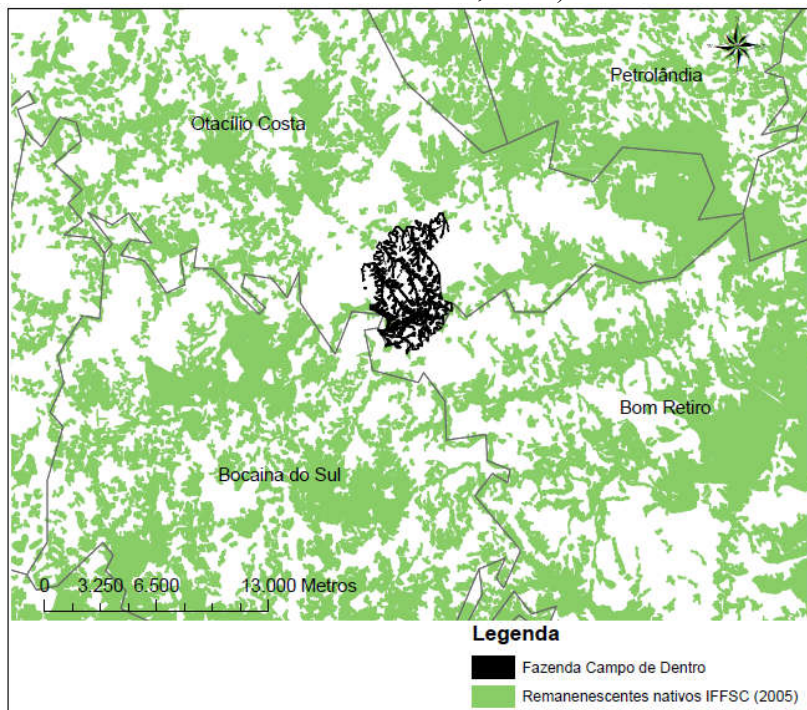


Nota: espécie identificada pela prof^a Dr^a. Roseli Lopes da Costa Bortoluzzi (UDESC), amostra depositada no acervo do Laboratório de Ecologia Florestal - LABECO (CAV/UDESC). Fonte: Produção do próprio autor, 2015.

3.2 Fazenda Campo de Dentro

Em escala de paisagem as áreas nativas da fazenda Campo de Dentro apresentam-se circundadas por remanescentes nativos, conforme a Figura 6.

Figura 6 – Contexto de paisagem da fazenda Campo de Dentro e dos fragmentos remanescentes nativos florestais (Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina, 2005).

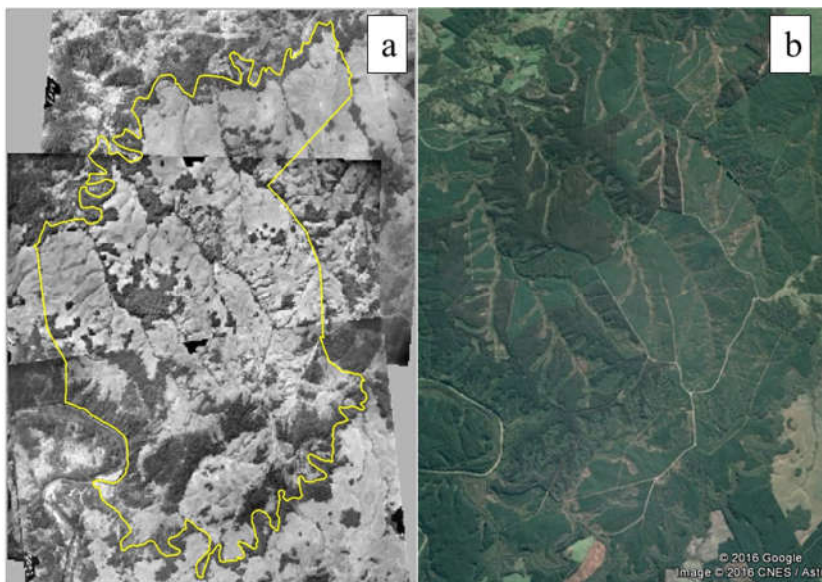


Nota: Dados da Secretaria de Estado da Agricultura e Desenvolvimento Rural - SAR (2005) obtidos do IFFSC. Fonte: Produção do próprio autor, 2016

Originalmente a cobertura desta fazenda era composta basicamente por fragmentos de FOM e áreas de campos naturais, ocorrendo a substituição de parte da cobertura por florestamentos e reflorestamentos com espécies exóticas em meados de 1960. Após três ciclos de plantios, principalmente

de *Pinus*, uma porção destas áreas passaram a ser utilizadas para a adequação ambiental de APP's, que iniciou no ano de 2008 (Figura 7). Conforme a fazenda anterior, no ano de 2010 iniciou-se o monitoramento da restauração florestal, por meio de um levantamento realizado por Ferreira et al. (2012), e no presente trabalho são apresentados os resultados do cenário atual da florística e fitossociologia destes locais, cinco anos após o primeiro levantamento.

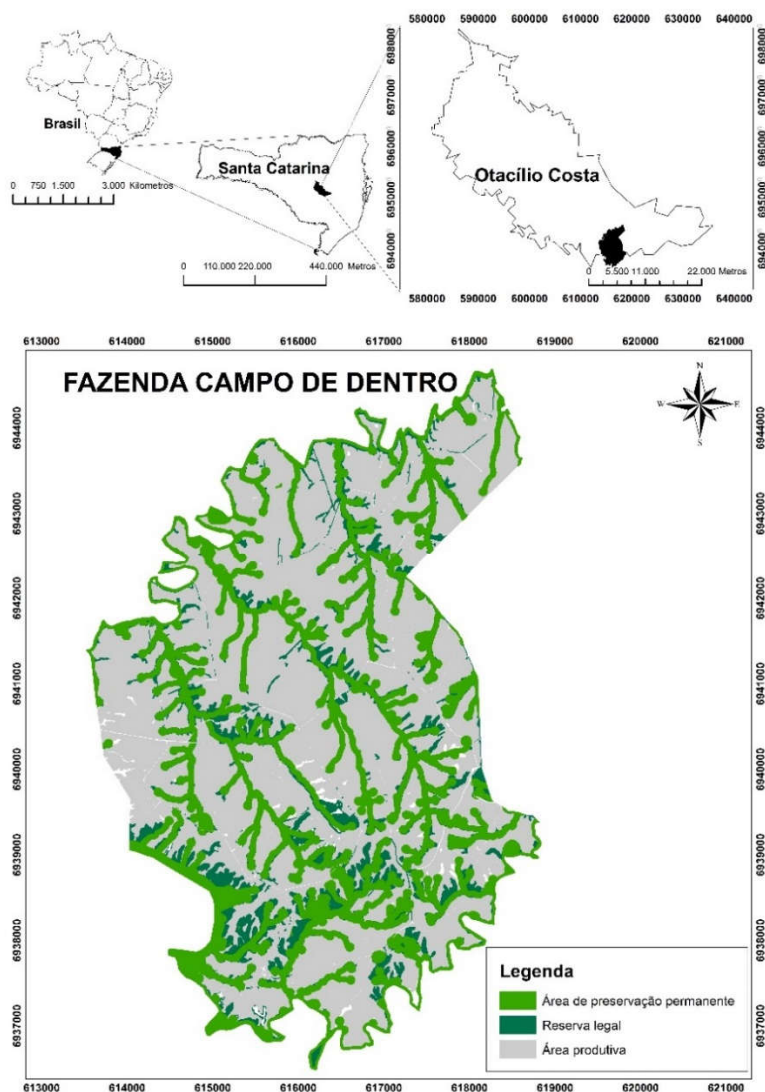
Figura 7 – Fotos aéreas da fazenda Campo de Dentro, Otacílio Costa, SC, em 1956 (a) e foto aérea da fazenda em 2016 (b).



Fonte: (a) Eliziane Scariot (2009) e (b) Google Earth (2016).

A fazenda apresenta uma área total de 2534 ha, onde 1600 ha são destinados a produção silvícola, 896 ha de áreas nativas, sendo 700 ha de APP's e o restante de reserva legal (Figura 8).

Figura 8 – Localização e mapa de uso do solo, fazenda Campo de Dentro, Otacílio Costa, SC, 2016.



Fonte: Produção do próprio autor, 2016.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVARENGA, A.P.; BOTELHO, S. A.; PEREIRA, I.M. Avaliação da regeneração natural na recomposição de Matas Ciliares em nascentes na região Sul de Minas Gerais. **Cerne**, Lavras, v. 12, n. 4, p. 360-372, out/dez. 2006.

ALVARES, C.A.; LUIZ, S. J.; SENTELHAS, P.C.; GONÇALVES, J.L.M; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, Alemanha, v. 22, n. 6, p. 711-728, jan. 2014.

ARONSON, J.; DHILLION, S.; LE FLOC'H, E. On the need to select na ecosystem of reference, however imperfect: a reply to Pickett and Parker. **Restoration Ecology**, Washington, v.3, n.1, p.1-3, mar.1995.

BEHLING, H.; JESKE-PIERUSCHKA, V.; SCHÜLER, L.; PILLAR, V. P. Dinâmica dos campos no sul do Brasil durante o Quaternário Tardio, In: PILLAR, V. P.; MÜLLER, S. C.; CASTILHOS, Z. M. S.; JACQUES, A.V.A. **Campos Sulinos - conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Brasília: MMA, 2009.

BELLOTTO, A. VIANI R. A.G., GANDOLFI, S. RODRIGUES, R. R. Inserção de outras formas de vida no processo de restauração. In: RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. (Orgs.) **Pacto para a restauração ecológica da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: Instituto BioAtlântica, 2009.

BRANCALION, P. H. S.; VIANI, R.A. G.; RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Avaliação e Monitoramento de áreas em Processo de restauração. In: MARTINS, S.V. (Ed.)

Restauração ecológica de ecossistemas degradados. Viçosa: Editora UFV, 2012.

BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. Plantio de árvores nativas brasileiras fundamentado na sucessão florestal. In: RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. (Orgs.) **Pacto para a restauração ecológica da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal.** São Paulo: Instituto BioAtlântica, 2009.

BRANCALION, P. H. S.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; KAGEYAMA, A.G.; GANDARA, L.M.; BARBOSA, L.M. et al. Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de florestas tropicais biodiversas. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 34, p. 455-70, mai/jun. 2010.

CHOI, Y. D. Theories for ecological restoration in changing environment: towards “futuristic” restoration. **Ecological Research**, Tokyo, v.19, p.75-81, jan. 2004.

CLIMATE- Dados climáticos para cidades mundiais.

Disponível em: <<http://pt.climate-data.org/location/28592/>>, Acesso em: 16 de jan.2014.

DEAN, W. **A FERRO E FOGO:** A história e a devastação da Mata atlântica brasileira. São Paulo: Companhia das Letras, 1996, 484 p.

DIAS-MELO, R., FERREIRA, F.M.; FORZZA, R. C. Panicoideae (Poaceae) no Parque Estadual de Ibitipoca, Minas gerais. **Boletim de Botânica**, São Paulo, v.27, n.2, p. 153-187, 2009.

DURIGAN, G. ENGEL, V.A.; TOREZAN, J.M.; MELO, M.A.C.G. de; MARQUES, C.M.; MARTINS, S.V. Normas jurídicas para a restauração ecológica: uma barreira a mais para dificultar o êxito das iniciativas? **Revista Árvore**, Viçosa, v. 34, n. 3, p. 471-485, 2010.

ENGEL, V. L.; PARROTA, J. A. Definindo a Restauração Ecológica: Tendências e perspectivas mundiais. Pp 3-23. In: Kageyama, P. Y.; Oliveira, R. E.; Moraes, L. F. D; Engel, V. L. E. & Gandara, F. B. **Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais**, São Paulo: FEPAF, 2003.

FALK, D. A. Discovering the past, creating the future. **Restoration and Management Notes**, Washington, v. 8, n. 2, p. 71-72, 1990.

FERREIRA, P.I. **Caracterização do componente arbóreo de áreas de preservação permanente em reflorestamentos de espécies exóticas como subsídio para restauração**. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) —Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2011.

FERREIRA, P.I.; GOMES, J. P.; BATISTA, F.; BERNARDI, A. P.; COSTA, N. C. F. da; BORTOLUZZI, R.L. da C. et al. Espécies Potenciais para Recuperação de Áreas de Preservação Permanente no Planalto Catarinense. **Revista Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro, v. 20, n. 2, p. 173-82, abr/jun. 2013.

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

FERRETI, A.R. Fundamentos ecológicos para o planejamento da restauração florestal. In: GALVÃO, A.P.M. e MEDEIROS, A.C.S. (Ed.). **A restauração da Mata Atlântica em áreas de sua primitiva ocorrência natural**. Colombo: Embrapa Florestas, 2002.

HOLL KD. Restoring Tropical Forest. **Nature Education Knowledge**, v.4, n.4, 2013.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. 2ªed revisada e ampliada, 2012, 271p.

KAGEYAMA, P. Y.; GANDARA, F. B. Recuperação de Áreas Ciliares. In: rodrigues, R. R.; LEITÃO-FILHO, H.F. (Ed.). **Matas Ciliares: Conservação e Recuperação**. São Paulo: EDUSP/FAPESP, 2000.

KAGEYAMA, P.; GANDARA, F.B. Recuperação de áreas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F. (Ed.). **Matas Ciliares: Conservação e Recuperação**. 2.ed. São Paulo: FAPESP, 2004.

KLEIN, R.M. O aspecto dinâmico do pinheiro brasileiro. **Sellowia**, Itajaí, v. 12, n.12, p. 17-44, 1960.

KÖEPPEN, W. **Climatologia**. Versão para o espanhol de Pedro R. Hendrichs Pérez. México: Fundo de Cultura Econômica, 1948, 466p.

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

LIMA, E. C. **Qualidade multitemporal da paisagem: estudo de caso na Floresta Ombrófila Mista em General Carneiro -PR**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2003.

MARTINS, S. V. **Recuperação das matas ciliares**. 2. Ed, Viçosa: CPT, 2007, 255p.

MOTA, A. C; OLIVEIRA, R.P. Poaceae de uma área de floresta montana no sul da Bahia, Brasil: Chloridoideae e Panicoideae. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 62, n. 3, p. 515-545, jul/set. 2011.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; da FONSECA, G.A.B.; KENT J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, Kumar, v. 403, p. 853-858, nov. 2000.

NOSS, R.F. Assessing and monitoring forest biodiversity-A suggested framework and indicators. **Forest Ecology and Management**, v.115, n.2, p.135-146, 1998.

PALMER, M.A.; BERNHARDT, E.S.; ALLEN, J.D.; ALEXANDER, G.; CARR, J.; BROOKS, G.S. et al. Standards for ecologically successful river restoration. **Journal of Applied Ecology**, Londres, v.42, n.2, p.208-217, 2005.

PICKETT, S. T. A.; OSTEFELD, R. S. The shifting paradigm in ecology. In: KNIGHT, R. L.; BATES, S. F. (Ed.). **A new century for natural resources management**. Washington: Island Press, 1992.

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

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

SANTOS, S.C.; BUDKE, J.C.; MULLER, A. Regeneração de espécies arbóreas sob a influência de *Merostachys multiramea* Hack. (Poaceae) em uma floresta subtropical. **Acta Botanica Brasilica**, Belo Horizonte, v.26, n.1, p. 218-229, jan/mar. 2012.

SARTORI, R. S.; BACHA, C. J. C. A evolução da certificação florestal no Brasil. **XLV Congresso da Sociedade Brasileira de Economia, Administração e Sociologia Rural**. Londrina, PR. 2007. Disponível em: <http://www.sober.org.br/palestra/6/107.pdf> Acesso em: 05/04/2016

SCARIOT, E.C.; REIS, A. Riqueza e estrutura florística de corredores ciliares em regeneração natural no planalto norte catarinense, sul do Brasil. **Perspectiva**, Erechim, v.34, n.125, p.53-65, 2010.

SEDE, S.M.; ZULOAGA, F.O.; MORRONE, O. Phylogenetic studies in the Paniceae (Poaceae-Panicoideae): *Ocellochloa*, a new genus from the New World. **Systematic Botany**, Zürich, v.34, n.4, p. 684-692, out. 2009.

SENDULSKY, T. *Merostachys multiramea* (Poaceae: Bambusoideae: Bambuseae) and similar species from Brazil. **Novon**, Saint Louis, v.5, p.76-96, 1995.

SHIRASUNA, R.T. *Merostachys* in Lista de Espécies da Flora do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/jabot/floradobrasil/FB13339>>. Acesso em: 18 Jan. 2016

SER – Society for ecological restoration international, Grupo de Trabalho sobre Ciência e Política. Princípios da SER Internacional sobre a restauração ecológica. Washington: **Society for Ecological Restoration International**, 2004, 15p.

SOUZA, L. M. **Análise do potencial de regeneração natural no entorno de nascentes em processo de recuperação.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2010.

STEVENS, S. (Ed.). **Conservation through cultural survival: indigenous peoples and protected areas**, Washington: Island Press, 1997, 45p.

SUDING, K. N.; GROSS, K. L.; HOUSEMAN, G. R. Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. **Trends in Ecology and Evolution**, Cambridge, n. 19, n.1, p. 46-53, jan. 2004.

SUGANUMA, M. S.; ASSIS, G. B.; MELO, A. C.G.; DURIGAN, G. Ecossistemas de referência para restauração de matas ciliares: existem padrões de biodiversidade, estrutura florestal e atributos funcionais? **Revista Árvore**, Viçosa, v.37, n.5, p.835-847, 2013.

TABARELLI, M.; AGUIARB, A.V.; RIBEIRO, M.C.; METZGER J. P.; PERESD, A.C. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: lessons from aging human-

modified landscapes. **Biological Conservation**, Oxford, v.143, n. 10, p. 2328-2340, out. 2010.

TABARELLI, M.; LOPES, A. V. F.; PERES, C. Edge-effects drive tropical forest fragments towards an early-successional system. **Biotropica**, v.40, n.6, p.657-661, 2008.

VALARELLI, L.L. **Construção e Uso de Indicadores de Resultados e Impacto em Projetos Sociais**. Rio de Janeiro [s/e], 2004. 40p. Disponível em: <http://www.rits.org.br> Acesso em 20 de junho de 2016.

VIBRANS, A.C.; UHLMANN, A.; SEVEGNANI, L.; MARCOLIN, M., NAKAJIMA, N.; GRIPPA, C. R. 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, jul. 2008.

VIBRANS, A.C. MCROBERTS, R.E.; LINGNER, D.V.; NICOLETTI, A.L.; MOSER, P. Extensão original e atual da cobertura florestal de Santa Catarina. In: VIBRANS, A.C.; SEVEGNANI, L.; GASPER, A.L.; LINGNER, D.V. (Ed.). **Inventário florístico florestal de Santa Catarina**. Blumenau: Edifurb, v.1, p.65-76, 2013.

WHITE, P. S.; WALKER, J. L. Approximating nature's variation: selecting and using reference information in restoration ecology. **Restoration Ecology**, Washington, v.5, n.4, p.338-349, dez.1997.

ZEDLER, J. B.; CALLAWAY, J.C. Tracking wetland restoration: Do mitigation sites follow desired trajectories. **Restoration Ecology**, Washington, v. 7, n.1, p. 69-73, mar. 1999.

ZULOAGA, F.O.; SENDULSKY, T. A revision of *Panicum* subgenus *Phanopyrum* section *Stolonifera* (Poaceae: Paniceae). **Annals of the Missouri Botanical Garden**, Estados Unidos, v.75, n.2, p. 420-455, 1988.

4 CAPÍTULO I - RESTAURAÇÃO FLORESTAL PASSIVA *VERSUS* REFERÊNCIA ECOLÓGICA: SIMILARIDADE E DIVERSIDADE NA FLORESTA OMBRÓFILA MISTA NO PLANALTO SUL CATARINENSE

RESUMO

Objetivou-se avaliar a composição florístico-estrutural da regeneração natural, em Áreas de Preservação Permanente (APP's) ciliares, em restauração passiva, após dez anos da retirada de plantios florestais (S2). Para isso foram utilizados indicadores ecológicos de um ecossistema de referência, representado por uma floresta há 40 anos sem intervenção antrópica (S1). O estudo foi conduzido em fragmentos de Floresta Ombrófila Mista em Ponte Alta/SC, onde foram instaladas 30 parcelas permanentes de 200 m² (10 x 20 m), sendo 15 em cada setor, para amostragem dos estratos arbóreo e regenerante. Avaliou-se a riqueza rarefeita, índice de Shannon, equabilidade de Pielou, densidade, área basal, dissimilaridade florística, organização florístico-estrutural e representatividade dos grupos ecológicos e das síndromes de dispersão associadas. As famílias com maior riqueza específica, no setor S1 foram: Myrtaceae (14), Lauraceae (7) e Solanaceae (7) e, do setor S2: Lauraceae (8), Asteraceae (6) e Solanaceae (6). O setor S2 de acordo com os indicadores ecológicos, apresentou menor densidade, área basal, diversidade e equabilidade no estrato arbóreo, maior participação de indivíduos pioneiros e autocóricos, e alta dissimilaridade florístico-estrutural. Ao considerar apenas os locais em restauração (S2), há evidências do acréscimo em diversidade e, equabilidade, entre o estrato arbóreo e o regenerante. Os resultados evidenciam que os ambientes em restauração passiva (S2) se encontram em processo inicial de

sucessão, assim, considera-se que com o tempo ocorra a expressão do componente regenerante e, conseqüentemente, acréscimo de diversidade e maior semelhança desse ambiente com o local de referência (S1).

Palavras-chave: Áreas de preservação permanente ciliares, grupos ecológicos, síndromes de dispersão.

RESTORATION FORESTRY PASSIVE *VERSUS* REFERENCE ECOLOGICAL: SIMILARITY AND DIVERSITY FLORISTIC IN ARAUCARIA FLOREST CATARINENSE PLATEAU SOUTH

ABSTRACT

This study aimed to evaluate the floristic-structural composition of natural regeneration in Permanent Preservation Areas (PPA's) ciliary, in passive restoration ten years after removal of forest plantations (S2). For this they used ecological indicators of a reference ecosystem, represented by a forest for 40 years without human intervention (S1). The study was conducted in Araucaria Forest fragments in Ponte Alta- SC, which were installed 30 permanent plots of 200 m² (10 x 20 m), 15 in each sector, for sampling the arboreal and regenerating stratum. We evaluated the rarefied richness, Shannon index, Pielou evenness, density, basal area, floristic dissimilarity, floristic-structural organization and representation of ecological groups and associated dispersion syndromes. The families with the highest species richness in the S1 sector were: Myrtaceae (14), Lauraceae (7) and Solanaceae (7) and the S2 sector: Lauraceae (8), Asteraceae (6) and Solanaceae (6). The S2 sector according to the ecological indicators, showed a lower density, basal area, diversity and evenness of arboreal, greater participation of pioneers and autocóricos individuals, and high dissimilarity floristic-structural. When considering only the locations restoration (S2), there is evidence of an increase in diversity and evenness between the arboreal stratum and regenerating stratum. The

results show that the environments in passive restoration (S2) at the initial succession process, thus, it is considered that with time occurs expression of regenerating component and thus increase diversity and greater similarity that environment with the reference location (S1).

Key-words: Ciliary permanent preservation areas, ecological groups, dispersion syndromes.

1 INTRODUÇÃO

Na tentativa de restaurar ambientes outrora ocupados por plantios florestais, o acompanhamento da regeneração natural tem sido utilizado devido ao baixo custo e eficiência quando o entorno é favorável. Possibilitando o entendimento da cronossequência sucessional, ou seja, a dinâmica das florestas secundárias (LIEBSCH et al., 2007; LETCHER e CHAZDON, 2009).

Tal metodologia é citada na literatura como restauração passiva (ANDEL e ARONSON, 2012), a qual responde positivamente em sítios com regeneração natural rápida e paisagem favorável (LETCHER e CHAZDON, 2009). Sendo dependente da presença de fragmentos florestais circundantes, considerados fragmentos-fonte, que por sua vez, são capazes de assegurar: a fonte de propágulos (ZOBEL et al., 1998); presença e quantidade de agentes dispersores (HOLL, 2007); o recrutamento de espécies (ÖSTER et al., 2009). O que garante a conectividade funcional entre fragmentos (TABARELLI et al., 2008; METZGER, 2009), e com o passar do tempo, o reestabelecimento de uma dinâmica sucessional considerada normal (KAGEYAMA e GANDARA, 2000; SUDING e GROSS, 2006).

No Brasil, de maneira geral a condução da regeneração natural juntamente com seus requisitos e procedimentos de proteção, prevenção e controle, são indicados pela resolução nº 429 de 2011, como uma técnica possível a ser adotada para a restauração florestal em APP's no País (CONAMA, 2011). No entanto, de acordo com Schorn et al. (2013), considera-se inexistente uma metodologia testada e eficiente para a restauração de ambientes ciliares na Floresta Ombrófila Mista. Alguns estudos pioneiros desenvolvidos nesta fitofisionomia norteiam a utilização dos princípios da sucessão florestal em APP's ciliares, utilizadas no passado para finalidade produtiva dos gêneros *Pinus* e *Eucalyptus* (e.g. ZANINI e GANADE,

2005; REIS et al., 2007; FERREIRA et al., 2012; SCARIOT et al., 2014).

Fragmentos localizados nos entornos de ambientes a serem restaurados, mesmo em formação secundária, representam a integridade ecológica atual do ecossistema, e podem ser utilizados como uma referência ecológica (SER, 2004; RUIZ-JAÉN e AIDE, 2005). E assim, auxiliando na obtenção de variáveis ecológicas de referência, conhecido como indicadores ecológicos. Estes são úteis no monitoramento de áreas em restauração, por representar um valor meta, a ser alcançado pelo local em restauração passiva. Entre os possíveis indicadores ecológicos a serem utilizados em áreas florestais destacam-se àqueles passíveis de mensuração e utilização em comunidades arbóreas, sendo eles: composição de espécies, síndromes de dispersão associada, seus grupos ecológicos, estrutura da floresta, diversidade, densidade e área basal, citados por Schorn et al. (2010) e Ferracin et al. (2013).

Conhecendo a dificuldade e peculiaridade do monitoramento de APP's ciliares em sucessão secundária (restauração passiva), após a retirada de plantios florestais. Este estudo objetivou avaliar por meio de alguns indicadores ecológicos a composição florístico-estrutural, a diversidade e, as características ecológicas, envolvendo o estrato arbóreo e regenerante, tendo como ecossistema de referência ecológica uma "floresta conservada" localizada no entorno.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Local de estudo

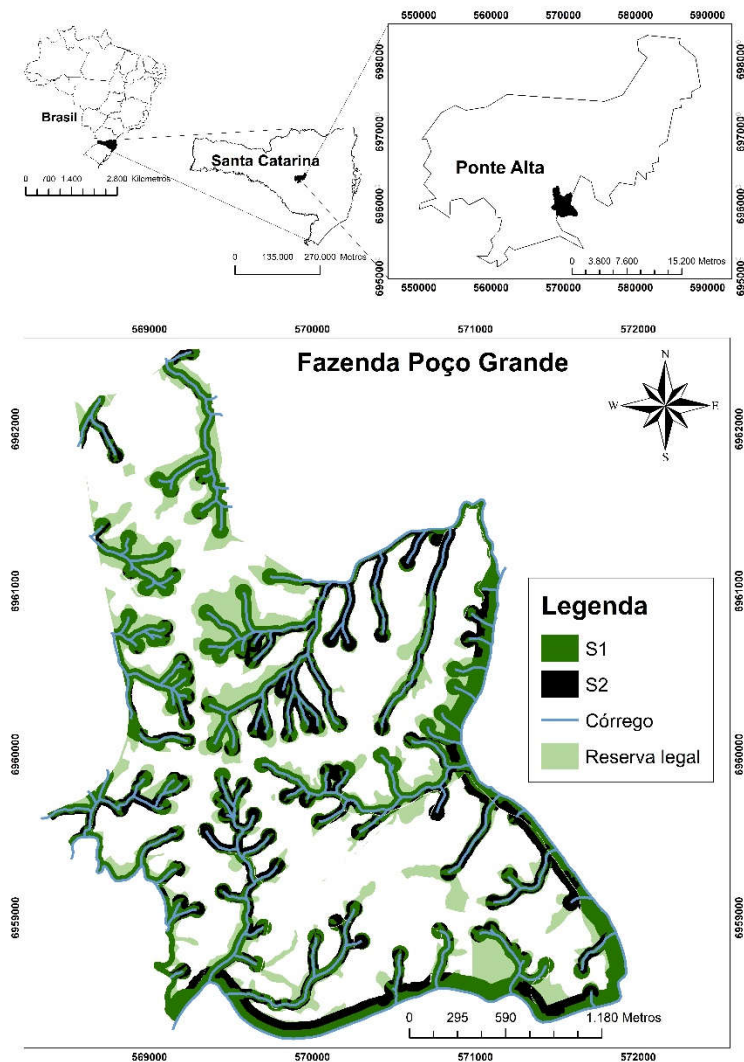
As áreas estudadas estão inseridas em FOM (IBGE 2012), e constituem-se como APP's ciliares da fazenda Poço Grande, uma propriedade privada, localizada no município de

Ponte Alta, Santa Catarina. Situada em uma altitude de aproximadamente 880 m, as APP's encontram-se circundadas por silvicultura dos gêneros *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp.. O clima da região de acordo com Köppen-Geiger é caracterizado como Cfb (ALVARES et al., 2014). O solo da fazenda é do tipo Cambissolo Háptico Aluminico, com textura argilosa, em relevo ondulado e suave ondulado, e inserido na bacia do Rio Canoas.

A fazenda possui grande heterogeneidade ambiental, com variações topográficas bem distribuídas em toda área de estudo. No contexto de paisagem, nos entornos da fazenda localizam-se pequenos fragmentos florestais nativos, em distintos estádios sucessionais, intercalados com silvicultura, formando um contínuo com a fazenda estudada.

Na área de floresta nativa com 367 ha, estão localizadas as APP's e a reserva legal (Figura 9). Os fragmentos que foram utilizados para o entendimento da sucessão secundária, são compostos por dois diferentes ambientes, sendo eles: setor um (S1) uma “floresta conservada” com 176 ha e, setor dois (S2) floresta em restauração florestal passiva com 88 ha. Esses locais foram classificados de acordo com sua integridade fisionômica, mapa de uso do solo e fotografias aéreas. Historicamente, as áreas do setor S1 foram submetidas a ciclos de exploração seletiva da madeira, o que não acontece há aproximadamente 40 anos, consideradas como o ecossistema de referência regional. Nas áreas do setor S2 estendiam-se no passado os plantios florestais, principalmente do gênero *Pinus*. Neste caso, considerou-se que a vegetação tem estado sob regeneração por pelo menos 10 anos, ou seja, restauração passiva.

Figura 9 – Setores S1- (“floresta conservada”) e S2- (restauração florestal passiva), e demais áreas nativas, fazenda Poço Grande, Ponte Alta- SC.



Fonte: Produção do próprio autor, 2016.

2.2 Coleta de dados

Foram instaladas 30 parcelas permanentes de 10 x 20m (200m²), distribuídas sistematicamente, com a maior dimensão paralela ao curso da água, sendo metade em cada setor. Destas, 20 foram utilizadas para amostrar a comunidade arbórea, onde foram identificados e mensurados todos os indivíduos do estrato arbóreo (PAP- perímetro altura do peito, medido a 1,30 m do nível do solo, \geq a 15,7 cm). Nas demais 10 parcelas foi avaliado o estrato regenerante (indivíduos pertencentes a espécies arbóreas com altura $\geq 10 < 150$ cm). As identificações foram realizadas em laboratório, com base em comparações com o acervo de exsicatas do herbário, bibliografias especializadas e, consulta à especialistas, e para a grafia dos nomes científicos baseou-se no Trópicos (MOBOT, 2016). Parte das coletas do estrato arbóreo foram incorporadas na coleção do Herbário Lages da Universidade do Estado de Santa Catarina-LUSC e as demais foram armazenadas no Laboratório de Ecologia Florestal (CAV-UDESC).

2.3 Análise de dados

A intensidade amostral foi verificada pela construção de quatro curvas média de acumulação, baseando-se na relação espécie/área, método permutacional (EFRON e TIBSHIRANI, 1993). Com adesão ao critério proposto por Cain e Castro (1959), onde limita a inclusão de 10% em novas espécies, ao considerar um acréscimo de 10% em área amostral. A estimativa da riqueza padronizada foi possível com auxílio da curva de rarefação (MAGURRAN, 2003).

Após a identificação as espécies foram classificadas em grupos ecológicos, conforme Budowski (1965), sendo eles: pioneiro, secundário inicial, secundário tardio e clímax. O enquadramento se deu com auxílio de consultas a diversos autores, especialmente à Flora Ilustrada Catarinense (REITZ,

1971), Reitz et al. (1978) e observações a campo. A classificação proposta por Van der Pijl (1972) foi utilizada para determinar as síndromes de dispersão, seguindo a terminologia: zoocórica, anemocórica e autocórica, de acordo com características dos diásporos e, geralmente, por consultas em literatura especializada (RONDON NETO et al., 2001; GIEHL et al., 2007). A participação relativa das espécies e indivíduos, nos grupos ecológicos e, síndromes de dispersão foi analisada pelo teste de proporção ($p \leq 0,05$), sendo a comparação entre setores, realizada a cada grupo ecológico ou síndrome de dispersão, em relação ao total amostrado.

A diversidade da comunidade arbórea e regenerante de cada setor foi avaliada pelo índice de Shannon (H') e a equabilidade pelo índice de Pielou (J') (BROWER e ZAR, 1984). A comparação do índice de Shannon foi realizada pelo teste t de Hutcheson (HUTCHESON, 1970), a densidade de indivíduos e área basal foram comparadas pela estatística não-paramétrica do teste de localização U de Mann-Whitney.

A similaridade florística foi determinada pelo índice de dissimilaridade de Bray-Curtis e a existência de padrões florístico-estruturais foi avaliado pelo Escalonamento Multidimensional Não Métrico- NMDS (MINCHIN, 1987). O valor de *STandardized RESidual Sum of Squares* - STRESS da análise foi interpretado de acordo com Kruskal (1964), considerando valores inferiores a 0,2 como capazes de conferir representatividade a ordenação. Posteriormente, verificou-se a existência de diferenças significativas na composição florístico-estrutural dos setores, para cada estrato, utilizando uma Análise de Variância Multivariada Permutacional, do inglês *Permutational Multivariate Analysis of Variance*-PERMANOVA (ANDERSON, 2001). Para análise de dados foi utilizada a biblioteca Vegan (OKSANEN et al., 2010) do programa estatístico R (versão 3.2.2, R DEVELOPMENT CORE TEAM 2015).

3 RESULTADOS

Foram identificadas na composição florística um total de 89 espécies, constituintes dos estratos arbóreo e regenerante, pertencentes a 60 gêneros e 35 famílias botânicas (Tabela 1).

Tabela 1 - Florística do estrato arbóreo (ARB) e regenerante (REG), seguido da abundância amostrada nos setores S1 = floresta conservada e S2 = restauração florestal passiva, RH = registro no Herbário LUSC, GE = grupo ecológico e SD= síndrome de dispersão. Amostrado em Áreas de Preservação Permanente ciliares, Floresta Ombrófila Mista, Ponte Alta, SC.

| Família | Espécie | ARB | | REG | | RH | GE | SD |
|---------------|--|-----|----|-----|----|------|-----|-----|
| | | S1 | S2 | S1 | S2 | | | |
| Anacardiaceae | <i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi | 2 | - | - | 1 | 8205 | Sei | Zoo |
| Annonaceae | <i>Annona rugulosa</i> (Schltdl.) H.Rainer | - | - | - | 1 | - | Sei | Zoo |
| Aquifoliaceae | <i>Ilex dumosa</i> Reissek | - | - | - | 1 | - | Sei | Zoo |
| | <i>Ilex microdonta</i> Reissek | - | - | - | 2 | - | Sei | Zoo |
| | <i>Ilex paraguariensis</i> A. St. Hill. | 8 | 4 | 74 | 18 | 8204 | Pio | Zoo |
| | <i>Ilex theezans</i> Mart. ex Reissek | 1 | 1 | 1 | - | - | Sei | Zoo |
| | <i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze | 1 | 0 | 1 | 2 | 8209 | Pio | Zoo |
| Asteraceae | <i>Baccharis semiserrata</i> DC. | - | - | - | 9 | - | Pio | Ane |
| | <i>Baccharis</i> sp. | - | - | - | 1 | - | Pio | Ane |
| | <i>Baccharis uncinella</i> DC. | - | - | - | 2 | - | Pio | Ane |
| | <i>Piptocarpha angustifolia</i> Dusén ex Malme | 6 | 34 | - | 4 | 8157 | Pio | Ane |

Continua (...)

Continuação (...)

| Família | Espécie | ARB | | REG | | RH | GE | SD |
|-------------------|--|-----|----|-----|----|------|-----|-----|
| | | S1 | S2 | S1 | S2 | | | |
| | <i>Symphyopappus compressus</i> (Gardner) B.L.Rob. | - | 1 | - | - | 8176 | Pio | Ane |
| | <i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H.Rob. | 12 | 9 | 2 | 10 | 8203 | Pio | Ane |
| Bignoniaceae | <i>Jacaranda puberula</i> Cham. | - | 4 | - | 2 | - | Pio | Aut |
| Canellaceae | <i>Cinnamodendron dinisii</i> Schwacke | - | - | 1 | 1 | - | Pio | Zoo |
| Cannabaceae | <i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg. | - | - | 1 | - | - | Sei | Zoo |
| Cardiopteridaceae | <i>Citronella gongonha</i> (Mart.) R.A. Howard | - | - | 3 | - | - | Sei | Zoo |
| Clethraceae | <i>Clethra scabra</i> Pers. | 4 | 1 | 1 | 54 | 8202 | Pio | Aut |
| Cunoniaceae | <i>Lamanonia ternata</i> Vell. | - | - | 1 | - | - | Sei | Ane |
| | <i>Weinmannia paulliniifolia</i> Pohl ex Ser. | - | - | 1 | - | - | Sei | Aut |
| Cyatheaceae | <i>Alsophila setosa</i> Kaulf. | 2 | 1 | - | - | 8201 | Cli | Ane |
| Dicksoniaceae | <i>Dicksonia sellowiana</i> Hook. | 53 | 6 | 45 | 17 | 8208 | Cli | Ane |
| Erythroxylaceae | <i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil. | - | - | - | 1 | - | Sei | Zoo |
| Euphorbiaceae | <i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll. Arg. | 3 | 1 | 19 | 7 | - | Sei | Aut |
| | <i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong | - | - | - | 1 | - | Sei | Zoo |
| Fabaceae | <i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton | 1 | - | 28 | 1 | - | Sei | Ane |
| | <i>Inga lentiscifolia</i> Benth. | 10 | - | 26 | 2 | 8199 | Sei | Zoo |

Continuação (...)

| Família | Espécie | ARB | | REG | | RH | GE | SD |
|-----------------|---|-----|----|-----|----|------|-----|-----|
| | | S1 | S2 | S1 | S2 | | | |
| | <i>Machaerium paraguariense</i> Hassl. | - | - | 1 | - | - | Sei | Ane |
| | <i>Mimosa scabrella</i> Benth. | 20 | 92 | - | 56 | 8156 | Pio | Aut |
| Fabaceae | <i>Muelleria campestris</i> (Mart. ex Benth.) M.J. Silva & A.M.G. Azevedo | - | - | 2 | - | - | Sei | Ane |
| Lauraceae | <i>Cinnamomum amoenum</i> (Nees) Kosterm. | - | 1 | 2 | 18 | 8196 | Sei | Zoo |
| | <i>Cinnamomum glaziovii</i> (Mez) Kosterm | - | 1 | - | - | 8194 | Cli | Zoo |
| | <i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez | 13 | - | 5 | - | 8195 | Set | Zoo |
| | <i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees | 1 | 7 | - | 9 | - | Pio | Zoo |
| | <i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez | 2 | - | 3 | 10 | 8164 | Pio | Zoo |
| | <i>Nectandra grandiflora</i> Nees | - | - | - | 3 | - | Set | Zoo |
| | <i>Nectandra lanceolata</i> Nees | 4 | 1 | - | - | - | Sei | Zoo |
| | <i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez | - | - | 2 | 1 | - | Sei | Zoo |
| | <i>Persea major</i> (Meisn.) L.E.Kopp | - | - | 2 | 2 | - | Cli | Zoo |
| Malvaceae | <i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc. | - | - | 1 | - | - | Sei | Ane |
| Melastomataceae | <i>Miconia</i> sp. | - | - | 1 | - | - | Sei | Zoo |
| Meliaceae | <i>Cedrela fissilis</i> Vell. | 2 | 4 | 1 | - | - | Sei | Ane |

Continuação (...)

| Família | Espécie | ARB | | REG | | RH | GE | SD |
|---------------|--|-----|----|-----|----|------|-----|-----|
| | | S1 | S2 | S1 | S2 | | | |
| Myrtaceae | <i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O. Berg | - | - | 5 | - | - | Sei | Zoo |
| | <i>Campomanesia rhombea</i> O.Berg | - | - | 13 | - | - | Sei | Zoo |
| | <i>Campomanesia xanthocarpa</i> Mart. ex O. Berg | 1 | - | 3 | - | - | Sei | Zoo |
| | <i>Eugenia burkartiana</i> (D.Legrand) D. Legrand | - | - | 33 | - | - | Set | Zoo |
| | <i>Eugenia pluriflora</i> DC. | - | - | 23 | - | - | Sei | Zoo |
| | <i>Eugenia subterminalis</i> DC. | 1 | - | - | - | - | Sei | Zoo |
| | <i>Myrcia hatschbachii</i> D.Legrand | 1 | - | - | - | - | Sei | Zoo |
| | <i>Myrcia oblongata</i> DC. | - | - | 1 | - | - | Sei | Zoo |
| | <i>Myrcia palustris</i> DC. | 1 | - | - | - | - | Sei | Zoo |
| | <i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC. | 1 | 2 | 11 | 2 | 8190 | Sei | Zoo |
| | <i>Myrceugenia miersiana</i> (Gardner) D. Legrand & Kausel | 5 | - | - | - | 8192 | Sei | Zoo |
| Indeterminada | <i>Myrceugenia myrcioides</i> (Cambess.) O.Berg | 11 | - | 89 | - | 8191 | Cl | Zoo |
| | <i>Myrciaria delicatula</i> (DC.) O.Berg | - | - | 6 | - | - | Sei | Zoo |
| | Não identificada 1 | 1 | - | - | - | - | - | - |
| Picramniaceae | Não identificada 2 | 1 | - | - | - | - | - | - |
| | <i>Picramnia parvifolia</i> Engl. | - | - | 2 | - | - | Sei | Zoo |

Continuação (...)

| Família | Espécie | ARB | | REG | | RH | GE | SD |
|-------------|--|-----|----|-----|----|------|-----|-----|
| | | S1 | S2 | S1 | S2 | | | |
| Pinaceae | <i>Pinus taeda</i> L. | - | 2 | - | 3 | 8187 | Pio | Ane |
| Primulaceae | <i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br. ex Roem. & Schult. | 11 | 14 | 1 | 21 | 8206 | Pio | Zoo |
| | <i>Myrsine umbellata</i> Mart. | - | - | 2 | - | - | Sei | Zoo |
| Proteaceae | <i>Roupala montana</i> Aubl. | - | 1 | 1 | - | - | Sei | Ane |
| Rosaceae | <i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb. | - | - | 3 | 22 | - | Sei | Zoo |
| Rubiaceae | <i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K. Schum. | - | - | 2 | - | - | Sei | Ane |
| Rutaceae | <i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam. | - | - | 1 | - | - | Sei | Zoo |
| Salicaceae | <i>Banara tomentosa</i> Clos | - | - | 6 | - | - | Set | Zoo |
| | <i>Casearia decandra</i> Jacq. | 2 | 1 | 51 | 1 | 8186 | Sei | Zoo |
| | <i>Casearia obliqua</i> Spreng. | 1 | - | 8 | - | - | Sei | Zoo |
| Sapindaceae | <i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl. | 3 | - | 45 | 2 | - | Sei | Zoo |
| | <i>Allophylus guaraniticus</i> (A. St.-Hil.) Radlk. | - | - | 71 | - | - | Set | Zoo |
| | <i>Cupania vernalis</i> Cambess | 3 | - | - | - | 8184 | Set | Zoo |
| | <i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk. | 11 | 3 | 81 | 28 | 8185 | Sei | Zoo |
| Solanaceae | <i>Aureliana fasciculata</i> (Vell.) Sendtn. | 1 | 3 | - | - | 8183 | Pio | Zoo |

(Conclusão)

| Família | Espécie | ARB | | REG | | RH | GE | SD |
|--------------|---|-----|----|-----|----|------|-----|-----|
| | | S1 | S2 | S1 | S2 | | | |
| Solanaceae | <i>Cestrum corymbosum</i> Schltldl. | - | 1 | - | - | 8210 | Pio | Zoo |
| | <i>Solanum</i> sp. | - | - | 1 | - | - | Pio | Zoo |
| | <i>Solanum pseudoquina</i> A. St.Hill | - | 2 | - | - | 8182 | Pio | Zoo |
| | <i>Solanum lacerdae</i> Dusén | - | - | - | 2 | - | Pio | Zoo |
| | <i>Solanum mauritianum</i> Scop. | - | - | - | 3 | - | Sei | Zoo |
| | <i>Solanum variabile</i> Mart. | 1 | 4 | - | 23 | - | Sei | Zoo |
| Styracaceae | <i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn. | 1 | - | 14 | 7 | 8180 | Sei | Zoo |
| Symplocaceae | <i>Symplocos tenuifolia</i> Brand | 43 | 1 | - | - | 8181 | Sei | Zoo |
| | <i>Symplocos uniflora</i> (Pohl) Benth. | - | - | 1 | - | - | Sei | Zoo |
| Winteraceae | <i>Drimys brasiliensis</i> Miers | 2 | - | - | - | - | Set | Zoo |

Legenda: Pio= pioneiro; Sei= secundário inicial; Set= secundário tardio; Cli= clímax; Ane=anemocóricos; Aut= autocóricos; Zoo= zoocóricos. Fonte: Produção do próprio autor, 2016.

Das 47 espécies amostradas no estrato arbóreo, 20 ocorreram apenas no setor S1 (42,55%), e oito exclusivamente no setor S2 (17,02%), 19 espécies ocorreram em ambos os setores (40,43%). No estrato regenerante foram amostradas 68 espécies, sendo que 20 delas foram compartilhadas nos dois setores (29,41%), 30 espécies ocorreram apenas no setor S1 (44,12%) e 18 apenas no setor S2 (26,47%).

No setor S1, de maneira geral, as famílias mais ricas amostradas foram: Myrtaceae (14), Lauraceae/Solanaceae (sete) e Fabaceae (cinco). No setor S2 destaque para as famílias: Lauraceae (oito), Asteraceae/Solanaceae (seis) e Fabaceae (cinco).

Os dois setores apresentaram elevada dissimilaridade florístico-estrutural, entre as arbóreas apresentaram um índice de dissimilaridade de Bray-Curtis de 0,63 e para o estrato regenerante 0,84. Outros indicadores ecológicos que foram avaliados encontram-se apresentados na Tabela 02.

Tabela 2 - Intensidade amostral e indicadores ecológicos áreas ciliares, Floresta Ombrófila Mista, Ponte Alta, SC. Onde: local S1- floresta conservada; e S2- restauração passiva; p = significância do teste, ns= não significativo.

| | S1 | S2 | p |
|--|---------------|---------------|--------------------|
| INTENSIDADE AMOSTRAL | | | |
| Acréscimo de espécies do estrato arbóreo, em 10% de área amostral (%) | 3,61 | 5,46 | |
| Acréscimo de espécies do estrato regenerante em 10% de área amostral (%) | 5,60 | 5,34 | |
| INDICADORES ECOLÓGICO | | | |
| Estrutura da floresta | | | |
| Densidade de arbóreas média (ind. ha ⁻¹) ± desvio padrão | 1130± (396) | 512± (290) | 0,010 ¹ |
| Densidade de regenerantes média (ind. ha ⁻¹) ± desvio padrão | 7890± (9334) | 3040± (2890) | 0,010 ¹ |
| Área basal de arbóreas média (m ² /ha ⁻¹) ± desvio padrão | 30,97± (19,6) | 18,75± (10,3) | 0,010 ¹ |
| Riqueza* | | | |
| Riqueza rarefeita de arbóreas ± erro padrão | 37,64± (1,08) | 28,00± (0,00) | |
| Riqueza rarefeita de regenerantes ± erro padrão | 35,66± (2,66) | 34,63± (2,10) | |
| Diversidade | | | |
| Índice de Shannon (nats.ind ⁻¹) arbóreas | 2,86 | 2,09 | <0,01 ² |
| Índice de Shannon (nats.ind ⁻¹) regenerantes | 2,99 | 2,91 | ns ² |
| Equabilidade | | | |
| Equabilidade de Pielou- J' arbóreas | 0,78 | 0,63 | |
| Equabilidade de Pielou- J' regenerantes | 0,76 | 0,80 | |

Continua (...)

(Conclusão)

| | S1 | S2 | p |
|---|-----|-----|--------------------|
| Grupos ecológicos dos indivíduos (restante ns ³) | | | |
| Estrato arbóreo, pioneiro | 66 | 174 | <0,01 ³ |
| Estrato regenerante, pioneiro | 84 | 204 | <0,01 ³ |
| Estrato arbóreo, secundário inicial | 98 | 20 | <0,01 ³ |
| Estrato regenerante, secundário inicial | 412 | 124 | <0,01 ³ |
| Estrato arbóreo, secundário tardio | 18 | 0 | <0,01 ³ |
| Estrato regenerante, secundário tardio | 115 | 19 | <0,01 ³ |
| Indivíduos estrato arbóreo, clímax | 66 | 8 | <0,01 ³ |
| Indivíduos estrato regenerante, clímax | 136 | 3 | <0,01 ³ |
| Grupos ecológicos das espécies (restante ns ³) | | | |
| Espécies estrato regenerante, pioneiro | 8 | 16 | 0,010 ³ |
| Síndrome de dispersão dos indivíduos (restante ns ³) | | | |
| Estrato arbóreo, zoocórico | 145 | 46 | <0,01 ³ |
| Estrato regenerante, zoocórico | 642 | 184 | <0,01 ³ |
| Estrato arbóreo, autocórico | 27 | 98 | <0,01 ³ |
| Estrato regenerante, autocórico | 21 | 119 | <0,01 ³ |
| Síndrome de dispersão das espécies (restante ns ³) | | | |
| Espécies estrato regenerante, zoocórico | 37 | 26 | <0,01 ³ |

*205 indivíduos foram utilizados como limite de abundância para construção da curva de rarefação; ¹diferentes de acordo com o teste U de Mann-Whitney; ² t de Hutcheson; ³teste de proporções. Fonte: Produção do próprio autor, 2016.

A ordenação NMDS apresentou um valor de STRESS para o estrato regenerante de 0,07 e para o estrato adulto de 0,19. Ocorre diferença florístico-estrutural entre as parcelas, condizendo com a classificação estabelecida *a priori*, e ratificada pelos valores de significância da análise PERMANOVA, sendo significativo em ambos os estratos ($p < 0,01$) (Figura 10).

4 DISCUSSÃO

Entre as famílias mais ricas amostradas no setor S1 destacam-se, de maneira geral, Myrtaceae (14), Lauraceae (8) e Solanaceae (8) seguindo o padrão observado por Ferreira (2011). No entanto, a família Asteraceae encontrava-se na posição que atualmente é ocupada por Solanaceae (8), ambas ocorrem preferencialmente em ambientes abertos e bordas de fragmentos, caracterizadas por possuírem muitas espécies pioneiras (BARROSO e BUENO, 2002). Para o setor S2 a principal modificação ocorrida no período de cinco anos foi o estabelecimento de espécies da família Lauraceae (8), tornando-se a família mais comum neste levantamento. Sendo que Ferreira (2011) amostrou como famílias que possuíam maior destaque, Asteraceae e Solanaceae, onde representavam 50% da riqueza.

Ao considerar a grande importância da família Myrtaceae nos levantamentos desenvolvidos em FOM, principalmente em florestas estabelecidas (e.g. KLEIN, 1984; SONEGO et al., 2007; SIMINSKI et al., 2011; HIGUCHI et al., 2012), o setor S1 segue o padrão esperado para a fitofisionomia, contribuindo com a espécie mais abundante no estrato regenerante *Myrceugenia myrcioides*. No setor S2 Myrtaceae foi uma família pouco expressiva, onde *Myrcia splendens* foi o único representante amostrado desta família. Isso, se deve, principalmente, ao caráter generalista da espécie (SOBRAL et al., 2015), sendo comum em formações secundárias iniciais (BACKES e IRGANG, 2004). Pelo fato de Myrtaceae ser caracterizada como uma família com exclusiva síndrome de dispersão zoocórica (PIZO, 2003; GRESSLER et al., 2006), sugere-se a ocorrência de ausência de indivíduos em fase reprodutiva, com possível falha na chegada de propágulos, no recrutamento e também no seu estabelecimento. Diversos fatores podem influenciar, como tempo de sucessão, presença

de corredores ecológicos, conectividade da paisagem, ou ainda, características abióticas do local.

Ocorreu predominância de indivíduos com síndromes de dispersão zoocórica na maioria dos locais amostrados, a exceção do estrato arbóreo do S2, onde a maior participação foi de indivíduos autocóricos. Observou-se diferença na participação de zoocóricos nos setores, de acordo com o teste de proporções ($p < 0,001$), com valores inferiores no setor S2 em ambos os estratos.

Um aspecto que pode ser considerado positivo neste setor (S2) foi um acréscimo de 30% na quantidade de indivíduos zoocóricos do estrato adulto para o regenerante. A zoocoria é a forma de dispersão mais frequente em florestas tropicais (REIS e KAGEYAMA, 2007), bem como em estudos realizados na fitofisionomia FOM para locais em regeneração natural (LIEBSCH et al., 2009; FERRACIN et al., 2013; SCARIOT et al., 2014).

Um fator que merece destaque é a ocorrência de nove espécies exclusivas no estrato regenerante do S2, sendo elas: *Annona rogulosa*, *Ilex microdonta*, *I. dumosa*, *Nectandra grandiflora*, *Sapium glandulosum*, *Solanum lacerdae* e *S. mauritianum*, que apresentam a zoocoria como síndrome de dispersão, além de *Baccharis uncinella* e *B. semiserrata* ambas anemocóricas. Corroborando com o estudo desenvolvido por Liebsch e Acra (2007) que evidenciam ao longo da trajetória sucessional um acréscimo de propágulos no ambiente, pois com o aumento de espécies zoocóricas, permitirá uma maior associação com a fauna. Que detém um papel importante na recomposição de ambientes alterados, pela dispersão de plantas pioneiras ou de estádios mais avançados de sucessão. E assim, promovendo fluxo biológico e o estabelecimento de novas espécies (AVILA et al., 2011).

Entre espécies com comportamento generalista, oito foram comuns no estudo, com ocorrência nos dois setores, em

ambos os estratos, sendo elas: *Ilex paraguariensis*, *Vernonanthura discolor*, *Clethra scabra*, *Myrsine coriacea*, *Gymnanthes klotzschiana*, *Casearia decandra*, *Matayba elaeagnoides* e *Dicksonia sellowiana*. *Dicksonia sellowiana* é considerada uma espécie clímax, e foi a mais abundante do estrato arbóreo do setor S1. Apesar do setor S1 possuir um maior tempo em sucessão florestal, a participação de espécies com características iniciais, comprova a alteração nos ambientes, que pode ser proveniente da dinâmica da floresta, como a abertura de clareiras naturais, ou pela intervenção antrópica, considerada mais provável. Entretanto, um fator de extrema relevância é que de maneira geral os fragmentos nativos em estudo são compostos por pequenas faixas de vegetação nativa, entremeados pelos plantios florestais, estabelecendo um microambiente propício à presença de espécies pioneiras pela proximidade de bordas (NASCIMENTO e LAURANCE, 2006; DALLA ROSA et al., 2015).

A participação de indivíduos pioneiros ocorreu em proporções significativamente superior no setor S2, quando comparado com o setor S1. Estas diferenças entre as proporções eram esperadas, visto que a floresta se encontra em processo de regeneração natural. Ao longo do processo espera-se que ocorram um aumento na proporção de indivíduos mais exigentes e, tolerantes à sombra (TONIATO e OLIVEIRA-FILHO, 2004; LIEBSCH et al., 2007).

Um fator preocupante é a proporção de espécies pioneiras que se encontram no estrato regenerante do setor S2. Evidenciando uma possível falha no processo de substituição das espécies, uma vez que os regenerantes se encontram sob uma microclima modificado e, mais adequado para a ocupação por espécies mais exigentes, proveniente da ocupação pelo estrato arbóreo.

As variáveis densidade média e área basal, para o estrato arbóreo, foram diferentes entre setores, com valores

superiores no setor S1. O resultado encontrado é condizente com outros estudos que avaliaram cronossequências na FOM, uma vez que a densidade de indivíduos aumenta ao longo da sucessão secundária (LIEBSCH et al., 2007; FORMENTO et al., 2004). Diferente deste trabalho Schorn et al. (2010) ao compararem diferentes metodologias de restauração, após a retirada de plantios florestais exóticos, a condução da regeneração natural obteve o maior valor de densidade. Em relação à área basal, esta diferença era aguardada, visto que na FOM ocorre o acréscimo em área basal ao longo dos anos (MÜLLER et al., 2014). O setor S1 apresentou uma área basal de $30,97 \text{ m}^2/\text{ha}^{-1}$, considerada semelhante ao estudo de Higuchi et al. (2013) que conforme este estudo foi desenvolvido na bacia hidrográfica do rio Canoas, encontraram área basal de $34,0 \text{ m}^2/\text{ha}^{-1}$.

O índice de diversidade de Shannon indicou uma baixa diversidade, com valores $H' =$ variando de 2,09 a 2,99 nats.ind^{-1} , condizente com a variação amostrada por Vibrans et al. (2011) para a FOM Catarinense com valores de H' variando de 2,85 a 2,90 nats.ind^{-1} para florestas em distintos estádios sucessionais. Dalla Rosa et al. (2015) em pequeno fragmento de FOM, com influência de plantios florestais, encontraram valores semelhantes ao presente trabalho, no entanto, os maiores valores amostrados foram para o estrato arbóreo (próximo a $H' = 3,2 \text{ nats.ind}^{-1}$).

Ao analisar somente o setor S2, pôde-se verificar um aumento na diversidade (H'), equabilidade (J'), e riqueza padronizada, ao considerar do estrato adulto para o regenerante. Ainda neste setor para o estrato arbóreo observou-se uma possível dominância ecológica ($J' = 0,69$), causada principalmente pela elevada abundância de *Mimosa scabrella*. Sendo esta espécie a mais abundante em ambos estratos. *M. scabrella* possui caráter pioneiro (MACHADO et al., 2006), sendo capaz de promover a facilitação ecológica, por ser

considerada nucleadora, ou facilitadora da restauração de ambientes (REIS e KAGEYAMA, 2007), contribuindo para o estabelecimento de espécies mais exigentes (BAGGIO et al., 1995). A ocupação por *M. scabrella* era esperada, por ser comum na fase inicial de formações secundárias da FOM (REITZ e KLEIN, 1966; BURKART, 1979; STEENBOCK et al., 2011; SCARIOT et al., 2014), apresenta um ciclo de vida aproximado de 30 anos (MACHADO et al., 2006). Em termos de ocupação na formação da floresta, há uma tendência de redução do número de indivíduos de *M. scabrella* ao longo do tempo. A qual não ocorre de forma abrupta e com maior grau de ocupação de indivíduos de outras espécies aproximadamente dos 13 aos 20 anos da floresta (STEENBOCK et al., 2011). Sendo assim, pressupõe-se que no setor S2, que esta há dez anos em sucessão florestal, ainda não ocorreu o processo de substituição das espécies que compõe a floresta, principalmente por *M. scabrella* encontrar-se abundante no estrato regenerante da floresta.

A dissimilaridade florística-estrutural pode ser considerada alta entre setores, chegando a 84% entre os regenerantes. Apesar disso, foi possível verificar que ocorre compartilhamento de espécies nos setores, porém com organização florístico-estrutural distinta. Esse resultado fica evidenciado após a ordenação NMDS, que destacou a distância florístico-estrutural significativa entre os setores, confirmado pela PERMANOVA ($p < 0,01$). A interpretação dos resultados na NMDS é possível, pela representatividade da ordenação, com valor de STRESS que corresponde a uma variância explicada de 93% e 81%. Estes valores indicam que o diagrama é adequado para interpretação segundo o critério estabelecido por Kruskal (1964). A análise de ordenação do estrato arbóreo (Figura 10-a) evidenciou uma menor distância entre parcelas do setor S1 e possuem na composição florística a participação principalmente de espécies como: *Calypttranthes concinna*, *Eugenia subterminalis*, *Myrceugenia myrcioides*,

Myrceugenia miersiana (Myrtaceae); *Cryptocarya aschersoniana*, *Ocotea pulchella* e *Nectandra lanceolata* (Lauraceae); *Dalbergia frutescens* e *Inga lentiscifolia* (Fabaceae); *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae), sendo esta última uma espécie que caracteriza a fitofisionomia. No setor S2 destacam-se as presenças de espécies como: *Aureliana fasciculata*, *Cestrum corymbosum* e *Solanum variabile* (Solanaceae), *Piptocarpha angustifolia* e *Symphyopappus compressus* (Asteraceae), *Ocotea puberula* e *Cinnamomum glaziovii* (Lauraceae), *Mimosa scabrella* (Fabaceae) e presença preocupante de *Pinus taeda* (Pinaceae). *Pinus taeda* é considerada invasora de ambientes abertos, em fase sucessional inicial, assim como, de áreas degradadas. Indicando a necessidade de monitoramento desta espécie, mesmo que neste momento não tenha sido encontrada no estrato regenerante, antes que os indivíduos que foram amostrados no estrato alcancem o estágio reprodutivo.

Na análise de ordenação NMDS envolvendo o estrato regenerante (Figura 10-b), ocorre um nítido distânciamento entre as parcelas dos setores. Sendo as espécies com maior contribuição no distânciamento das parcelas do setor S1: *Calyptranthes concinna*, *Campomanesia xanthocarpa*, *Eugenia pluriflora*, *Eugenia burkartiana* e *Myrceugenia miersiana* (Myrtaceae), *Inga lentiscifolia* e *Machaerium paraguariense* (Fabaceae), *Banara tomentosa* e *Casearia obliqua* (Salicaceae), enquanto no setor S2 temos: *Baccharis semiserrata*, *Clethra scabra*, *Jacaranda puberula* e *Ilex dumosa*.

De maneira geral para o estrato arbóreo observou-se diferenças significativas para a maioria dos indicadores ecológicos avaliados, demonstrando haver diferenças entre os estágios sucessionais dos ambientes.

Já em relação ao estrato regenerante, apesar de significativas diferenças florísticas-estruturais, observou-se

semelhanças nos indicadores ecológicos como riqueza padronizada, diversidade e equabilidade, o que sugere existência de resiliência da área em restauração (S2). Ainda, admite-se que a regeneração natural não apresenta comportamento homogêneo na floresta, devido a diversos fatores (e.g. AVILA et al., 2011), visto que além das questões biológicas outros aspectos, a exemplo, dos fatores abióticos típico de locais perturbados, atuam como filtros ambientais, e consequentemente moldar a vegetação (RYDGREN et al., 2013).

5 CONCLUSÃO

O ambiente em restauração passiva (S2) encontram-se em processo inicial de sucessão, o que é reflexo do curto período em restauração passiva. Considera-se que com o tempo, ocorra acréscimo de diversidade na trajetória sucessional, o que permitirá uma maior semelhança desse ambiente com o ecossistema de referência (“floresta conservada”).

Há manutenção e incorporação da riqueza, diversidade, equabilidade, acréscimo de indivíduos de estádios sucessionais mais avançado e zoocóricos do estrato arbóreo para o regenerante.

A elevada dissimilaridade florística-estrutural entre locais, possivelmente, é decorrente da diferença sucessional, onde alguns indicadores ecológicos são semelhantes ao ecossistema de referência.

Possui potencial para a conservação *in situ*, a exemplo, das espécies ameaças na FOM: *Dicksonia sellowiana* e *Araucaria angustifolia*, entre outras.

Os fragmentos-fonte exercem papel fundamental para a restauração passiva. Contudo, seria pertinente o acompanhamento dos locais em restauração passiva, para investigação de espécies-problema e questões abióticas, as

quais possam estar atuando como filtros ambientais assim como de que maneira estas modificações impactam a restauração passiva.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AIDE, T. M.; ZIMMERMAN, J.K.; PASCARELLA, J.B.; RIVERA, L.; MARCANO-VEGA, H. Forest Regeneration in a Chronosequence of Tropical Abandoned Pastures: Implications for Restoration Ecology. **Restoration Ecology**, Washington, v. 8, n. 4, p. 328-338, dez. 2000.

ALVARES, C.A.; LUIZ, S. J.; SENTELHAS, P.C.; GONÇALVES, J.L.M; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, Alemanha, v. 22, n. 6, p. 711-728, jan. 2014.

ANDEL, V.; ARONSON, J. (eds), **Restoration Ecology**: The New Frontier, 2. ed., Washington: Wiley-Blackwell, 2011, 72 p.

ANDERSON, M.J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral Ecology**, Austrália, v. 26, p. 32-46, 2001.

AVILA, A.L. de; ARAUJO, M. M.; LONGHI, S. J.; GASPARIN, E. Agrupamentos florísticos na regeneração natural em remanescente de Floresta Ombrófila Mista, RS, Brasil. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v.39, p.331-342, set. 2011.

BACKES, P.; IRGANG, B. **Mata Atlântica: as árvores e a paisagem**. Porto Alegre: Paisagem do Sul, 2004. 396p.

BAGGIO, A. J.; CARPANEZZI, A. A.; SANMIGUEL, A. A. Equações para estimativa de peso da biomassa aérea de bracatinga (*Mimosa scabrella* Benth.) na idade de corte.

Boletim de Pesquisa Florestal, Colombo, n. 30/31, p. 37-49. Jan/dez. 1995.

BARROSO, G.M.; BUENO, O.L. Compostas. In: REITZ, R. (ed.). **Flora Ilustrada Catarinense**. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues, 2002.

BROWER, J.E.; ZAR, J.H. **Field & laboratory methods for general ecology**. W.C. Boston: Brown Publishers, 1984. 51 p.

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

BURKART, A. Leguminosas: Mimosoídeas. In: REITZ, R. (Ed.). **Flora ilustrada Catarinense**. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues, 1979.

CAIN, S. A.; CASTRO, G. M.de O. Manual of vegetation analysis. **Bulletin of the Torrey Botanical Club**, v. 88, n. 6, p. 425-427, nov/dez. 1961.

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

DALLA ROSA, A. D.; SILVA, A. C. da; HIGUCHI, P.; GUIDINI, A. L.; SPIAZZI, F. R.; NEGRINI, M. et al.
Diversidade e guildas de regeneração de espécies arbóreas na

borda de uma floresta nativa em contato com plantio de pinus. **Revista Floresta**, Curitiba, v. 45, n. 2, p. 273 - 280, abr/ jun. 2015.

EFRON, B.; TIBSHIRANI, R. J. **An introduction to the bootstrap**. New York: Chapman & Hall, 1993. 436 p.

FERRACIN, T. P.; MEDRI, P. S.; BATISTA, A. C. R.; MOTA, M. C.; BIANCHINI, E.; TOREZAN, J. M. D. Passive Restoration of Atlantic Forest Following Harvesting in Southern Brazil. **Restoration Ecology**, Washington, v.21, n. 6, p. 770-776, fev. 2013.

FERREIRA, P.I. **Caracterização do componente arbóreo de áreas de preservação permanente em reflorestamentos de espécies exóticas como subsídio para restauração**. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) —Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2011.

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

FORMENTO, S.; SCHORN L. A.; RAMOS R. A. B. dinâmica estrutural arbórea de uma Floresta Ombrófila Mista em Campo Belo do Sul, SC. **Revista Cerne**, Lavras, v. 10, n.2, p. 196-212, Jul/dez. 2004.

GIEHL, E. L. H.; ATHAYDE, E. A.; BUDKE, J. C.; GESING, J.P.A.; EINSIGER, S. M.; CANTO-DOROW, T.S. Espectro e distribuição vertical das estratégias de dispersão de diásporos do componente arbóreo em uma floresta estacional no sul do

Brasil. **Acta botanica brasílica**, São Paulo, v.21, n. 1, p. 137-145, jan/mar. 2007.

GRESSLER, E.; PIZO, M.A.; MORELLATO, L.P.C.
Polinização e dispersão de sementes em Myrtaceae do Brasil.
Brazilian Journal of Botany, São Paulo, v.29, n.4, p. 509-530, out/nov. 2006.

HIGUCHI, P.; SILVA, A. C. da; ALMEIDA, J.Á.;
BORTOLUZZI, R.L. da C.; MANTOVANI, A.; FERREIRA,
T. S. et al. Florística e estrutura do componente arbóreo e
análise ambiental de um fragmento de Floresta Ombrófila
Mista Alto-Montana no município de Paineira, SC. **Ciência
Florestal**, Santa Maria, v. 23, n. 1, p. 153-164, jan/mar. 2013.

HIGUCHI, P.; SILVA, A. C.; FERREIRA, da T. de S.;
SOUZA, S.T.de; GOMES de J. P.; SILVA, K. M. da, et al.
Influência de variáveis ambientais sobre o padrão estrutural e
florístico do componente arbóreo, em um fragmento de
Floresta Ombrófila Mista Montana em Lages, SC. **Ciência
Florestal**, Santa Maria, v. 22, n. 1, p. 79-90, jan/mar. 2012.

HOLL, K.D. Old field vegetation succession in the Neotropics.
In: CRAMER, V.A., HOBBS, R.J. (Eds.), **Old Fields**. Island
Press:Washington, 2007.

HUTCHESON, K. A. Test for Comparing Diversities based on
the Shannon Formula. **Journal of Theoretical Biology**, v. 29,
p. 151-154. out. 1970.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual
Técnico da Vegetação Brasileira**. 2ª ed. revisada e ampliada,
2012, 271p.

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: EDUSP/FAPESP, 2000.

KLEIN, R. M. Aspectos dinâmicos da vegetação do Sul do Brasil, **Sellowia**, Itajaí, v. 36, n. 36, p. 5–54, 1984.

KRUSKAL, J. B. Nonmetric Multidimensional Scaling: A Numerical Method. **Psychometrika**, v. 2, p.115-129, jun.1964.

LIEBSCH, D.; ACRA, L.A. Síndromes de dispersão de diásporos de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista em Tijucas do Sul, PR. **Revista Acadêmica: Ciência Animal**, Curitiba, v. 5, n. 2, p. 167-175, abr/jun. 2007.

LIEBSCH, D.; GOLDENBERG, R.; MARQUES, M.C.C. Florística e estrutura de comunidades vegetais em uma cronossequência de Floresta Atlântica no estado do Paraná, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Belo Horizonte, v. 21, n. 4, p.983-992, abr. 2007.

LIEBSCH, D.; MIKICH, S. B.; FERNANDO, R.; RIBAS, S. Levantamento florístico e síndromes de dispersão em remanescentes de Floresta Ombrófila Mista na região centrosul do estado do Paraná, **Hoehnea**, São Paulo, v. 36, n. 2, p. 233–248, abr/jun. 2009.

MACHADO, A.M.; PLÁCIDO, A.C.de; BARTOSZECK, S.; FILHO, A.F.; OLIVEIRA, E. de B. Dinâmica da distribuição diamétrica de bracatingais na região metropolitana de Curitiba. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 30, n.5, p. 759-768, set/out. 2006.

MAGURRAN, A. E. **Measuring Biological Diversity**.

Austrália: Blackwell Publishing, 2003. 256 p.

METZGER, J. P. Conservation issues in the Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, Oxford, v.142, n.6, p.1138-1140, 2009.

MINCHIN, P.R. Na evaluation of the relative robustness of techniques for ecological ordination. **Vegetatio**, v. 69, p. 89-107, 1987.

MOBOT – Missouri Botanical Garden. **Trópicos**. 2014.

Disponível em: <<http://www.tropicos.org/Home.aspx>>. Acesso em: 08 de março 2016.

MÜLLER, A. L.; DALMAGO, G.A; FERNANDES, J. M. C.; CUNHA G.R. da; SANTI, A.; KOVALESKI, S., et al. Crescimento e acúmulo de biomassa em Floresta Ombrófila Mista no Sul do Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v.38, n.2, p.221-231, mar/abr. 2014.

NASCIMENTO, H.E.M.; LAURANCE, W.F. Efeitos de área e de borda sobre a estrutura florestal em fragmentos de floresta de terra-firme após 13-17 anos de isolamento. **Acta Amazonica**, Minas Gerais, v. 36, p. 183-192, 2006.

OKSANEN J.; BLANCHET F. G.; KINDT R.; LEGENDRE P.; MINCHIN P. R.; O'HARA R. B., et al. **Vegan: Community Ecology Package**. R package version 3.2.2, 2015.

ÖSTER, M.; ASK, K.; COUSINS, S. A. O.; ERIKSSON, O. Dispersal and establishment limitation reduces the potential for successful restoration of semi-natural grassland communities on former arable fields. **Journal of Applied Ecology**, London, v. 46, p. 1266–1274, dez. 2009.

PIZO, M.A. Padrão de deposição de sementes e sobrevivência de sementes e plântulas de duas espécies de Myrtaceae na Mata Atlântica. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 26, n. 3, p. 371-377, jul/set. 2003.

R Core Team. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. Vienna, 2015.

REIS, A.; KAGEYAMA, P.Y. Restauração de áreas degradadas utilizando interações interespecíficas. In:

KAGEYAMA, P.Y.; **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, n. 1, p. 684-686, 2007.

REITZ PR. **Flora Ilustrada Catarinense**. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues, 1971.

REITZ, P; KLEIN, R.M.; REIS, A. **Projeto Madeira- Santa Catarina**. Herbário Barbosa Rodrigues, Florianópolis: Lunardelli. 1978, 320 p.

REITZ, P.; KLEIN, R.M. **Flora Ilustrada Catarinense- Araucariáceas**. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues, 1966, 62p.

RONDON NETO, R.M.; WATZLAWICK, L. F.; CALDEIRA, M. V. Diásporos das espécies arbóreas de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista. **Revista Ciências Exatas e Naturais**, Curitiba, v. 3, n. 2, p. 209-216, 2001.

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

RYDGREN, K.; HALVORSEN, R.; AUESTAD, I.; HAMRE, N. Ecological Design is More Important Than Compensatory Mitigation for Successful Restoration of Alpine Spoil Heaps. **Restoration Ecology**, Washington, v. 21, n.1, p. 17- 25, jan. 2013.

SCARIOT, E. C.; TRES, D. R.; REIS, A. Componente arbustivo-arbóreo de matas ciliares em restauração e remanescentes naturais inseridos em matriz silvícola, Rio Negrinho, SC. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 24, n. 2, p. 401-412, abr/ jun. 2014.

SCHORN, L. A.; FENILLI, T. A. B.; KRÜGER, A.; PELLENS, G. C.; BUDAG, J. J.; NADOLNY, M. C. Composição do banco de sementes no solo em áreas de preservação permanente sob diferentes tipos de cobertura. **Revista Floresta**, Curitiba, PR, v. 43, n. 1, p. 49-58, jan/mar. 2013.

S

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

SIMINSKI, A.; FANTINI, A. C.; GURIES, R.P.; RUSCHEL, A. R.; REIS, M.S dos. Secondary Forest Sucession in the Mata Atlantica, Brazil: Floristic and Phytosociological Trends. **Ecology**, London, v. 2011, p.1-19, 2011.

SOBRAL, M.; PROENÇA, C.; SOUZA, M.; MAZINE, F.; LUCAS, E. Myrtaceae in Lista de Espécies da Flora do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em:

<<http://www.floradobrasil.jbrj.gov.br/jabot/floradobrasil/FB10759>>. Acesso em: 13 Out. 2015

SER – Society for ecological restoration international, Grupo de Trabalho sobre Ciência e Política. Princípios da SER Internacional sobre a restauração ecológica. Washington: **Society for Ecological Restoration International**, 2004, 15p.

SONEGO, R.C.; BACKES, A.; SOUZA, A.F. Descrição da estrutura de uma Floresta Ombrófila Mista, RS, Brasil, utilizando estimadores não-paramétricos de riqueza e rarefação de amostras. **Acta botanica Brasilica**, São Paulo, v. 21, n. 4, p. 943-955, 2007.

STEENBOCK, W.; SIMINSKI, A.; FANTINI, A.C.; REIS, M.S. dos. Ocorrência da bracatinga (*Mimosa scabrella* Benth.) em bracatingais manejados e em florestas secundárias na região do planalto catarinense. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 35, n. 4, 2011.

SUDING, K.N.; K.L. GROSS. Modifying native and exotic species richness correlations: the influence of fire and seed addition. **Ecological Applications**, Florida, v. 16, p.1319-1326, ago. 2006.

TABARELLI, M.; LOPES, A. V. F.; PERES, C. Edge-effects drive tropical forest fragments towards an early-successional system. **Biotropica**, v.40, n.6, p.657-661, 2008.

TONIATO, M. T. Z.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Variations in tree community composition and structure in a fragment of tropical semideciduous forest in southeastern Brazil related to diferente human disturbance histories. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 198, p. 319-339, 2004.

VAN DER PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants**. 2. ed. Berlim: Springer-Verlag, 1972, 161p.

VIBRANS, A.; SEVEGNANI, L.; UHLMANN, A.C.; SCHORN, L. A.; SOBRAL, M. et al. Structure of mixed ombrophylous forests with *Araucaria angustifolia*. **Revista de Biologia Tropical**, Rio de Janeiro, v. 59, p. 1371-1387, abr/jun. 2011.

ZANINI, L.; GANADE, G. Restoration of Araucaria Forest: the role of perches, pioneer vegetation, end soil fertility. **Restoration Ecology**, Washington, v. 13, n. 3, p. 507-514, 2005.

ZOBEL, M. The relative role of species pools in determining plant species richness: an alternative explanation of species coexistence? **Trends in Ecology and Evolution**, v. 12, p. 266–269, jul. 1997.

6 CAPÍTULO II - VARIAÇÕES DOS COMPONENTES VEGETACIONAIS E AMBIENTAIS AO LONGO DA DINÂMICA SUCESSIONAL NA FLORESTA OMBRÓFILA MISTA, SC

RESUMO

A sucessão florestal é um processo complexo e dependente dos fatores bióticos e abióticos envolvidos na dinâmica da floresta. Objetivou-se caracterizar e investigar as variáveis bióticas e abióticas constituintes de fragmentos em distintos estádios sucessionais visando elencar variáveis prioritárias ao acompanhamento da sucessão florestal nestes locais. O estudo foi realizado em fragmentos localizados no município de Ponte Alta, Santa Catarina, que compõem as Áreas de Preservação Permanente (APP's) de matas ciliares, na Floresta Ombrófila Mista (FOM). Buscando amostrar as variações do local, definiu-se dois locais, a saber: “local de referência” (floresta em formação secundária conservada) e “local em restauração” (áreas sob expressão da sucessão florestal há dez anos). A base de dados das variáveis bióticas foi definida pela caracterização da comunidade arbórea, comunidade regenerante, banco de sementes do solo, taquaral de *Merostachys multiramea* Hackel e gramínea superabundante *Ocellochloa rudis* (Nees) Zuloaga & Morrone. O componente abiótico abrangeu variáveis químicas e físicas do solo, e cobertura do dossel. Calculou-se a participação de espécies arbóreas pioneiras, as síndromes de dispersão zoocórica e o índice de diversidade de Shannon. Os dados foram submetidos a uma Análise dos Componentes Principais (*Principal Component Analysis* - PCA), após ser verificado a significância dos componentes principais (*Principal Component* - PC) pelo gráfico *Scree Plot*. As variáveis significativas sintetizadas pela

PCA foram plotadas na Análise de Coordenadas Principais (*Principal Coordinate Analysis*- PCoA) juntamente com a organização florístico-estrutural dos locais. Os resultados indicam existência de um gradiente de diversidade na comunidade arbórea, com valores inferiores nos “locais em restauração” sintetizado no PC1. A cobertura por gramínea *Ocellochloa rudis* ocorre preferencialmente em locais com maiores valores de pH e capacidade de troca catiônica efetiva (CTCef), sintetizado no PC2, não havendo preferência na sua ocorrência entre os locais avaliados. Considera-se que *Ocellochloa rudis* seja responsável pela formação de uma densa camada de biomassa, atuando na redução dos efeitos negativos da falta de proteção do solo, mas ao mesmo tempo dificultando a chegada de propágulos pela chuva de semente, e a passagem de luz até o solo dificultando a germinação.

Palavras-chave: Ecossistema de referência ecológica, Área de preservação permanente ciliar, banco de sementes, *Ocellochloa rudis*, diversidade da comunidade arbórea.

VARIATIONS OF COMPONENTS VEGETATION AND ENVIRONMENTAL ALONG THE DYNAMICS IN SUCCESSIONAL ARAUCARIA FOREST, SC

ABSTRACT

The forest succession is a complex and dependent process of biotic and abiotic factors involved in forest dynamics. This study aimed to characterize and investigate the biotic and abiotic variables constituent fragments in different successional stages aiming to list priority variables for monitoring of forest succession in these places. The study was conducted in fragments located in the municipality of Ponte Alta, which make up the Permanent Preservation Areas (PPA's) of riparian areas, located in the Araucaria Forest Santa Catarina. Seeking properly sampled local variations, was defined two sites, namely: "reference site" (forest conserved secondary formation) and "restoration site" (areas under expression of forest succession ten years ago). The database of biotic variables was defined by the characterization of the arboreal community, regenerating community, soil seed bank, bamboo thicket of *Merostachys multiramea* Hackel and superabundant grass *Ocellochloa rudis* (Nees) Zuloaga & Morrone. The abiotic variables analyzed were: chemical and physical characterization of soil and canopy cover. It calculated the participation of pioneer tree species, with zoochorous dispersal syndromes and the Shannon diversity index. Data were subjected to Principal Component Analysis (PCA) after being checked the significance of the principal components (PC) by the *Scree Plot* chart. Significant variables synthesized by PCA were plotted in Principal Coordinate Analysis (PCoA) together with the floristic-structural organization of local. The results indicate the existence of a diversity gradient in arboreal

community, with lower values in the "restoration sites" synthesized in PC1. Is the performance of variable coverage grassy *Ocellochloa rudis*, preferably in places with higher pH values and effective cation exchange capacity (CTCef) synthesized in PC2 without preferential occurrence in places. It is considered that *Ocellochloa rudis* is responsible for the formation of a dense layer of biomass and serves in reducing the negative effects lack of soil protection, but simultaneously prevents the arrival of propagules for the seed rain, and the passage of light to the hindering the soil germination.

Key-words: Ecological reference ecosystem, ciliary permanent preservation area, seed bank, *Ocellochloa rudis*, diversity of tree community.

1 INTRODUÇÃO

O monitoramento da sucessão florestal é um processo complexo, visto a dinâmica das espécies envolvidas e a sua interação com diversos fatores bióticos e abióticos. Tais interações são capazes de permitir o avanço sucessional de uma floresta, ou em alguns casos atuar como barreiras ou filtros, retardando este processo (RYDGREN et al., 2013). Ações de acompanhamento da regeneração natural podem auxiliar no conhecimento dos processos ecológicos, caso sejam necessárias intervenções para o adequado restabelecimento da floresta.

Vários fatores podem ser considerados importantes na retomada sucessional de uma floresta e alguns são passíveis de mensuração. Entre as variáveis bióticas o destaque pode ser atribuído à existência de fontes de propágulos, a participação ativa do banco de sementes do solo, banco de plântulas e ausência de certas espécies como gramíneas superabundantes e espécies exóticas (CAMPELLO, 1998; FARIA et al., 2001; MARTINS et al., 2012; MAGNAGO et al., 2012; RODRIGUES et al., 2015).

Pode-se dizer que o banco de sementes está envolvido no processo de regeneração das florestas tropicais, influenciando na colonização, estabelecimento das populações, manutenção da diversidade de espécies e a restauração da riqueza após distúrbios naturais ou antrópicos (UHL et al., 1988). Estes podem determinar o futuro da vegetação de uma área (ROBERTS, 1981).

Considera-se que algumas espécies possuem sementes com curta viabilidade natural, e até menos, ausência ou pouca dormência, germinando logo após a dispersão, sem permanecer no banco de sementes, grupo caracterizado por espécies de sucessão tardia. Estas se mantêm no banco de plântulas, compondo o estrato regenerante da floresta (CHAMI et al.,

2011) aguardando condições favoráveis para o desenvolvimento.

A florística remanescente é outro elemento biótico que exerce uma importante função, pelo fornecimento de propágulos, além de formar uma estrutura que mantém os serviços ambientais (DARANCO et al., 2013). Dentre outros fatores influentes sobre a regeneração natural, destaca-se a ocorrência de competição interespecífica com espécies rústicas e adaptadas a ambientes alterados, como o caso de gramíneas, que podem atuar como filtro ecológico no processo da regeneração natural de espécies nativas (BRANCALION et al., 2010). Entre as possíveis espécies rústicas, que serão investigadas neste trabalho temos *Merostachys multiramea* Hackel e *Ocellochloa rudis* (Nees) Zuloaga & Morrone pertencentes a família Poaceae, superabundantes em algumas florestas alteradas do Planalto Sul Catarinense.

Em relação aos fatores abióticos, destaca-se a abertura do dossel, por representar o filtro do fluxo energético aos setores inferiores da floresta. Em locais que apresentam dossel aberto ocorre o favorecimento do estabelecimento de espécies com características pioneiras (MARTINS, 2001). As características químicas e físicas do solo são outros fatores a serem considerados, por formarem microhabitats que, por sua vez, influenciam na composição florística (BAYLÃO JUNIOR, et al., 2013).

Assim, considera-se que os fatores supracitados atuam na composição e estrutura das florestas. Conjuntamente a estes fatores há o ingresso de novas espécies, que dependem de fatores internos, como as características ecológicas das espécies, competição, predação e facilitação. Além de fatores externos, como fluxos na paisagem, composição regional de espécies e distúrbios (SUDING e HOBBS, 2009).

Mediante a atuação dos componentes bióticos e abióticos, e demais processos envolvidos na floresta, enfatiza-se a complexibilidade envolvida da regeneração natural da

floresta. E por outro lado, salienta o quão difícil é recriar uma mata ciliar de maneira “artificial” pelo plantio de mudas. Com isso, a restauração passiva mostra-se como uma eficiente maneira de recomposição das matas ciliares, principalmente da região do Planalto Catarinense. Desta forma, objetivou-se caracterizar e investigar algumas variáveis bióticas e abióticas de fragmentos florestais conservados e em restauração passiva, visando elencar variáveis prioritárias no monitoramento da sucessão florestal.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Local de estudo

O estudo foi realizado no município de Ponte Alta/SC, localizado a 27°29'00.47'' de latitude Sul e 50°17'11.34'' de longitude Oeste de Greenwich, com altitude média de 880 m. O clima da região segundo a classificação de Köppen é caracterizado por Cfb (ALVARES et al., 2014), e o solo dos fragmentos é do tipo cambissolo háplico aluminico, com textura argilosa, relevo ondulado a suave ondulado (FERREIRA et al., 2012). A área de estudo caracteriza-se pela FOM (IBGE, 2012) em uma paisagem regional de pequenos remanescentes florestais em formação secundária e expressiva ocupação por atividade silvícola, inseridos na bacia do rio Canoas. Devido às modificações existentes nestes ambientes, definidas historicamente (mapa de uso do solo; Ferreira, 2011), o levantamento de dados foi realizado em dois ambientes, a saber: 1) “local de referência”- floresta em sucessão secundária com aproximadamente 40 anos sem intervenção antrópica intensa, onde ocorreu exploração seletiva no passado, com área total de 176 ha; 2) “local em restauração”- áreas sob expressão da sucessão florestal há dez anos após a retirada de plantios florestais, visando a adequação ambiental com a ampliação das faixas ciliares, com área total de 88 ha (Figura 11).

2.2 Coleta de dados

Para a amostragem da comunidade arbórea foram alocadas 20 unidades amostrais retangulares, com dimensões de 10 x 20 m (200 m²), distribuídas sistematicamente no ambiente, metade em cada local. Todos os indivíduos arbóreos presentes nas unidades amostrais com PAP- perímetro altura do peito, medido a 1,30 m de altura, superior ou igual a 15,7 cm, foram mensurados e identificados. Para a amostragem do estrato regenerante em cada unidade amostral de 200 m², seis sub-unidade com 1 m² foram alocadas sistematicamente onde foram inclusos os indivíduos arbóreos com altura inferior a 1,50 m.

Quando foi necessário a identificação de espécie, utilizou-se literatura especializada, ou consulta a especialistas, e os nomes científicos basearam-se no Trópicos do Missouri Botanical Garden (2016). Os espécimes coletados encontram-se depositados no Herbário Lages da Universidade do Estado de Santa Catarina- LUSC (CAV/UDESC) ou no Laboratório de Ecologia Florestal- LABECO (CAV/UDESC). As espécies que compõem o estrato arbóreo foram classificadas em síndrome de dispersão pela observação dos propágulos e por trabalhos científicos (RONDON NETO et al., 2001; GIEHL et al., 2007), segundo os grupos ecológicos propostos por Budowisk (1965) (REITZ, 1971; REITZ et al., 1978).

Juntamente com o levantamento da comunidade arbórea em cada parcela de 200 m² realizou-se a quantificação da ocupação da taquara (*Merostachys multiramea*), de acordo com adaptação do índice de Fournier (1974), onde atribui-se notas para diferentes intensidades do evento “ocupação por taquara”. A mensuração de *Ocellochloa rudis*, gramínea superabundante na área de estudo, foi realizada juntamente com o estrato regenerante da floresta. Para isso quantificou-se a

cobertura do solo por gramíneas, com um gabarito graduado, a altura da gramínea, sendo tomadas quatro medições nos limites das sub-unidades amostrais (1 m^2).

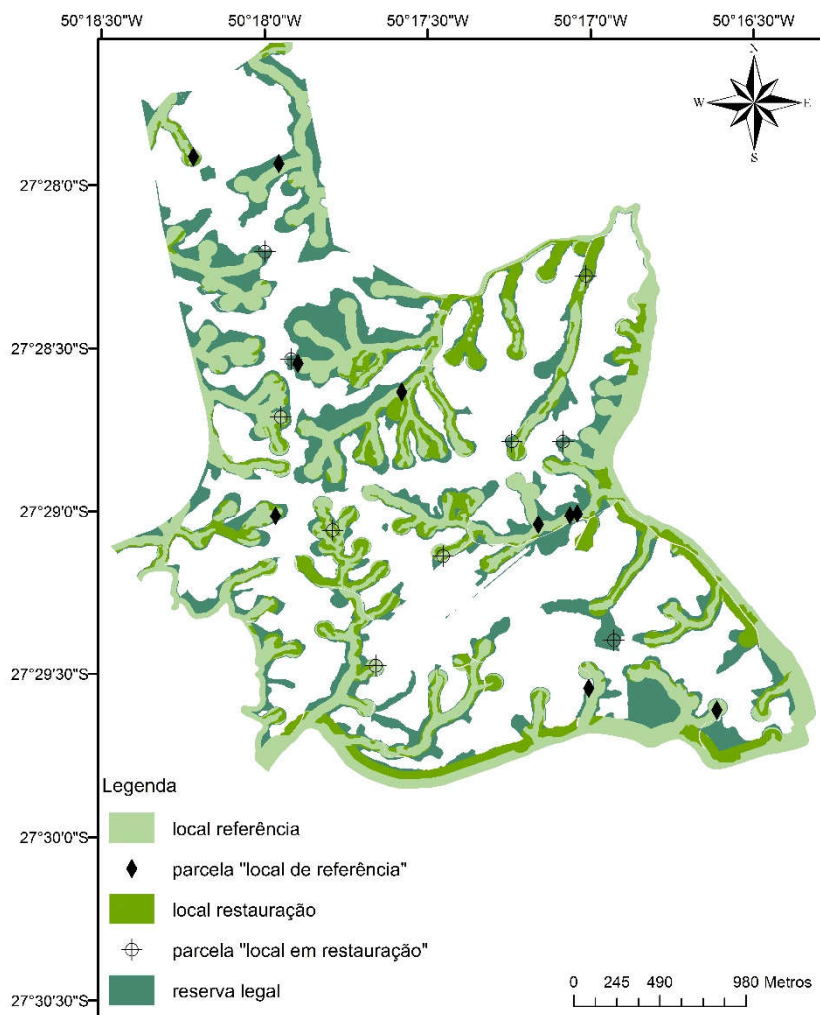
A avaliação do banco de sementes do solo foi realizada com coletas no centro das unidades, com um gabarito ($0,3\text{m} \times 0,3\text{m} \times 0,05\text{m}$ ($0,0125 \text{ m}^3$)), onde, no momento da coleta eliminou-se a serapilheira superficial não decomposta. As amostras posteriormente foram dispostas em bandejas para germinar em ambiente com sombreamento de 50%. Quinzenalmente, durante um período de seis meses, realizou-se a contagem e identificação das plântulas pertencentes a espécies arbóreas.

Coletas de solo foram realizadas de forma sistemática em cada unidade amostral, na camada superficial (até 20 cm) com coletas feitas em quatro pontos com posterior homogeneização em uma amostra.

As coletas de solo (100g) foram encaminhadas para o Laboratório de Análise de Solos do Centro de Ciências Agroveterinárias (CAV/UDESC). As variáveis químicas determinadas foram o valor de pH, potássio disponível, fósforo, cálcio trocável, magnésio trocável, alumínio trocável, matéria orgânica, capacidade de troca catiônica efetiva e saturação por bases, teor de argila e carbono orgânico, as duas últimas, variáveis físicas do solo.

A avaliação da cobertura do dossel foi realizada com auxílio de um densiômetro esférico côncavo (LEMMON, 1956).

Figura 11 – Localização das áreas nativas e das parcelas localizados, na fazenda Poço Grande, município de Ponte Alta, SC.



Fonte: Produção do próprio autor, 2016

2.3 Análise de dados

Algumas características do estrato arbóreo foram inseridas como variáveis bióticas, por representar a composição de espécies que contribuem com o cenário ecológico atual considerado fragmento-fonte. Calculou-se o índice de Shannon para a estimativa da diversidade florística (LUDWIG e REYNOLDS, 1988), área basal ($\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$) e percentagem de indivíduos zoocóricos e pioneiros por parcela. Realizou-se uma comparação de média para todas as variáveis obtidas do “local de referência” e “local em restauração”, buscando a existência de diferenças entre locais. Para isso considerou-se a natureza dos dados (paramétricos e não-paramétricos), onde foram utilizados os testes t-Student e U de Mann-Whitney na comparação de médias, e a homogeneidade de variâncias, com exceção do índice de diversidade, que foi comparado pelo teste t de Hutcheson (HUTCHESON, 1970).

Após a obtenção das 23 variáveis, estas foram submetidas a uma Análise dos Componentes Principais (*Principal Component Analysis*- PCA), de modo a visualizar a dispersão das unidades amostrais que compõem os locais, em função dos *scores* dos Componentes Principais (*Principal Component*- PC) (KENT e COKER, 1992; VALENTIN, 2012). Para saber o número de eixos a serem usados na interpretação dos resultados gerou-se um gráfico *Scree Plot*. Neste diagrama foram considerados PC significativos aqueles que sintetizam uma inercia (número de variáveis) superior ao que ocorre considerando um modelo de distribuição aleatório (*broken-stick*). A seleção das variáveis mais importantes na formação do eixo do PC1 foi verificada pelos valores de *loadings* (correlação de Pearson entre os *scores* de cada eixo e as variáveis originais), neste trabalho foram considerados valores superiores a 0,3 como significantes na análise (MCGARIGAL et al., 2000). A influência das variáveis significativas

sintetizadas no PC1, em relação a organização florístico-estrutural da comunidade arbórea dos setores foi avaliada pela Análise de Coordenadas Principais- PCoA (GOWER, 1966), onde adotou-se o critério do valor de GOF (*Goodness of fit*) aproximando-se a um (1) na tentativa de explicar uma porcentagem significativa nos eixos da análise (MAYDEU-OLIVARES e GARCÍA-FORERO, 2010). Aplicou-se a função “ordisurf” (*Fit and Plot Smooth Surfaces of Variables on Ordination*) que gerou curvas de nível representando o PC1, juntamente com a organização florístico-estrutural das unidades amostrais que compõem os setores no diagrama de ordenação. Para análise de dados foi utilizada a biblioteca Vegan, versão 2.3-0 (OKSANEN et al., 2015) e BiodiversityR, versão 2.5-4 (KINDT, 2015), do software R versão 3.2.2 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2015).

3 RESULTADOS

No “local de referência” a comunidade arbórea apresentou 39 espécies, compreendidas em 33 gêneros e 18 famílias botânicas. A família de maior riqueza específica foi Myrtaceae (8 spp.) seguido pelos gêneros *Myrcia* (3 spp.), *Myrceugenia* (2 spp.), *Ocotea* (2 spp.), *Ilex* (2 spp.) e *Casearia* (2 spp.) (Tabela 3). Ainda neste estrato, no “local em restauração”, foram amostradas 28 espécies, pertencentes a 25 gêneros e 15 famílias botânicas, onde, Lauraceae (3 spp.) foi família de maior riqueza específica e *Ilex* o gênero de maior riqueza (2 spp.), conforme Tabela 3.

A composição do estrato regenerante do “local de referência” apresentou 24 espécies, pertencentes a 19 gêneros e 12 famílias. Neste local a família de maior riqueza específica foi Myrtaceae (8 spp.), seguido dos gêneros: *Campomanesia* (2), *Myrcia* (2 spp.), *Myrsine* (2 spp.) e *Inga* (2 spp.). No “local em restauração” ocorreu a participação de 15 espécies, distribuídas em 15 gêneros e 14 famílias, sendo Lauraceae (2

spp.) a família de maior riqueza específica. Ao considerar a composição florística do banco de sementes do solo, *Mimosa scabrella* Benth. foi a única espécie regenerante encontrada.

Tabela 3 - Florística do estrado arbóreo e regenerante, do “local de referência” (REF) e “local em restauração” (RES) seguido pela presença (+) ou ausência (-) da espécie em cada um dos locais, levantamento realizado em Ponte Alta, SC. Onde: GE= grupo ecológico e SD= síndrome de dispersão.

| Família | Espécie | Arbóreo | | Regenerante | | GE | SD |
|---------------|---|---------|-----|-------------|-----|-----|-----|
| | | REF | RES | REF | RES | | |
| Anacardiaceae | <i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi | + | - | - | - | Sei | Zoo |
| Aquifoliaceae | <i>Ilex microdonta</i> Reissek | - | - | - | + | Sei | Zoo |
| | <i>Ilex paraguariensis</i> A. St. Hill. | + | + | + | - | Pio | Zoo |
| | <i>Ilex theezans</i> Mart. ex Reissek | + | + | - | - | Sei | Zoo |
| | <i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze | + | - | - | - | Pio | Zoo |
| Arecaceae | <i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman | - | - | + | - | Sei | Zoo |
| Asteraceae | <i>Piptocarpha angustifolia</i> Dusén ex Malme | + | + | - | + | Pio | Ane |
| | <i>Symphopappus compressus</i> (Gardner) B.L.Rob. | - | + | - | - | Pio | Ane |
| | <i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H.Rob. | + | + | - | - | Pio | Ane |
| Bignoniaceae | <i>Jacaranda puberula</i> Cham. | - | + | - | + | Pio | Aut |
| Cannabaceae | <i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg. | - | - | - | + | Sei | Zoo |
| Clethraceae | <i>Clethra scabra</i> Pers. | + | + | - | + | Pio | Aut |
| Cunoniaceae | <i>Weinmannia paulliniifolia</i> Pohl ex Ser. | - | - | + | - | Sei | Aut |
| Cyatheaceae | <i>Alsophila setosa</i> Kaulf. | + | + | - | - | Cli | |
| Dicksoniaceae | <i>Dicksonia sellowiana</i> Hook. | + | + | + | + | Cli | Ane |
| Euphorbiaceae | <i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll. Arg. | + | + | - | | Sei | Aut |

Continua (...)

Continuação (...)

| Família | Espécie | Arbóreo | | Regenerante | | GE | SD |
|-----------|--|---------|-----|-------------|-----|-----|-----|
| | | REF | RES | REF | RES | | |
| Fabaceae | <i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton | + | - | + | + | Sei | Ane |
| | <i>Inga lentiscifolia</i> Benth. | + | - | + | - | Sei | Zoo |
| | <i>Inga virescens</i> Benth. | - | - | + | - | Sei | Zoo |
| | <i>Mimosa scabrella</i> Benth. | + | + | - | - | Pio | Aut |
| Lauraceae | <i>Cinnamomum amoenum</i> (Nees) Kosterm. | + | - | - | - | Sei | Zoo |
| | <i>Cinnamomum glaziovii</i> (Mez) Kosterm | - | + | - | - | Cli | Zoo |
| | <i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez | + | - | - | - | Set | Zoo |
| | <i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees | + | + | - | + | Pio | Zoo |
| | <i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez | + | - | - | - | Pio | Zoo |
| | <i>Nectandra lanceolata</i> Nees | + | + | - | - | Sei | Zoo |
| | <i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez | - | - | - | + | Sei | Zoo |
| Meliaceae | <i>Cedrela fissilis</i> Vell. | + | + | - | - | Sei | Ane |
| Myrtaceae | <i>Calyptanthes concinna</i> DC. | + | - | + | - | Sei | Zoo |
| | <i>Campomanesia rhombea</i> O.Berg | - | - | + | - | Sei | Zoo |
| | <i>Campomanesia xanthocarpa</i> Mart. ex O. Berg | + | - | + | - | Sei | Zoo |
| | <i>Eugenia pluriflora</i> DC. | - | - | + | - | Sei | Zoo |
| | <i>Eugenia subterminalis</i> DC. | + | - | - | - | Sei | Zoo |
| | <i>Myrcia hatschbachii</i> D.Legrand | + | - | + | - | Sei | Zoo |
| | <i>Myrcia palustris</i> DC. | + | - | - | - | Sei | Zoo |
| | <i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC. | + | + | - | - | Sei | Zoo |

Continuação (...)

| Família | Espécie | Arbóreo | | Regenerante | | GE | SD |
|---------------|--|---------|-----|-------------|-----|-----|-----|
| | | REF | RES | REF | RES | | |
| | <i>Myrceugenia miersiana</i> (Gard.) D. Legrand & Kausel | + | - | + | - | Sei | Zoo |
| | <i>Myrceugenia myrcioides</i> (Cambess.) O.Berg | + | - | - | - | Cli | Zoo |
| | <i>Myrtaceae</i> sp1 | - | - | + | - | - | - |
| Indeterminada | Não identificada 1 | + | - | - | - | - | - |
| Indeterminada | Não identificada 2 | + | - | - | - | - | - |
| Pinaceae | <i>Pinus taeda</i> L. | - | + | - | - | Pio | Ane |
| Primulaceae | <i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult. | + | + | + | - | Pio | Zoo |
| | <i>Myrsine lorentziana</i> (Mez) Arechav. | - | - | + | + | Sei | Zoo |
| Proteaceae | <i>Roupala montana</i> Aubl. | - | + | - | - | Sei | Ane |
| Rhamnaceae | <i>Rhamnus sphaerosperma</i> Sw. | - | - | - | + | | |
| Rosaceae | <i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb. | - | - | - | + | Sei | Zoo |
| Rutaceae | <i>Zanthoxylum</i> sp. | - | - | - | + | Sei | Zoo |
| Salicaceae | <i>Banara tomentosa</i> Clos | - | - | + | + | Set | Zoo |
| | <i>Casearia decandra</i> Jacq. | + | + | + | - | Sei | Zoo |
| | <i>Casearia obliqua</i> Spreng. | + | - | - | - | Sei | Zoo |
| Sapindaceae | <i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl. | + | - | + | - | Sei | Zoo |
| | <i>Cupania vernalis</i> Cambess | + | - | - | - | Set | Zoo |
| | <i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk. | + | + | + | + | Sei | Zoo |
| Solanaceae | <i>Aureliana fasciculata</i> (Vell.) Sendtn. | + | + | - | - | Pio | Zoo |
| | <i>Cestrum corymbosum</i> Schtdl. | - | + | - | - | Pio | Zoo |
| | <i>Solanum</i> sp1. | - | - | + | - | Pio | Zoo |

(Conclusão)

| Família | Espécie | Arbóreo | | Regenerante | | GE | SD |
|--------------|---------------------------------------|---------|-----|-------------|-----|-----|-----|
| | | REF | RES | REF | RES | | |
| Solanaceae | <i>Solanum pseudoquina</i> A. St.Hill | - | + | - | - | Pio | Zoo |
| | <i>Solanum variabile</i> Mart. | + | + | - | - | Sei | Zoo |
| Styracaceae | <i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn. | + | - | + | - | Sei | Zoo |
| | <i>Myrtaceae</i> sp1 | - | - | + | - | - | - |
| Symplocaceae | <i>Symplocos tenuifolia</i> Brand | + | + | - | - | Sei | Zoo |
| Winteraceae | <i>Drimys brasiliensis</i> Miers | + | - | - | - | Set | Zoo |

Legenda: Pio= pioneiro; Sei= secundário inicial; Set= secundário tardio; Cli= clímax; Ane=anemocóricos; Aut= autocóricos; Zoo= zoocóricos. Fonte: Produção do próprio autor, 2016

Os valores médios de abundância das espécies arbóreas zoocóricas (Zoo), diversidade de arbóreas (H.Arb), riqueza de arbóreas, potássio disponível (K) e carbono orgânico (CO), foram superiores no “local de referência”. Já o valor médio da percentagem de argila (Arg) foi inferior nestes ambientes. As demais variáveis bióticas e abióticas avaliadas não apresentaram diferença em seus valores médios (Tabela 4).

Tabela 4 - Variáveis analisadas seguido do teste de médias, Floresta Ombrófila Mista, Ponte Alta, SC.

| Sigla | Variáveis | Referência <i>Média ± desvio padrão</i> | Restauração | <i>p</i> |
|--|--|--|-------------|---------------------|
| <i>Variáveis não-paramétricas (teste U Mann-Whitney)</i> | | | | |
| Arb.Arb | abundância de arbóreas (n° ind.) | 22,6 ± 7,9 | 20,5 ± 11,6 | 0,925 ^{ns} |
| G | área basal de arbóreas (m²/ha) | 31,4 ± 19,5 | 18,8 ± 10,3 | 0,143 ^{ns} |
| CTCef | capacidade de troca catiônica efetiva (cmol _c .dm³) | 5,5 ± 1,6 | 6,7 ± 1,8 | 0,196 ^{ns} |
| Zoo | abundância de arbóreas zoocóricas (%) | 63,2 ± 21,4 | 26,9 ± 16,7 | 0,003* |
| <i>Variáveis paramétricas (teste t)</i> | | | | |
| H.arb | H' arbóreas (nats. ind ⁻¹) (teste t de Hutcheson) | 1,9 ± 0,4 | 1,4 ± 0,4 | <0,001* |
| CobGra | cobertura por <i>Ocellochloa rudis</i> (%) | 30,2 ± 29,6 | 41,1 ± 36,6 | 0,474 ^{ns} |
| pH | potencial hidrogênionico (cmol _c .dm³) | 3,5 ± 1,1 | 3,8 ± 0,3 | 0,366 ^{ns} |
| hGra | altura média <i>Ocellochloa rudis</i> (cm) | 23,5 ± 20,1 | 40,8 ± 51,3 | 0,333 ^{ns} |
| Taq | ocupação por <i>Merostachys multiramea</i> (%) | 24,5 ± 24,5 | 30,3 ± 36,1 | 0,682 ^{ns} |
| RiqArb | riqueza de arbóreas (n° spp.) | 9,3 ± 2,6 | 6,3 ± 2,7 | 0,022* |
| RiqReg | riqueza regenerantes (n° spp.) | 3,6 ± 3,2 | 2,4 ± 1,8 | 0,314 ^{ns} |
| AbuReg | abundância regenerantes (n° ind.) | 5,6 ± 6,0 | 3,1 ± 2,5 | 0,239 ^{ns} |
| AbDos | abertura do dossel (%) | 7,4 ± 4,9 | 23,0 ± 30,1 | 0,139 ^{ns} |
| K | potássio disponível (mg/dm³) | 0,8 ± 0,2 | 0,4 ± 0,1 | <0,001* |
| Ca | cálcio trocável (cmol _c .dm³) | 0,8 ± 0,8 | 0,4 ± 0,3 | 0,197 ^{ns} |
| Mg | magnésio trocável (cmol _c .dm³) | 1,0 ± 2,1 | 0,2 ± 0,2 | 0,246 ^{ns} |
| Al | alumínio trocável (cmol _c .dm³) | 4,5 ± 1,6 | 5,7 ± 19 | 0,147 ^{ns} |

Continua (...)

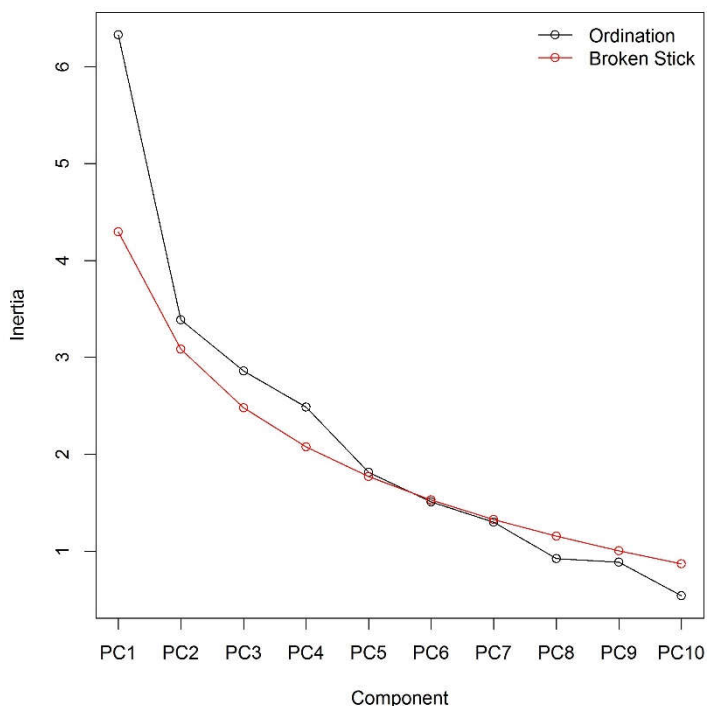
(Conclusão)

| Sigla | Variáveis | Referência <i>Média± desvio padrão</i> | Restauração | <i>p</i> |
|--------|---|---|-------------|---------------------|
| CO | carbono orgânico (mg/dm ³) | 1,5± 0,3 | 1,0± 0,2 | 0,002* |
| SB | saturação por bases (%) | 5,7± 3,1 | 3,4± 2,3 | 0,070 ^{ns} |
| MO | matéria orgânica (%) | 1,5± 0,3 | 1,8± 0,4 | 0,131 ^{ns} |
| Pio | abundância de arbóreas pioneiras (%) | 26,5± 22,8 | 80,6± 26,1 | 0,691 ^{ns} |
| AbuBan | abundância do banco de sementes (n° ind.) | 0,4± 1,0 | 0,4± 0,7 | 0,930 ^{ns} |
| Arg | argila (%) | 23,1± 3,8 | 28,7± 5,5 | 0,010* |

Legenda: *p*= probabilidade do teste; ns= não significativo; *=significativo. Fonte: Produção do próprio autor, 2016.

De acordo com o gráfico *scree-plot* considera-se segura a interpretação da ordenação PCA até o PC4 (Figura 12), a partir deste valor presume-se que o comportamento pode ser o mesmo de uma distribuição aleatória ou *broken-stick*.

Figura 12 – Gráfico *scree-plot* da análise dos componentes principais (*Principal Component Analysis-PCA*), levantamento realizado na Floresta Ombrófila Mista, Ponte Alta-SC.



Fonte: Produção do próprio autor, 2016.

Optou-se por utilizar até o segundo PC que explicou uma proporção acumulada de 42% da variação total dos dados (Tabela 5).

Tabela 5 - Autovalores, proporção explicada e acumulada, da variação total (inércia total = 23 variáveis) até o quarto componente principal, valores da correlação entre fatores e as variáveis.

| | PC1 | PC2 | PC3 | PC4 |
|---------------------|--------|--------|--------|--------|
| Autovalores | 6,3288 | 3,3868 | 2,8615 | 2,4857 |
| Proporção explicada | 0,2752 | 0,1472 | 0,1244 | 0,1081 |
| Proporção acumulada | 0,2752 | 0,4224 | 0,5468 | 0,6549 |

Fonte: Produção do próprio autor, 2016.

O PC1 foi responsável por uma proporção explicada de aproximadamente 28% da variação dos dados ao considerar a inércia total (23 variáveis), ou seja, sintetizando praticamente sete variáveis. Neste eixo, considera-se a variável significativa o H' arbóreas (H.arb), que apresentou um valor de *loading* considerado significativo (Tabela 6). Observa-se a formação de um gradiente de diversidade da composição arbórea com diferenças significativas entre os locais ($p= 0,0009$), o que evidencia a setorização (Figura 13).

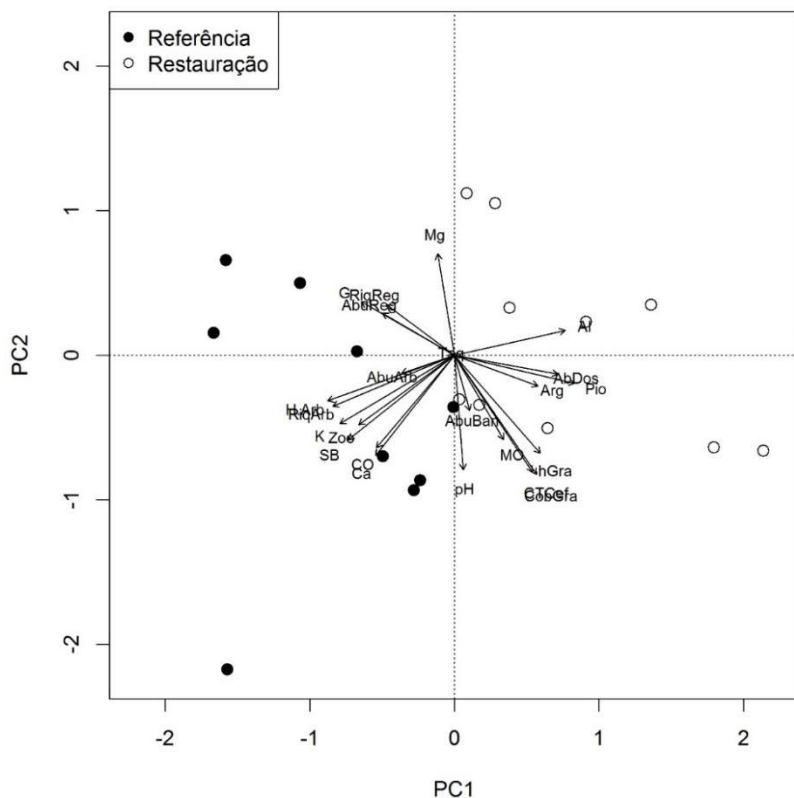
Tabela 6 - Valores de *loadings* das variáveis significativas (*), para cada *Principal componente* (PC) avaliado.

| Variáveis analisadas | <i>Loadings</i> | |
|----------------------|-----------------|------------|
| | PC1 | PC2 |
| H.arb | -0,311528* | -0,131374 |
| pH | 0,021696 | -0,328985* |
| CobGra | 0,201753 | -0,342586* |
| CTCef | 0,191843 | -0,335250* |

Legenda: *Loadings*= correlação de Pearson entre os scores de cada eixo e as variáveis originais, H.arb= índice de diversidade de Shannon arbóreas, pH= potencial hidrogênionico, CobGra= cobertura por *Ocellochloa rudis*, CTCef= capacidade de troca catiônica efetiva, Fonte: Produção do próprio autor, 2016.

No PC2 ocorreu uma explicação de 14% da variação total dos dados, onde foram sintetizadas aproximadamente quatro variáveis. Neste eixo, de acordo com os valores de *loading* considerou-se como variáveis significativas: pH, CobGra e CTCef. Demonstrando um gradiente significativo da ocupação por gramínea, nos locais com elevados valores de pH e CTCef. No entanto, não existe uma associação com a setorização, que pode ser visualizado pela inexistência de um padrão de substituição das unidades amostrais dos setores no eixo 2. Porém considera-se haver uma maior associação com algumas parcelas do setor restauração, pela localização dos vetores na ordenação (Figura 13).

Figura 13 – Análise dos Componentes principais (*Principal Component Analysis-PCA*) com as variáveis bióticas e abióticas avaliadas representada nos vetores, e as parcelas, levantamento realizado na Floresta Ombrófila Mista, fazenda Poço Grande, Ponte Alta-SC.

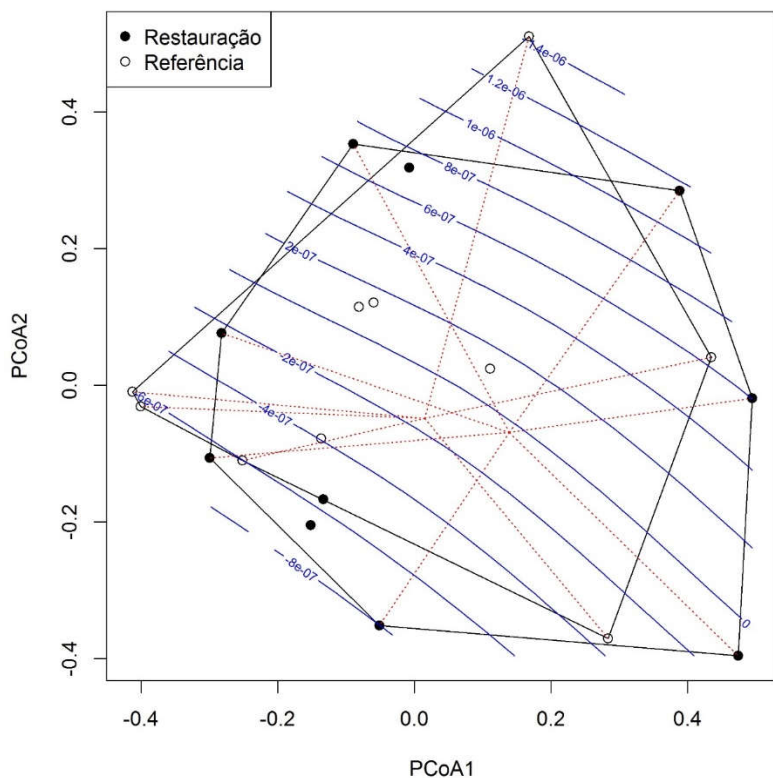


Legenda: potencial hidrogênionico (pH), potássio disponível (K), cobertura por *Ocellochloa rudis* (CobGra), matéria orgânica (MO), ocupação por *Merostachys multiramea* (Taq), alumínio trocável (Al), cálcio trocável (Ca), magnésio trocável (Mg), abertura do dossel (AbDos), capacidade de troca catiônica efetiva (CTCef), altura de *Ocellochloa rudis* (hGra), saturação por bases (SB), carbono orgânico (CO), abundância regenerantes (AbuReg), riqueza regenerantes (RiqReg), riqueza de arbóreas (RiqArb), abundância de arbóreas (AbuArb), índice de diversidade de Shannon arbóreas (H.arb), área basal de arbóreas (G), abundância de arbóreas pioneiras (Pio),

abundância de arbóreas zoocóricas (Zoo), argila (Arg) e abundância do banco de sementes (AbuBan). Fonte: Produção dos próprios autores, 2016.
Fonte: Produção do próprio autor, 2016.

A análise PCoA gerada a partir dos valores obtidos no PC1 e com a organização florístico-estrutural das unidades amostrais, indicou diferença na localização dos centroides, e uma pequena distância entre os setores (Figura 14). No entanto, os locais possuem uma composição florístico-estrutural semelhante. Na análise PCoA o valor de “GOF” utilizado foi de 0,99, o que indica que a porcentagem de explicação de todos os eixos foi significativa.

Figura 14 – Análise de Coordenadas Principais (*Principal Coordinate Analysis- PCoA*), levantamento realizado na Floresta Ombrófila Mista, fazenda Poço Grande, Ponte Alta-SC.



Nota: As linhas azuis plotadas indicam um gradiente de diversidade, que sintetiza o índice de diversidade de Shannon de arbóreas (H_{arb}), variável significativa do PC1, plotado por meio de curvas de aproximação, formadas pela ferramenta *Ordisurf* do programa R, juntamente com a composição florístico-estrutural das parcelas, Fonte: Produção do próprio autor, 2016.

4 DISCUSSÃO

Observou-se composição florística distinta entre o “local de referência” e o “local em restauração”. Destaca-se que as famílias amostradas, em ambos os locais comumente ocupam as primeiras posições em relação a riqueza específica na FOM (KLEIN, 1960). Myrtaceae foi destaque no “local de referência” em ambos os estratos (arbóreo e regenerante). Trata-se de uma família comumente descrita pela elevada riqueza específica nesta tipologia (SCHAAF et al., 2006; KLAUBERG, et al., 2010; FERREIRA et al., 2013, HIGUCHI et al., 2014). No “local em restauração” Lauraceae foi a família de maior riqueza específica, considerada comum no estrato arbóreo da FOM, corroborando com citações de Reitz et al. (1978). A contribuição de espécies de estágios sucessionais iniciais nos “locais em restauração” foi expressiva, caracterizando sua importância na estruturação inicial da floresta.

Mimosa scabrella foi a única espécie amostrada no banco de sementes do solo, caracterizando um ambiente com dificuldades em estabelecer o fluxo de propágulos. Em estudo realizado por Caldato et al. (1996), na mesma tipologia, *M. scabrella* foi a espécie mais importante na composição do banco de sementes. De acordo com Holl (2013) o histórico de uso da área influencia no potencial de riqueza e diversidade de espécies que formam o banco de sementes no solo. Sendo que pode apresentar-se pobre em locais onde a vegetação foi suprimida e manejada por longos períodos. Alguns autores consideram que durante a sucessão de uma floresta secundária, o banco de plântulas detém maior importância do que os diásporos externos, oriundos da chuva de sementes e das sementes presentes no banco de sementes do solo (UHL et al., 1981; DENSLOW, 1987; ARAÚJO et al., 2001). Entretanto, é importante destacar que a ausência de propágulos impedirá a

formação do banco plântulas e consequentemente não permitirá o avanço sucessional. De acordo com Chami et al. (2011) em um estudo desenvolvido nesta fitofissionomia, o banco de sementes do solo não possuía potencial florístico para substituir as espécies presentes na comunidade arbórea, uma vez que o banco de sementes era composto por algumas pioneiras típicas como *M. scabrella*. Bekker et al. (2001) mencionam que o banco de sementes apresenta modificações em seus processos na comunidade, com substituição de espécies e dinâmica no acúmulo de sementes.

Os fragmentos “local de referência” são importantes na dinâmica dos “locais em restauração”, principalmente por apresentar variáveis bióticas superiores, entre elas a abundância de arbóreas zoocóricas (Zoo), diversidade de arbóreas (H.Arb) e riqueza de arbóreas (RiqArb). Sabe-se que o predomínio da dispersão zoocórica auxilia na preservação e sucessão dos ambientes, pois possibilita maior interação com a fauna (LIEBSCH e ACRA, 2007). Além disso, estes locais por apresentarem maior riqueza e diversidade no estrato arbóreo podem servir como fontes de propágulos para a regeneração natural e, consequentemente início do processo sucessional (PARKER e PICKET, 1999).

Com relação as variáveis abióticas, o valor de potássio disponível (K) pode ser considerado muito baixo, conforme aos valores amostrados por Morales et al. (2010), para os solos do planalto catarinense. Em relação ao carbono orgânico (CO), este elemento concentra-se preferencialmente na superfície do solo (MORALES et al., 2012), sendo que em florestas de *Pinus* da região Sul do Brasil, tem-se observado maiores acúmulos de resíduos orgânicos, ao relacionar com às florestas nativas, principalmente, oriundo da dificuldade de decomposição da fitomassa (TREVISAN et al., 1987). No “local em restauração” por ter passado por ciclos de plantios, eram esperados maiores valores de CO, pelo acúmulo de resíduos proveniente dos resíduos culturais da floresta de *Pinus*. Sendo provável que

após o corte raso foram coletados de resíduos para produção de biomassa. Ao considerar a percentagem de argila (Arg) os “locais em restauração” apresentaram valores superiores.

Em relação ao gradiente formado no PC1 pelo valor H' arbóreas (H.arb) entre o “local de referência” e “local em restauração” considera-se que a composição de espécies varia de forma previsível ao longo de um gradiente ambiental ou sucessional (Ashton, 1989). Neste trabalho, o gradiente sucessional possivelmente esteja relacionado a variação das características ambientais. Como observado por Liebsh et al. (2007), que ao relacionar o tempo de sucessão das florestas, concluíram que em florestas estabelecidas ocorrem “ganhos” na florística e estrutura.

A ocupação pela gramínea *Ocellochloa rudis* ocorre preferencialmente nos locais com maiores valores de pH e CTCef, evidenciando um gradiente de ocupação por *Ocellochloa rudis* em locais de solos férteis. Este gradiente associa-se principalmente com algumas unidades amostrais do “local em restauração”, mas não formou uma diferença evidente no eixo que sintetiza o PC2. Gramíneas, de maneira geral, são capazes de formar uma densa camada de biomassa, dificultando a passagem de luminosidade na superfície do solo, podendo impedir os processos de germinação e o recrutamento de espécies nativas presentes no banco de sementes (HUGHES e VITOUSEK, 1993). Também pode dificultar a chegada de propágulos provenientes da chuva de sementes ao solo, tornando-se uma barreira física. Por outro lado, sua presença pode atuar como cobertura do solo, diminuindo os efeitos negativos da falta de proteção dos solos, diminuindo a erosão e lixiviação.

De acordo com os vetores obtidos na análise PCA (Figura 13), fica evidente a máxima angulação formada entre os vetores CobGra com a AbuReg/ RiqReg o que sugere uma influência quanto a presença da gramínea. *O. rudis* que é uma

espécie ruderal nativa, comumente visualizada na vegetação da região do planalto catarinense. É uma espécie que de acordo com Pastore et al. (2010), faz parte de um grupo de plantas que desempenham papel na sucessão ecológica, auxiliando no estabelecimento da vegetação secundária em áreas degradadas ou clareiras decorrentes de impactos naturais ou antrópicos. Considera-se que por este motivo a espécie pode ter relação com locais que apresentam solos mais férteis e menos ácidos. Esta característica provavelmente auxilia no estabelecimento das espécies arbóreas, ao considerar uma escala temporal, promovendo a chegada de espécies mais exigentes. Esta gramínea é comumente tanto no interior das florestas quanto nas bordas (ZULOAGA e SENDULSKY, 1988; MOTA e OLIVEIRA, 2011), fato confirmado neste estudo, pela espécie não apresentar uma relação evidente com a abertura do dossel (Figura 13).

A semelhança florístico-estrutural entre os locais, ao plotar curvas de nível considerando o gradiente H.arb é um fator favorável a restauração passiva dos “locais em restauração”. Apesar da diferença na diversidade da comunidade arbórea entre locais, a composição de espécies da comunidade arbórea ocorre de maneira semelhante entre os ambientes.

5 CONCLUSÃO

As famílias Myrtaceae “local de referência” e Lauraceae “local em restauração” seguem o padrão frequentemente encontrado como famílias de maior riqueza específica na FOM.

Existe uma possível falha na chegada de propágulos que fica evidenciada pela ausência de diversidade no banco de sementes do solo, com participação exclusiva de *Mimosa scabrella*, possibilidade que deve ser investigada com trabalho específico.

O “local de referência” apresentou maiores valores para abundância de arbóreas zoocóricas (Zoo), diversidade de arbóreas (H.Arb), riqueza de arbóreas (RiqArb), potássio disponível (K) e carbono orgânico (CO), e menores valores de argila (Arg), comparativamente, com o “local em restauração”.

Considera-se após a ordenação PCA um gradiente de diversidade na comunidade arbórea (H.Arb), com valores inferiores nos “local em restauração”, possivelmente reflexo dos distintos estádios sucessionais entre os locais.

A cobertura por gramínea *Ocellochloa rudis* ocorre preferencialmente em locais com maiores valores de pH e CTCef, com indícios de atuação no estrato regenerante. Considera-se que *Ocellochloa rudis* seja responsável pela formação de uma densa camada de biomassa, atuando na diminuição dos efeitos negativos da falta de proteção do solo, mas ao mesmo tempo, dificultando a chegada de propágulos pela chuva de semente, e a passagem de luz até o solo dificultando a germinação.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVARES, C.A.; LUIZ, S. J.; SENTELHAS, P.C.;
GONÇALVES, J.L.M; SPAROVEK, G. Köppen’s climate
classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**,
Alemanha, v. 22, n. 6, p. 711-728, jan. 2014.

ARAÚJO, M. M.; OLIVEIRA, F. de A.; VIEIRA, I. C. G.;
BARROS, P. L. C. de.; LIMA, C. A. T. de. Densidade e
composição florística do banco de sementes do solo de
florestas sucessionais na região do Baixo Rio Guamá,
Amazônia Oriental. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 59, p.
115-130, jun. 2001.

ASHTON, P. S. Species richness in tropical forests. In: HOLM-NIELSEN, L.B.; NIELSEN, I.C.; BALSLEV (eds.) **Tropical Forests- botanical dynamics, speciation and diversity**, London: Academic Press, 1989.

BAYLÃO JUNIOR, H. F.; VALCARCEL, R.; NETTESHEIM, F. C. Fatores do meio físico associados ao estabelecimento de espécies rústicas em ecossistemas perturbados na mata atlântica, Piraí, RJ– Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 23, n. 3, p. 305-315, jul/set. 2013.

BEKKER, REM; VERWEIJ, GL; BAKKER, JP; FRESCO, LFM. Soil seed bank dynamics in hayfield succession. **Journal of Ecology**, n. 88, p. 594-607, 2000.

BRANCALION, P. H. S.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; KAGEYAMA, A.G.; GANDARA, L.M.; BARBOSA, L.M. et al. Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de florestas tropicais biodiversas. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 34, p. 455-70, mai/jun. 2010.

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

CAMPELLO, E.F.C. Sucessão vegetal na recuperação de áreas degradadas. In: DIAS, L.E.; GRIFFITH, J.J., eds.

Recuperação de áreas degradadas. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 1998.

CHAMI, L.B.; ARAUJO, M. M.; LONGHI, S. J.; KIELSE, P.; LÚCIO, A. D. Mecanismos de regeneração natural em diferentes ambientes de remanescente de Floresta Ombrófila Mista, São Francisco de Paula, RS. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 41, n. 2, p. 251-259, fev. 2011.

DARONCO, C.; MELO, A.; GALVÃO C. de; DURINGAN, G. Ecossistemas em restauração versus ecossistema de referência: estudo de caso da comunidade vegetal de mata ciliar em região de Cerrado, Assis, SP, Brasil. **Revista Hoehnea**, São Paulo, v.40, n. 3, p. 485-498, set. 2013.

DENSLOW, J. S. Tropical rain forest gaps and tree species diversity. **Annu. Rev. Ecol. Syst.**, v. 18, p. 431-451, 1987.

FARIA, H. H.; SÉRGIO, F. C.; GARRIDO, M. A. O. Recomposição da vegetação ciliar integrada à conservação de microbacia. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 21, p.1-22, 2001.

FERREIRA, P.I. **Caracterização do componente arbóreo de áreas de preservação permanente em reflorestamentos de espécies exóticas como subsídio para restauração.** Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) —Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2011.

FERREIRA, P.I.; GOMES, J. P.; BATISTA, F.; BERNARDI, A. P.; COSTA, N. C. F. da; BORTOLUZZI, R.L. da C. et al. Espécies Potenciais para Recuperação de Áreas de Preservação Permanente no Planalto Catarinense. **Revista Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro, v. 20, n. 2, p. 173-82, abr/jun. 2013.

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

FOURNIER, L.A. Un método cuantitativo para la medición de características fenológicas en árboles. **Turrialba**, v. 24, p. 422-423, 1974.

GIEHL, E. L. H., ATHAYDE, E. A., BUDKE, J. C., GESING, J.P.A.; EINSIGER, S. M.; CANTO-DOROW, T.S. Espectro e distribuição vertical das estratégias de dispersão de diásporos do componente arbóreo em uma floresta estacional no sul do Brasil. **Acta botanica brasílica**, São Paulo, v.21, n. 1, p. 137-145, jan/mar. 2007.

GOWER, J.C. Some distance properties of latent root and vector methods used in multivariate analysis. **Biometrika**, v. 53, p. 325-338, 1966.

HIGUCHI, P.; SILVA, A.C.; RECH, T.D.; BENTO, M.A.; BUZZI-JUNIOR, F; SALAMI, B. et al. Heterogeneity of tree species communities along edge gradients in fragments of Araucaria Forest in Southern Brazil. **Australian Journal of Basic and Applied Sciences**, Austrália, v. 16, p. 64-698, out. 2014.

HOLL KD. Restoring Tropical Forest. **Nature Education Knowledge**, v.4, n.4, 2013.

HUGHES, R.F.; VITOUSEK, P.M. Barriers to shrub reestablishment following fire in the seasonal submontane zone of Hawai'i. **Oecologia**, v. 93, p. 557-563, abr. 1993.

HUTCHESON, K. A Test for Comparing Diversities based on the Shannon Formula. **Journal of Theoretical Biology**, v. 29, p. 151-154, out. 1970.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. 2ªed revisada e ampliada, 2012, 271p.

KENT, M.; COKER, P. **Vegetation description and analysis**. A practical approach. Chichester: John Wiley & Sons, 1992, 14p.

KINDT, R. Community Ecology and Suitability Analysis. R Package version 2.5-4: Package: BiodiversityR. R Development Core Team. 2015. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, versão 3.2.2, 2015.

KLAUBERG, C.; PALUDO, G.F.; BORTOLUZZI, R.L. da C.; MANTOVANI, A. Florística e estrutura de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista no Planalto Catarinense. **Biotemas**, Florianópolis, v. 23, n. 1, p.35-47, mar. 2010.

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

LEMMON, P. A spherical densiometer for estimating forest overstory density. **Forest Science**, Bethesda, v. 2, n. 1, p. 314-320, jan. 1956.

LIEBSCH, D.; ACRA, L.A. Síndromes de dispersão de diásporos de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista em Tijucas do Sul, PR. **Revista Acadêmica: Ciência Animal**, Curitiba, v. 5, n. 2, p. 167-175, abr/jun. 2007.

LIEBSCH, D.; GOLDENBERG, R.; MARQUES, M.C.C. Florística e estrutura de comunidades vegetais em uma cronossequência de Floresta Atlântica no estado do Paraná,

Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Belo Horizonte, v. 21, n. 4, p.983-992, 2007.

LUDWIG, J.A.; REYNOLDS, J.F. **Statistical ecology**. New York: John Wiley, 1988, 337p.

MAGNAGO, L. F. S.; MARTINS, S. V.; VENZKE, T. S.; IVANAUSKAS, N.M. Os processos e estágios sucessionais da mata atlântica como referência para a restauração florestal. In: **Restauração Ecológica de Ecossistemas Degradados**. 1ª ed. Viçosa: UFV, 2012.

MARTINS, S. V. **Recuperação de matas ciliares**. Viçosa, MG: Aprenda Fácil, 2001. 146p.

MARTINS, S.V.; MIRANDA NETO, A.; RIBEIRO, T.M. Uma abordagem sobre diversidade e técnicas de restauração ecológica. In: MARTINS, S. V. (Ed.) **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Viçosa: Editora UFV, 2012.

MAYDEU-OLIVARES, A.; GARCÍA-FORERO, C. Goodness of fit testing. In: PETERSON, P.; BAKER, E.; MCGAW, B. (Eds). **International Encyclopedia of Education**, 3ed., Oxford: Elsevier, 2010.

MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S. A.; STAFFORD, S. G. **Multivariate Statistics for Wildlife and Ecology Research**. New York: Springer-Verlag, 2000, 283p.

MOBOT- Missouri Botanical Garden: **Trópicos**. 2014. Disponível em: <<http://www.tropicos.org/Home.aspx>>. Acesso em: 07 junho 2016.

MORALES, C.A.S.; ALBUQUERQUE, J. A.; ALMEIDA J. A.; MARANGONI, J. M. ; STAHL, J. ; CHAVES D. M.

Qualidade do solo e produtividade de *Pinus taeda* no planalto catarinense. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 20, n. 4, p. 629-640, out/dez. 2010.

MORALES, C.A. S.; ALBUQUERQUE, J. A.; SAMPIETRO, J. A.; MORALES, B. P.; ALMEIDA, J. A. de. Carbono orgânico e atributos químicos do solo em florestas de *Pinus taeda*. **Scientia Plena**, local, v. 8, n. 4, p. 1-8, 2012.

MOTA, A. C; OLIVEIRA, R.P. Poaceae de uma área de floresta montana no sul da Bahia, Brasil: Chloridoideae e Panicoideae. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v.62, n.3, p. 515-545, jul/set. 2011.

OKSANEN J., BLANCHET F. G., KINDT R., LEGENDRE P., MINCHIN P. R., O'HARA R. B., et al. **Vegan: Community Ecology Package**. R package version 3.2.2, 2015.

PARKER, V.T.; PICKET, S.T.A. Restoration as an ecosystem process: implications of the modern ecological paradigm. In:

URBASKA, K.M.; WEBB, N.R.; EDWARDS, P.J. (Eds). **Restoration and Sustainable Development**. Cambridge: Cambridge University Press, 1999.

PASTORE, M.; RODRIGUES, R.S.; SIMÃO-BIANCHINI, R.; FILGUEIRAS, T. DE S. **Plantas exóticas invasoras na Reserva Biológica do Alto da Serra de Paranapiacaba, Santo André – SP: guia de campo**- São Paulo: Instituto de Botânica, 2012, 47p.

R Core Team. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. Vienna, 2015

REITZ, P.R. **Flora Ilustrada Catarinense**. Itajaí; 1971.

REITZ, P.; KLEIN, R.M.; REIS, A. **Projeto Madeira- Santa Catarina**. Herbário Barbosa Rodrigues, Florianópolis: Lunardelli. 1978, 320 p.

ROBERTS, H.A. **Seed banks in the soil. Advances in Applied Biology**, Cambridge: Academic Press, v.6, 1981. 55p.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S.; BRANCALION, P.H.S. **Restauração florestal**. São Paulo: Editora Oficina de Textos, 2015, 432p.

RONDON NETO, R.M.; WATZLAWICK L. F.; CALDEIRA, M. V. Diásporos das espécies arbóreas de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista. **Revista Ciências Exatas e Naturais**, Curitiba, v. 3, n. 2, 2001.

RYDGREN, K.; HALVORSEN, R.; AUESTAD, I.; HAMRE, N. Ecological Design is More Important Than Compensatory Mitigation for Successful Restoration of Alpine Spoil Heaps. **Restoration Ecology**, Washington, v. 21, n.1, p. 17- 25, jan. 2013.

SANTOS, K.F.; FERREIRA, T.S.; HIGUCHI, P.; SILVA, A.C.; VANDRESEN, P.B.; COSTA, A. 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, jan/mar. 2015

SCHAAF, L.B.; FIGUEIREDO FILHO, A.; GALVÃO, F.; SANQUETTA, C.R.; LONGHI, S.J. Modificações florístico-estruturais de um remanescente de Floresta Ombrófila Mista

Montana no período entre 1979 e 2000. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 16, n. 3, p. 271-291, 2006.

SUDING, K.N.; HOBBS, R.J. Threshold models in restoration and conservation: A developing framework. **Trends in Ecology and Evolution**, Cambridge, v.24, n.15, p. 271–279, mai. 2009.

TREVISAN, E.; REISSMANN, C.B.; KOEHLER, C.W.; LIMA, J.M.J.C. Morfologia dos horizontes orgânicos acumulados sob povoamento de *Pinus taeda* L. em três sítios distintos. **Revista do Setor de Ciências Agrárias**, Curitiba, v.9, n.1/2, p.59-62, 1987.

UHL, C.; CLARK, K.; CLARK, H.; MURPHY, P. Early plant succession after cutting and burning in the upper Rio Negro region of the Amazonian Basin. **Journal of Ecology**, Londres, v.69, n.2, p.631-649, jul. 1981.

UHL, C.; BUSCHBACHER, R.; SERRÃO, A. Abandoned pastures in Eastern Amazônia: 1- patterns of plant succession. **Journal of ecology**, Londres, v.75, n.3, p.663-681, set. 1988.

VALENTIN, J. **Ecologia Numérica: Uma Introdução à Análise Multivariada de Dados Ecológicos**. Rio de Janeiro: Interciência, 2012, 154p.

ZULOAGA, F. O.; SENDULSKY, T. A revision of *Panicum* subgenus *Phanopyrum* section *Stolonifera* (Poaceae: Paniceae). **Annals of the Missouri Botanical Garden**, v.75, v.2, p.420-455, 1988.

7 CAPÍTULO III - MODIFICAÇÕES FLORÍSTICAS E FITOSSOCIOLÓGICAS EM FRAGMENTOS SECUNDÁRIOS NA FLORESTA OMBRÓFILA MISTA, PLANALTO SUL CATARINENSE

RESUMO

A regeneração natural da floresta é uma maneira de restaurar ambientes degradados, que por sua vez, é dependente dos aspectos regionais da paisagem e fontes de propágulos. Considera-se que a comunidade arbórea promove a autossustentabilidade dos ecossistemas florestais, e assim desencadeia diversos processos ecológicos no ecossistema. Com isso objetivou-se acompanhar as modificações na florística arbórea, aspectos ecológicos e fitossociológicos. Para isso, as áreas ciliares e nativas adjacentes de fazendas produtoras de madeira, localizadas em Ponte Alta (Poço Grande) e Otacílio Costa (Campo de Dentro) foram monitoradas em dois momentos distintos 2011 e 2016. Nos dois levantamentos Myrtaceae apresentou-se como a família de maior riqueza específica, seguido pelas famílias Asteraceae, Lauraceae e Solanaceae. Houve diminuição na riqueza rarefeita, ocasionado principalmente pelas espécies raras, e ocorreu a manutenção das espécies com maior abundância. As espécies de maior posição fitossociológica se mantiveram constante, sendo elas: *Dicksonia sellowiana* Hook, *Mimosa scabrella* Benth., *Cryptocarya aschersoniana* Mez e *Gymnanthes klotzschiana* Müll. Arg.. Em relação as espécies amostradas ocorreu o mesmo padrão de grupos ecológicos e síndromes de dispersão, com elevada participação de zoocóricas. Na fazenda Poço Grande, ocorreu diminuição na participação dos indivíduos secundários tardios e aumento de indivíduos clímax, e verificou-se um aumento de indivíduos

com síndrome de dispersão zoocórica e diminuição de anemocóricos e autocóricos. Na fazenda Campo de Dentro ocorreu aumento na proporção de indivíduos pioneiros e diminuição entre os clímax, com aumento de indivíduos com síndrome de dispersão autocóricos e diminuição de zoocóricos e anemocóricos. A presença do gênero *Pinus* deve ser monitorada na fazenda Campo de Dentro. Espera-se que com o aumento de indivíduos zoocóricos ocorra com o aumento de interações com a fauna promovendo com o tempo o ingresso de espécies.

Palavras chave: Sucessão florestal, monitoramento da regeneração natural, adequação ambiental, zoocoria.

FLORISTIC AND PHYTOSOCIOLOGICAL MODIFICATIONS IN FRAGMENTS IN ARAUCARIA FOREST, SOUTHERN PLATEAU CATARINENSE

ABSTRACT

The natural regeneration of the forest (forest succession) is a way to restore degraded environments, which in turn is dependent on the regional aspects of the landscape and sources of propagules. When considering the arboreal community promotes the self-sustainability of forest ecosystems, and thus triggers several ecological processes in the ecosystem. Aimed to follow the changes in the floristic, ecological aspects and phytosociological. For this, the ciliary and native areas adjacent wood-producing farms, located in Ponte Alta (Poço Grande) and Otacilio Costa (Campo de Dentro) were monitored at two surveys 2011 and 2016. In both surveys Myrtaceae was presented as the family of highest species richness, followed by the family Asteraceae, Lauraceae and Solanaceae. There was decrease in the rarefied richness, caused mainly by rare and occurred the maintenance of species with greater abundance. The species most phytosociologic position remained constant, as follows: *Dicksonia sellowiana* Hook, *Mimosa scabrella* Benth, *Cryptocarya aschersoniana* Mez and *Gymnanthes klotzschiana* Müll. Arg. Regarding the sampled species was the same pattern of ecological groups and dispersal syndromes, with high participation of zoochorous. On the Poço Grande farm, a decrease in the share of late side individuals and increase climax individuals, and there was an increase in individuals with zoochoric dispersion syndrome and decreased anemochorous and autocóricos. Within the Campo de Dentro farm there was an increase in the proportion of pioneering individuals and decrease among climax, an increase of

individuals with autochoric dispersion syndrome and decreased zoochorous and anemochorous. The presence of *Pinus* should be monitored on the Campo de Dentro farm. It is expected that with increasing zoochorous individuals influences the increase of promoting interactions with the fauna with time ingress species.

Key-words: Forest succession, monitoring of natural regeneration, environmental adaptation, zoochory.

1 INTRODUÇÃO

A região do planalto Sul Catarinense se caracteriza por fragmentos naturais de Floresta Ombrófila Mista (FOM) que formam um mosaico de remanescentes vegetacionais de diferentes tamanhos, formas e estádios de degradação e associações com campos. Modificações originadas principalmente pela ocupação urbana, atividades agrícolas e a mais recente causa, à silvicultura (NEGRINI et al., 2014). A substituição das florestas nativas por talhões de silvicultura representa um aumento expressivo da fragmentação e degradação de áreas ciliares (REIS et al., 2007).

Para que ocorra o restabelecimento de ecossistemas degradados o tempo, os recursos necessários e a abordagem a ser utilizada é dependente do estado de degradação do local e aspectos regionais da paisagem (CHAZDON, 2008). Em meio a tentativas de restauração em ambientes degradados, considera-se como uma das alternativas possíveis, a utilização de conceitos de sucessão ecológica, ou seja, a própria regeneração natural da floresta (CONAMA, 2011).

A sucessão florestal pode ser definida como a substituição gradual de espécies com diferentes comportamentos ao longo do tempo e, em um mesmo local (BUDOWSKI, 1965; DENSLOW, 1980, GANDOLFI et al., 2007).

Ainda que pesquisas em ambientes localizados em áreas ciliares e ou nativas próximas a plantios florestais, tenham sido iniciadas na FOM Catarinense (e.g. ZANINI e GANADE, 2005; REIS et al., 2007; SCARIOT e REIS, 2010; FERREIRA et al., 2012; FERREIRA et al. 2013; DALLA ROSA et al., 2015), considera-se que em virtude da grande extensão da ocupação por plantios, principalmente do gênero *Pinus*, muitos estudos ainda são necessários, principalmente levando em conta que a restauração é um processo pontual.

Com isso, o monitoramento efetivo da restauração florestal é uma etapa essencial para avaliar o sucesso da restauração, pois possibilita que possíveis desvios na trajetória sucessional, como a presença de espécies invasoras, entre outros, sejam corrigidos a tempo, sem que retarde o avanço sucessional (RODRIGUES et al., 2013).

Considera-se que no processo de restauração não se almeja uma cópia do ecossistema anteriormente existente, mas sim, a recuperação dos serviços ecossistêmicos (MARON et al., 2012). Evidencia-se que muitos processos estejam envolvidos na regeneração natural da floresta, e pode ser considerada proveniente especialmente da comunidade arbórea, que promove a autossustentabilidade dos ecossistemas florestais, e assim desencadeando diversos processos ecológicos no ecossistema (DARANCO, et al., 2013). Mediante a situação específica de alguns fragmentos que sofreram alterações em virtude da silvicultura, faz-se necessário o acompanhamento da modificação florística arbórea, aspectos ecológicos e, fitossociológicos, em ambientes ciliares e áreas nativas adjacentes.

Com isso, o objetivo deste trabalho foi acompanhar a modificação na florística arbórea, aspectos ecológicos e fitossociológicos entre áreas ciliares e sua vegetação nativa adjacente, em dois momentos distintos em 2011 (Ferreira, 2011) e o presente estudo em 2016.

2 MATERIAL E MÉTODOS

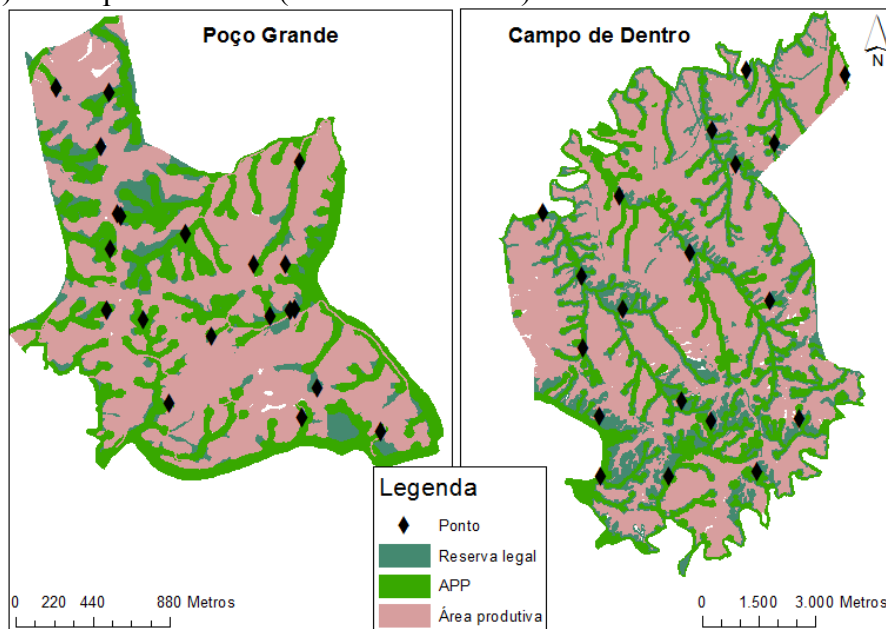
2.1 Áreas de estudo

O estudo foi conduzido nas áreas nativas de duas fazendas produtoras de madeira, Poço Grande e Campo de Dentro localizadas no Planalto Sul Catarinense (Figura 15), onde cultiva-se os gêneros de *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp.

As áreas nativas estudadas apresentam vegetação classificada como FOM (IBGE, 2012), e compõem as APP's

ciliares com aproximação a cursos d'água e, antigas reservas legais, que atualmente em grande parte compõem as APP's ciliares. Estas áreas nativas, em ambas fazendas, apresentam heterogeneidade ambiental, com fragmentos de floresta secundária mais antigos, mas em diferentes estádios de conservação, e fragmentos onde se busca a conformidade ambiental após a retirada de plantios florestais. Estas áreas encontram-se em sucessão florestal por um período de dez anos na fazenda Poço Grande e, sete anos na fazenda Campo de Dentro.

Figura 15 – Figura com localização dos pontos amostrais e uso do solo fazendas Poço Grande (Ponte Alta/SC) e Campo de Dentro (Otacilio Costa/SC).



Fonte: Produção do próprio autor, 2016.

2.2 Procedimento amostral e coleta

de dados

Para o levantamento florístico e da estrutura do componente arbóreo, foram alocadas 20 parcelas permanentes de 10 x 20 m (200 m²) em cada fazenda. A localização dos pontos foi definida pelo trabalho de Ferreira (2011), sendo que um ponto amostral era composto por uma transecção com 25 pontos quadrantes. A definição da localização das parcelas permanentes deste levantamento ocorreu aleatoriamente onde ficava o antigo ponto-quadrante, sendo considerado posteriormente de forma sistemática a distância em relação ao córrego, sempre com a maior dimensão paralela a este e distanciadas em 10, 20 e 30 m. Nestas parcelas foram identificados e mensurados todos os indivíduos com perímetro altura do peito (PAP), medido a 1,30 m do nível do solo, superior ou igual a 15,7 cm. Ressalta-se que duas metodologias distintas foram utilizadas para a amostragem, o diagnóstico inicial foi realizado por ponto quadrante, considerado no texto como levantamento 2011, e neste trabalho o método de parcelas retangulares conforme descrito e considerado no texto como levantamento 2016.

As identificações foram realizadas em laboratório, com base em comparações com o acervo de exsicatas do herbário, bibliografias especializadas e, consulta à especialistas, e a grafia dos nomes científicos baseou-se no Trópicos (MOBOT, 2016). Para garantia das identificações, realizou-se comparações entre as coletas dos diferentes anos, as mesmas encontram-se armazenadas no Herbário Lages da Universidade do Estado de Santa Catarina- LUSC (CAV/UDESC) e, as coletas sem estrutura reprodutiva no Laboratório de Ecologia Florestal- LABECO (CAV/UDESC).

2.3 Análise de dados

A verificação da suficiência amostral do presente levantamento (2016) baseou-se na construção de duas curvas média de acumulação de espécies pelo método permutacional, apresentando a relação espécie/área (EFRON e TIBSHIRANI, 1993). A estimativa da riqueza padronizada dos locais foi obtida com auxílio da curva de rarefação (MAGURRAN, 2003). As espécies foram classificadas nos grupos ecológicos pioneiro, secundário inicial, secundário tardio e clímax (BUDOWSKI, 1965), com base nas observações de campo, consulta a bibliografia (MACIEL, et al., 2003; LONGHI et al., 2006; AVILA et al., 2011; CHAMI, et al., 2011; VENZKE e MARTINS, 2012), e especialmente à Flora Ilustrada Catarinense (REITZ, 1971) e Reitz et al. (1978).

As espécies foram categorizadas segundo as síndromes de dispersão: zoocórica, anemocórica e autocórica, propostas por Van der Pijl (1972). Para a categorização observou-se as características dos diásporos e, consultas em literatura especializada (RONDON NETO et al., 2001; GIEHL et al., 2007). A participação dos indivíduos, nos grupos ecológicos e síndromes de dispersão, foi analisada por meio de um teste de proporção ($p \leq 0,05$), entre dois anos (2011 e 2016), a cada grupo ecológico ou síndrome de dispersão, em relação ao total amostrado.

Foram utilizados para descrever a estrutura do componente arbóreo os estimadores fitossociológico: densidade relativa (DR), frequência relativa (FR), dominância relativa (DoR), e valor de importância (VI) (MUELLER-DOMBOIS e ELLENBERG, 1974). Para análise de dados foi utilizada a biblioteca Vegan (OKSANEN et al., 2010) do programa estatístico R (versão 3.2.2, R DEVELOPMENT CORE TEAM 2015).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Fazenda Poço grande

3.1.1 Florística arbórea

Foram amostrados nos dois períodos avaliados um total de 106 espécies, distribuídas em 36 famílias botânicas (Tabela 7). Sendo duas pteridófitas- *Alsophila setosa* Kaulf e *Dicksonia sellowiana*, três gimnospermas- *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze, *Pinus elliottii* L. e *Pinus taeda* L., e as demais espécies angiospermas (Tabela 8).

Tabela 7 - Riqueza amostrada, número de indivíduos, densidade e suficiência amostral do levantamento realizado em 2011 e 2016, fazenda Poço Grande, Ponte Alta, SC.

| Riqueza amostrada | Ano | |
|---|-------|-------|
| | 2011 | 2016 |
| Famílias botânicas | 34 | 23 |
| Espécies botânicas | 97 | 47 |
| Riqueza rarefeita (padronizada em 298 indivíduos) | 68,99 | 47,00 |
| Indivíduos amostrados (ind.) | 1500 | 431 |
| Densidade relativa amostrada (ind. ha ⁻¹) | 574 | 821 |
| Acréscimo de espécies em 10% de área amostral (%) | - | 3,45* |

*Critério proposto por Kersten e Galvão (2011), que limita a inclusão de 5% em novas espécies, ao considerar um acréscimo de 10% em área amostral. Fonte: Produção do próprio autor, 2016.

Ao considerar a riqueza em um mesmo número de indivíduos, após a construção da curva de rarefação, verificou-se uma riqueza superior no levantamento realizado no ano de 2011, com aproximadamente 69 espécies amostradas. Muitos são os fatores que influenciam na diminuição da riqueza

específica ocorrida entre os anos avaliados. Principalmente ocorrida com as espécies raras na floresta, ou seja, aquelas que detêm de 1 a 2 indivíduos na comunidade (GASTON, 1994). Têm-se no levantamento realizado no ano de 2011, 28 espécies que podem ser consideradas raras para este ambiente, e do total a maioria delas são Myrtaceae. Conforme, padrão observado para esta família em ambientes de FOM por Ferreira et al. (2015).

Considera-se que as modificações na composição de espécies da floresta podem ser provenientes da dinâmica natural. Por exemplo, espécies pioneiras são rapidamente substituídas na floresta por apresentar ciclo de vida curto. Outras espécies possuem características ecológicas peculiares, a exemplo, daquelas que se apresentam em baixa densidade na floresta, independente da característica sucessional.

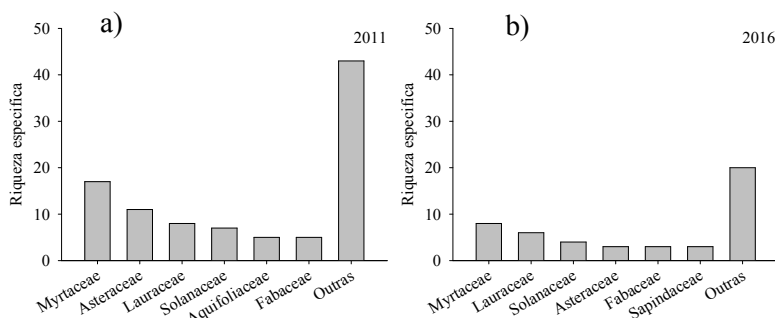
Um outro fator relevante é a modificação na metodologia de amostragem entre os anos. Considera-se que a utilização de ponto-quadrante em transecções seja capaz de amostrar um gradiente maior de substituição de espécies. Abrangendo uma maior quantidade de microhabitats, quando comparado a parcelas permanentes. Parcelas permanente de maneira geral, são mais indicadas para o acompanhamento da sucessão no tempo (LEWIS et al., 2004; MAGNON et al., 2012). Mesmo assim, as comparações entre ano são possíveis por abrangerem os mesmos pontos e, a suficiência amostral ser alcançada.

Nas áreas avaliadas foi observado um aumento significativo em relação a densidade de indivíduos de 574 ind. ha⁻¹ para 821 ind. ha⁻¹. De acordo com LIEBSCH et al. (2007) ao longo de uma cronossequência sucessional, é esperado que a ocorrência de um aumento em densidade na floresta, fato observado nestas áreas.

Myrtaceae foi a família mais rica em ambos levantamentos, confirmando um padrão comum na Floresta Ombrófila Mista (e.g RAMBO, 1951; KLEIN, 1984; SONEGO

et al., 2007; HIGUCHI et al., 2012; SANTOS et al., 2015). Esta família pode ser considerada importante na restauração de ambientes, pela elevada interação com fauna (GRESSLER, 2006). Além desta, outras famílias foram comuns no levantamento, sendo elas: Lauraceae, Asteraceae e Solanaceae (Figura 16).

Figura 16 – Riqueza específica por família botânica em fragmentos de Floresta Ombrófila Mista, no ano de 2011 (a) e no ano de 2016 (b), fazenda Poço Grande, Ponte Alta-SC.



Fonte: Produção do próprio autor, 2016.

Ao considerar a abundância amostrada por família nos dois levantamentos, a família Fabaceae foi a que apresentou maior número de indivíduos, representando 30,53% (2011) do total de indivíduos amostrados e 28,54 % (2016). Esta família contou com a espécie mais comum nos dois levantamentos, a pioneira *Mimosa scabrella*. De acordo com Reis e Kageyama (2007) esta espécie pode ser considerada uma das principais a ser indicada como facilitadora em programas de restauração na FOM. Principalmente por apresentar altas taxas de incremento, ciclo rápido e fortes níveis de interações com micro-organismos do solo (bactérias fixadoras de nitrogênio e

micorrizas), insetos (cochonilhas, formigas, abelhas, serradores) e vertebrados (pássaros e roedores).

3.1.2 Fitossociologia

Os resultados do levantamento fitossociológico geral são apresentados na Tabela 8, em ordem de maior VI levantamento realizado no ano de 2016.

Entre as espécies de maior VI para o ano de 2011, encontram-se: *Mimosa scabrella* (18,74%), *Cryptocarya aschersoniana* (9,66%), *Dicksonia sellowiana* (6,09%), *Gymnanthes klotzschiana* Müll. Arg. (5,53%) e *Clethra scabra* Pers (4,48%).

Considera-se que apesar de algumas modificações na posição das espécies de maior VI entre os anos avaliados (2011 e 2016), as mesmas espécies se mantiveram entre as de maior VI. Para o ano de 2016, as espécies destaque foram: *Mimosa scabrella* (20,85%), *Dicksonia sellowiana* (10,66%), *Cryptocarya aschersoniana* (7,13%), *Piptocarpha angustifolia* Dusén ex Malme (6,26%) e *Symplocos tenuifolia* Brand (6,09%).

Mimosa scabrella foi a espécie de maior VI nesta floresta e de maior dominância relativa no levantamento de 2016. Além disso, foi a espécie com maiores valores de densidade e frequência, nos dois levantamentos realizados. Onde forma uma estrutura que abriga demais formas de vida, sendo a principal percursora de um microclima favorável ao estabelecimento de espécies que necessitam de condições considerável de sombreamento para o seu desenvolvimento na floresta (FERREIRA, 2011).

Cryptocarya aschersoniana (Lauraceae) foi a segunda espécie de maior VI em 2011 e, terceira em 2016, esta espécie é popularmente conhecida como “canela-fogo”, fato associado à sua madeira, com elevada densidade e dificuldade em ser

processada. Apresentando-se como a espécie de maior dominância relativa em 2011, onde seus expressivos valores diamétricos evidenciam que a espécie não foi explorada durante os ciclos madeireiros da FOM (FERREIRA, 2011). De acordo com Sevegnani et al. (2012), esta espécie apresentou os maiores valores de dominância para a FOM Catarinense, com indivíduos de grande porte, porém apresentou baixo potencial de regeneração no sub-bosque desta formação.

Dicksonia sellowiana se destacou em VI nos dois levantamentos, essa espécie pode ser considerada comum em florestas em diferentes estádios sucessionais na FOM, e ocorrendo entre as espécies de maiores VI (e.g. SANQUETTA et al., 2007; KLAUBERG et al., 2010; HIGUCHI et al., 2012; FERREIRA et al., 2013; HIGUCHI et al., 2014).

Outras espécies que se destacaram no presente levantamento por ocupar posições de destaque, foram *Piptocarpha angustifolia* e *Symplocos tenuifolia*. Ambas com característica de estágio inicial de sucessão, ocorrendo principalmente em locais alterados da fazenda.

Enfatiza-se a baixa participação de *Araucaria angustifolia* na fazenda, nos dois levantamentos (2011 e 2016). Que pode ser considerado um indicador da exploração ocorrida no passado neste ambiente, e corrobora com o trabalho de Mauhs e Backes (2002).

Em contrapartida, pode-se mencionar a presença de espécies consideradas ameaçadas de extinção no bioma mata atlântica e, presentes na fazenda, elevando a importância destes fragmentos nativos para a conservação *in situ*. Entre as espécies temos: *Araucaria angustifolia*, *Butia eriospatha* (Mart. ex Drude) Becc., *Dicksonia sellowiana*, *Ilex paraguariensis* A.St.-Hil., *Inga lentiscifolia* Benth. e *Ocotea porosa* (Nees & Mart.) Barroso presentes na Red List IUCN-International Union for Conservation of Nature and Natural

Resources (IUCN, 2016) e na Lista vermelha de espécies do CNCflora (MARTINELLI e MORAES, 2013).

Tabela 8 - Listagem das famílias e espécies arbóreas amostradas nos anos de 2011 e 2016, fazenda Poço Grande, Ponte Alta, SC.

| Família | Espécie | 2011 | | | | 2016 | | | | SD | GE |
|---------------|---|-------|-------|-------|-------|------|-------|-------|-------|-----|-----|
| | | FR | DR | DoR | VI | FR | DR | DoR | VI | | |
| Fabaceae | <i>Mimosa scabrella</i> Benth. | 17,66 | 29,53 | 9,04 | 18,74 | 8,97 | 25,99 | 27,59 | 20,85 | Aut | Pi |
| Dicksoniaceae | <i>Dicksonia sellowiana</i> Hook. | 5,67 | 6,00 | 6,61 | 6,09 | 5,77 | 9,05 | 17,15 | 10,66 | Ane | Cl |
| Lauraceae | <i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez | 4,00 | 3,20 | 21,78 | 9,66 | 4,49 | 2,78 | 14,11 | 7,13 | Zoo | St |
| Asteraceae | <i>Piptocarpha angustifolia</i> Dusén ex Malme | 4,09 | 3,53 | 2,47 | 3,36 | 5,77 | 9,28 | 3,73 | 6,26 | Ane | Pi |
| Symplocaceae | <i>Symplocos tenuifolia</i> Brand | 2,97 | 2,33 | 1,22 | 2,18 | 4,49 | 10,21 | 3,56 | 6,09 | Zoo | Si |
| Myrsinaceae | <i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br. ex Roem. & Schult. | 2,70 | 2,20 | 0,42 | 1,77 | 5,13 | 5,80 | 1,75 | 4,23 | Zoo | Pi |
| Asteraceae | <i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H. Rob. | 3,25 | 2,87 | 1,9 | 2,67 | 5,77 | 4,87 | 1,90 | 4,18 | Ane | Pi |
| Sapindaceae | <i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk. | 4,65 | 4,2 | 5,46 | 4,77 | 5,77 | 3,25 | 1,84 | 3,62 | Zoo | Si |
| Meliaceae | <i>Cedrela fissilis</i> Vell. | 1,12 | 0,8 | 2,61 | 1,51 | 3,21 | 1,39 | 4,37 | 2,99 | Ane | Si |
| Myrtaceae | <i>Myrceugenia miersiana</i> (Gardner) D. Legrand & Kausel | 0,93 | 0,80 | 0,20 | 0,64 | 1,28 | 1,16 | 5,43 | 2,62 | Zoo | Si |
| Aquifoliaceae | <i>Ilex paraguariensis</i> A. St.-Hil. | 1,95 | 1,40 | 0,64 | 1,33 | 3,85 | 2,55 | 0,99 | 2,46 | Zoo | Pi |
| Fabaceae | <i>Inga lentiscifolia</i> Benth. | 0,56 | 0,53 | 0,2 | 0,43 | 3,21 | 2,32 | 1,34 | 2,29 | Zoo | Si |
| Lauraceae | <i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees | 1,12 | 0,80 | 0,73 | 0,88 | 3,21 | 1,86 | 0,70 | 1,92 | Zoo | Pi |
| Clethraceae | <i>Clethra scabra</i> Pers. | 4,37 | 4,40 | 5,76 | 4,84 | 3,21 | 1,39 | 1,06 | 1,89 | Aut | Pi |
| Sapindaceae | <i>Cupania vernalis</i> Cambess. | - | - | - | - | 1,28 | 0,70 | 3,54 | 1,84 | Zoo | Set |

Continua (...)

Continuação (...)

| Família | Espécie | 2011 | | | | 2016 | | | | SD | GE |
|---------------|--|------|------|------|------|------|------|------|------|-----|-----|
| | | FR | DR | DoR | VI | FR | DR | DoR | VI | | |
| Myrtaceae | <i>Myrceugenia myrcioides</i> (Cambess.) O. Berg | 2,04 | 1,73 | 0,99 | 1,59 | 1,92 | 2,55 | 1,02 | 1,83 | Zoo | Cl |
| Solanaceae | <i>Solanum variabile</i> Mart. | 0,19 | 0,13 | 0,03 | 0,12 | 1,92 | 1,16 | 0,23 | 1,10 | Zoo | Si |
| Euphorbiaceae | <i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll. Arg. | 5,76 | 7,07 | 3,76 | 5,53 | 1,92 | 0,93 | 0,41 | 1,09 | Aut | Si |
| Myrtaceae | <i>Calyptranthes concinna</i> DC. | 0,74 | 0,53 | 0,15 | 0,48 | 1,92 | 0,70 | 0,58 | 1,07 | Zoo | Si |
| Bignoniaceae | <i>Jacaranda puberula</i> Cham. | 1,02 | 0,8 | 0,97 | 0,93 | 1,92 | 0,93 | 0,30 | 1,05 | Aut | Pi |
| Lauraceae | <i>Nectandra lanceolata</i> Nees & Mart. | 0,09 | 0,07 | 0,95 | 0,37 | 1,28 | 1,16 | 0,45 | 0,97 | Zoo | Si |
| Salicaceae | <i>Casearia decandra</i> Jacq. | 1,12 | 1,00 | 0,18 | 0,77 | 1,92 | 0,70 | 0,18 | 0,93 | Zoo | Si |
| Sapindaceae | <i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil. et al.) ron. ex Niederl. | 0,28 | 0,20 | 0,08 | 0,19 | 1,28 | 0,70 | 0,70 | 0,89 | Zoo | Si |
| Myrtaceae | <i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC. | 0,74 | 0,53 | 0,31 | 0,53 | 1,28 | 0,70 | 0,56 | 0,85 | Zoo | Si |
| Lamiaceae | <i>Aureliana fasciculata</i> (Vell.) Sendtn. | - | - | - | - | 1,28 | 0,93 | 0,20 | 0,80 | Zoo | Pi |
| Cyatheaceae | <i>Alsophila setosa</i> Kaulf. | 1,02 | 0,80 | 0,33 | 0,72 | 1,28 | 0,70 | 0,27 | 0,75 | Ane | Cl |
| Indeterminada | Não identificada 1 | - | - | - | - | 0,64 | 0,23 | 1,34 | 0,74 | Ind | Ind |
| Araucariaceae | <i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze | 1,49 | 1,13 | 3,42 | 2,01 | 0,64 | 0,23 | 1,24 | 0,70 | Zoo | Pi |

Continuação (...)

| Família | Espécie | 2011 | | | | 2016 | | | | SD | GE |
|---------------|---|------|------|------|------|------|------|------|------|-----|-----|
| | | FR | DR | DoR | VI | FR | DR | DoR | VI | | |
| Fabaceae | <i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton | - | - | - | - | 0,64 | 0,23 | 1,16 | 0,68 | Ane | Si |
| Winteraceae | <i>Drimys brasiliensis</i> Miers | 0,37 | 0,27 | 0,07 | 0,23 | 1,28 | 0,46 | 0,24 | 0,66 | Zoo | St |
| Pinaceae | <i>Pinus taeda</i> L. | - | - | - | - | 1,28 | 0,46 | 0,20 | 0,65 | Ane | Pi |
| Anacardiaceae | <i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi | 0,19 | 0,13 | 0,04 | 0,12 | 1,28 | 0,46 | 0,18 | 0,64 | Zoo | Si |
| Aquifoliaceae | <i>Ilex theezans</i> Mart. ex Reissek | 1,12 | 0,80 | 0,74 | 0,88 | 1,28 | 0,46 | 0,06 | 0,60 | Zoo | Si |
| Myrtaceae | <i>Campomanesia xanthocarpa</i> Mart. ex O. Berg | 1,30 | 0,93 | 0,75 | 0,99 | 0,64 | 0,23 | 0,51 | 0,46 | Zoo | Si |
| Solanaceae | <i>Solanum pseudoquina</i> A. St.-Hil. | 0,84 | 0,60 | 0,15 | 0,53 | 0,64 | 0,46 | 0,06 | 0,39 | Zoo | Si |
| Myrtaceae | <i>Myrcia palustris</i> DC. | 0,65 | 0,47 | 0,15 | 0,42 | 0,64 | 0,23 | 0,14 | 0,34 | Zoo | Si |
| Indeterminada | Não identificada 2 | - | - | - | - | 0,64 | 0,23 | 0,11 | 0,33 | Ind | Ind |
| Myrtaceae | <i>Casearia obliqua</i> Spreng. | 0,65 | 0,47 | 0,43 | 0,52 | 0,64 | 0,23 | 0,08 | 0,32 | Zoo | Sei |
| Lauraceae | <i>Cinnamomum glaziovii</i> (Mez) Kosterm. | - | - | - | - | 0,64 | 0,23 | 0,07 | 0,31 | Zoo | Cl |
| Asteraceae | <i>Symphyopappus compressus</i> (Gardner) B.L. Rob. | - | - | - | - | 0,64 | 0,23 | 0,05 | 0,31 | Ane | Pi |
| Styracaceae | <i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn. | 0,56 | 0,40 | 0,35 | 0,44 | 0,64 | 0,23 | 0,05 | 0,31 | Zoo | Si |
| Myrtaceae | <i>Eugenia subterminalis</i> DC. | - | - | - | - | 0,64 | 0,23 | 0,03 | 0,31 | Zoo | Si |
| Myrtaceae | <i>Myrcia hatschbachii</i> D. Legrand | 0,28 | 0,20 | 0,02 | 0,17 | 0,64 | 0,23 | 0,03 | 0,31 | Zoo | Si |
| Proteaceae | <i>Roupala montana</i> Aubl. | 0,19 | 0,13 | 0,11 | 0,14 | 0,64 | 0,23 | 0,03 | 0,31 | Ane | Si |
| Lauraceae | <i>Cinnamomum amoenum</i> (Nees) | 1,21 | 0,93 | 2,54 | 1,56 | 0,64 | 0,23 | 0,03 | 0,31 | Zoo | Si |

Continuação (...)

| Família | Espécie | 2011 | | | | 2016 | | | | SD | GE |
|----------------|---|------|------|-------|------|------|----|-----|----|-----|----|
| | | FR | DR | DoR | VI | FR | DR | DoR | VI | | |
| Elaeocarpaceae | <i>Sloanea hirsuta</i> (Schott) Planch. ex Benth. | 0,74 | 0,60 | 10,56 | 3,97 | - | - | - | - | Ane | St |
| Sapindaceae | <i>Allophylus guaraniticus</i> Radlk. | 1,58 | 1,33 | 0,81 | 1,24 | - | - | - | - | Zoo | St |
| Asteraceae | <i>Symphyopappus itatiayensis</i> (Hieron.) R.M. King & H. Rob. | 1,49 | 1,33 | 0,23 | 1,02 | - | - | - | - | Ane | Pi |
| Lauraceae | <i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez | 0,56 | 0,47 | 1,93 | 0,99 | - | - | - | - | Zoo | St |
| Solanaceae | <i>Solanum mauritianum</i> Scop. | 1,30 | 1,07 | 0,34 | 0,90 | - | - | - | - | Zoo | Pi |
| Arecaceae | <i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman | 0,84 | 0,6 | 1,12 | 0,85 | - | - | - | - | Zoo | Si |
| Malvaceae | <i>Luehea divaricata</i> Mart. | 0,93 | 0,73 | 0,84 | 0,83 | - | - | - | - | Ane | Si |
| Myrtaceae | <i>Myrceugenia euosma</i> (O. Berg) D. Legrand | 0,74 | 0,73 | 0,33 | 0,60 | - | - | - | - | Zoo | Si |
| Rosaceae | <i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb. | 0,74 | 0,6 | 0,29 | 0,54 | - | - | - | - | Zoo | Si |
| Myrtaceae | <i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O. Berg | 0,74 | 0,53 | 0,28 | 0,52 | - | - | - | - | Zoo | Si |
| Myrtaceae | <i>Eugenia catharinae</i> O. Berg | 0,65 | 0,47 | 0,45 | 0,52 | - | - | - | - | Zoo | Si |
| Canellaceae | <i>Cinnamodendron dinisii</i> Schwacke | 0,74 | 0,53 | 0,14 | 0,47 | - | - | - | - | Zoo | Pi |
| Aquifoliaceae | <i>Ilex microdonta</i> Reissek | 0,28 | 0,2 | 0,94 | 0,47 | - | - | - | - | Zoo | Si |

Continuação (...)

| Família | Espécie | 2011 | | | | 2016 | | | | SD | GE |
|---------------|--|------|------|------|------|------|----|-----|----|-----|----|
| | | FR | DR | DoR | VI | FR | DR | DoR | VI | | |
| Euphorbiaceae | <i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng. | 0,65 | 0,6 | 0,11 | 0,45 | - | - | - | - | Zoo | St |
| Lauraceae | <i>Nectandra grandiflora</i> Nees & Mart. ex Nees | 0,37 | 0,27 | 0,60 | 0,41 | - | - | - | - | Zoo | Cl |
| Asteraceae | <i>Moquiniastrium polymorphum</i> (Less.) G. Sancho | 0,37 | 0,27 | 0,50 | 0,38 | - | - | - | - | Ane | Pi |
| Bignoniaceae | <i>Handroanthus albus</i> (Cham.) Mattos | 0,37 | 0,27 | 0,49 | 0,38 | - | - | - | - | Zoo | Si |
| Salicaceae | <i>Banara tomentosa</i> Clos | 0,56 | 0,47 | 0,10 | 0,37 | - | - | - | - | Zoo | St |
| Lauraceae | <i>Ocotea porosa</i> (Nees & Mart.) Barroso | 0,28 | 0,20 | 0,64 | 0,37 | - | - | - | - | Zoo | St |
| Asteraceae | <i>Baccharis semiserrata</i> DC. | 0,56 | 0,40 | 0,08 | 0,34 | - | - | - | - | Ane | Pi |
| Anacardiaceae | <i>Lithraea brasiliensis</i> Marchand | 0,46 | 0,33 | 0,19 | 0,33 | - | - | - | - | Ane | Pi |
| Rubiaceae | <i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K.Schum. | 0,37 | 0,27 | 0,22 | 0,29 | - | - | - | - | Zoo | Si |
| Lauraceae | <i>Nectandra megapota mica</i> (Spreng.) Mez | 0,37 | 0,33 | 0,13 | 0,28 | - | - | - | - | Zoo | Si |
| Rhamnaceae | <i>Rhamnus sphaerosperma</i> Sw. | 0,37 | 0,33 | 0,10 | 0,27 | - | - | - | - | Zoo | Si |
| Symplocaceae | <i>Symplocos uniflora</i> (Pohl) Benth. | 0,37 | 0,27 | 0,12 | 0,25 | - | - | - | - | Zoo | Si |
| Cunoniaceae | <i>Lamanonia ternata</i> Vell. | 0,28 | 0,20 | 0,22 | 0,23 | - | - | - | - | Ane | Si |
| Asteraceae | <i>Vernonanthura catharinensis</i> (Cabrera) H. Rob. | 0,37 | 0,27 | 0,04 | 0,23 | - | - | - | - | Ane | Pi |

Continuação (...)

| Família | Espécie | 2011 | | | | 2016 | | | | SD | GE |
|-------------------|---|------|------|------|------|------|----|-----|----|-----|----|
| | | FR | DR | DoR | VI | FR | DR | DoR | VI | | |
| Rutaceae | <i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam. | 0,28 | 0,20 | 0,21 | 0,23 | - | - | - | - | Zoo | Si |
| Fabaceae | <i>Machaerium vestitum</i> Vogel | 0,28 | 0,20 | 0,15 | 0,21 | - | - | - | - | Ane | Pi |
| Erythroxylaceae | <i>Erythroxylum deciduum</i> A. St.-Hil. | 0,28 | 0,20 | 0,16 | 0,21 | - | - | - | - | Zoo | Si |
| Arecaceae | <i>Butia eriospatha</i> (Mart. ex Drude) Becc. | 0,09 | 0,07 | 0,44 | 0,2 | - | - | - | - | Zoo | Si |
| Asteraceae | <i>Baccharis subdentata</i> DC. | 0,28 | 0,27 | 0,02 | 0,19 | - | - | - | - | Ane | Pi |
| Cardiopteridaceae | <i>Citronella paniculata</i> (Mart.) R.A. Howard | 0,28 | 0,20 | 0,09 | 0,19 | - | - | - | - | Zoo | St |
| Lamiaceae | <i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) B.D. Jacks. | 0,28 | 0,20 | 0,03 | 0,17 | - | - | - | - | Ane | Pi |
| Fabaceae | <i>Inga virescens</i> Benth. | 0,28 | 0,20 | 0,04 | 0,17 | - | - | - | - | Zoo | Si |
| Solanaceae | <i>Solanum compressum</i> L.B. Sm. & Downs | 0,28 | 0,20 | 0,03 | 0,17 | - | - | - | - | Zoo | Pi |
| Aquifoliaceae | <i>Ilex brevicauspis</i> Reissek | 0,19 | 0,13 | 0,16 | 0,16 | - | - | - | - | Zoo | St |
| Pinaceae | <i>Pinus elliottii</i> L. | 0,09 | 0,07 | 0,25 | 0,14 | - | - | - | - | Ane | Pi |
| Salicaceae | <i>Xylosma tweediana</i> (Clos) Eichler | 0,19 | 0,13 | 0,06 | 0,13 | - | - | - | - | Zoo | St |
| Annonaceae | <i>Annona rugulosa</i> (Schltdl.) H. Rainer | 0,19 | 0,13 | 0,03 | 0,12 | - | - | - | - | Zoo | Si |
| Myrtaceae | <i>Eugenia repanda</i> O. Berg | 0,19 | 0,13 | 0,05 | 0,12 | - | - | - | - | Zoo | St |
| Solanaceae | <i>Cestrum intermedium</i> Sendtn. | 0,19 | 0,13 | 0,02 | 0,11 | - | - | - | - | Zoo | Si |
| Myrtaceae | <i>Eugenia uniflora</i> L. | 0,19 | 0,13 | 0,02 | 0,11 | - | - | - | - | Zoo | Si |

Continuação (...)

| Família | Espécie | 2011 | | | | 2016 | | | | SD | GE |
|---------------|--|------|------|------|------|------|----|-----|----|-----|----|
| | | FR | DR | DoR | VI | FR | DR | DoR | VI | | |
| Aquifoliaceae | <i>Ilex dumosa</i> Reissek | 0,19 | 0,13 | 0,02 | 0,11 | - | - | - | - | Zoo | Si |
| Anacardiaceae | <i>Schinus molle</i> L. | 0,09 | 0,07 | 0,14 | 0,10 | - | - | - | - | Zoo | Pi |
| Asteraceae | <i>Vernonanthura puberula</i> (Less.) H.Rob. | 0,09 | 0,07 | 0,10 | 0,09 | - | - | - | - | Ane | Pi |
| | <i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O. Berg | 0,09 | 0,07 | 0,08 | 0,08 | - | - | - | - | Zoo | Si |
| Myrtaceae | <i>Eugenia burkartiana</i> (D. Legrand) D. Legrand | 0,09 | 0,07 | 0,04 | 0,07 | - | - | - | - | Zoo | Si |
| Fabaceae | <i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart. | 0,09 | 0,07 | 0,04 | 0,07 | - | - | - | - | Zoo | St |
| Euphorbiaceae | <i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong | 0,09 | 0,07 | 0,05 | 0,07 | - | - | - | - | Aut | Pi |
| | <i>Baccharis oblongifolia</i> (Ruiz & Pav.) Pers. | 0,09 | 0,07 | 0,01 | 0,06 | - | - | - | - | Aut | Pi |
| Solanaceae | <i>Capsicum flexuosum</i> Sendtn. | 0,09 | 0,07 | 0,01 | 0,06 | - | - | - | - | Zoo | Si |
| Myrtaceae | <i>Eugenia involucrata</i> DC. | 0,09 | 0,07 | 0,02 | 0,06 | - | - | - | - | Zoo | Si |
| Myrtaceae | <i>Myrciaria tenella</i> (DC.) O.Berg | 0,09 | 0,07 | 0,01 | 0,06 | - | - | - | - | Zoo | St |
| Solanaceae | <i>Solanum lacerdae</i> Dusén | 0,09 | 0,07 | 0,01 | 0,06 | - | - | - | - | Zoo | Pi |
| Symplocaceae | <i>Symplocos tetrandra</i> Mart. | 0,09 | 0,07 | 0,01 | 0,06 | - | - | - | - | Zoo | St |
| Salicaceae | <i>Xylosma ciliatifolia</i> (Clos) Eichler | 0,09 | 0,07 | 0,01 | 0,06 | - | - | - | - | Zoo | Si |

(Conclusão)

| Família | Espécie | 2011 | | | | 2016 | | | | SD | GE |
|------------|---|------|------|------|------|------|----|-----|-----|-----|----|
| | | FR | DR | DoR | VI | FR | DR | DoR | VI | | |
| Rutaceae | <i>Zanthoxylum kleinii</i> (R.S. Cowan) P.G. Waterman | 0,09 | 0,07 | 0,02 | 0,06 | - | - | - | - | Zoo | Si |
| Asteraceae | <i>Vernonia nitidula</i> Less. | 0,09 | 0,07 | 0,01 | 0,05 | - | - | - | - | Ane | Pi |
| Asteraceae | <i>Vernonanthura puberula</i> (Less.) H.Rob. | 0,09 | 0,07 | 0,10 | 0,09 | - | - | - | - | Ane | Pi |
| Total | | | | | | 100 | | | 100 | | |

Legenda: FR= frequência relativa; DR= densidade relativa; DoR= dominância relativa; VI= valor de importância; GE= grupo ecológico (sendo: Pi= pioneiro; Si= secundário inicial; St= secundário tardio; Cl= clímax) e SD= síndrome de dispersão (sendo: Zoo= zoocórico; Ane= anemocórico; Aut= autocórico).

De maneira geral, as modificações fitossociológicas nesta floresta são consideradas esperadas e seguem uma trajetória normal, principalmente, quando considerado o curto intervalo de tempo em sucessão. Em estudo realizado por Schaaf et al. (2006) após 21 anos em fragmento de FOM, as mesmas espécies continuaram a ocupar as primeiras posições fitossociológicas, mudando apenas de posição. O que demonstra o quão lento podem ser os processos em ecossistemas florestais, e enfatiza-se a necessidade de monitoramentos longos em ambientes em regeneração natural. O mesmo padrão foi observado por Cubas (2011) ao considerar um intervalo de cinco anos de avaliação em uma FOM.

De acordo com Suding e Hobbs (2009) o enriquecimento gradual dos ecossistemas em restauração ocorre pela entrada de novas espécies animais e vegetais, que depende de uma série de fatores, como: competição, predação, facilitação, fluxos na paisagem, conjunto regional de espécies, entre outros, resultando em diferentes comunidades em composição e estrutura. O que evidencia o quão complexo pode ser o processo de reestabelecimento de um ecossistema florestal.

3.1.3 Aspectos ecológicos

Os resultados das modificações ecológicas ocorridas no período de cinco anos são apresentados na Tabela 9. De acordo com teste de proporções, foram observadas modificações apenas nas proporções de indivíduos nos grupos ecológicos secundário tardio e clímax. Entre os indivíduos secundário tardio foi verificada uma diminuição na participação relativa e no caso dos indivíduos no grupo ecológico clímax, um aumento na proporção relativa.

Em relação as síndromes de dispersão, ocorreu diferença na participação relativa em todos os casos. Temos um

aumento de indivíduos que possui a zoocoria como síndrome de dispersão associada e a diminuição nos anemocóricos e autocóricos. Onde de acordo com Suganuma e Durigan (2015) pode ser considerado um indicador de sucesso no avanço sucessional. Ainda de acordo com Tabarelli et al. (1994) remete a existência de fauna dispersora, sendo uma relação direta o amadurecimento da floresta e o aumento de zoocóricos.

Tabela 9 - Aspectos ecológicos dos indivíduos amostrados nos levantamentos realizados nos anos de 2011 e 2016, na fazenda Poço Grande, Ponte Alta, SC.

| | Indivíduos | Nº de indivíduos (% de indivíduos) | | <i>p</i> |
|-----------------------|------------|---------------------------------------|------------|----------|
| | | 2011 | 2016 | |
| Grupo ecológico | Pio | 796 (53,1) | 240 (55,9) | 0,3178 |
| | Sei | 453 (30,2) | 118 (27,5) | 0,3087 |
| | Set* | 119 (7,9) | 17 (4,0) | 0,006 |
| | Cli* | 132 (8,8) | 54 (12,6) | 0,024 |
| Síndrome de dispersão | Zoo* | 576 (38,4) | 189 (44,1) | 0,0398 |
| | Aut* | 287 (19,1) | 114 (26,6) | 0,001 |
| | Ane* | 637 (42,5) | 126 (29,4) | <0,001 |

Legenda: *p*= significância do teste de proporções. Sendo: Pio= pioneiro; Sei= secundário inicial; Set= secundário tardio; Cli= clímax; Ane=anemocóricos; Aut= autocóricos; Zoo= zoocóricos. Fonte: Produção do próprio autor, 2016.

Os resultados do teste de proporções ao considerar as espécies nos grupos ecológicos e síndromes de dispersão, indicaram que não existe diferença nas proporções avaliadas entre os dois levantamentos (Tabela 10).

Tabela 10 - Aspectos ecológicos das espécies amostrados nos levantamentos realizados nos anos de 2011 e 2016, na fazenda

Poço Grande, Ponte Alta, SC.

| | Espécies | Nº de espécies (% de espécies) | | <i>p</i> |
|-----------------------|----------|--------------------------------|-----------|----------|
| | | 2011 | 2016 | |
| Grupo ecológico | Pio | 29 (30,2) | 15 (33,3) | 0,988 |
| | Sei | 47 (50,0) | 23 (51,1) | 0,079 |
| | Set | 16 (16,7) | 3 (6,7) | 0,150 |
| | Cli | 4 (4,2) | 4 (8,9) | 0,500 |
| Síndrome de dispersão | Zoo | 69 (71,9) | 32 (71,1) | 0,786 |
| | Aut | 5 (5,2) | 4 (8,9) | 0,691 |
| | Ane | 22 (22,9) | 9 (20,0) | 0,766 |

Legenda: *p*= significância do teste de proporções. Sendo: Pio= pioneiro; Sei= secundário inicial; Set= secundário tardio; Cli= clímax; Ane=anemocóricos; Aut= autocóricos; Zoo= zoocóricos. Fonte: Produção do próprio autor, 2016.

Considera-se que a chegada de novas espécies ocorra com o tempo, visto que a dinâmica florestal é um processo lento e dependente de outros elementos. Entre eles, corredores ecológicos, interação com fauna, fonte de propágulos, nicho ecológico propício para a ocupação por determinadas espécies, entre outros. De acordo com Liebsch et al. (2008) uma floresta secundária leva em torno de 80 anos em regeneração natural para chegar aos valores ótimos encontrados em florestas tropicais de 70-90% de espécies zoocóricas. A floresta avaliada apresenta uma quantidade de espécies zoocóricas satisfatória (71,1%).

3.2 Fazenda Campo de Dentro

3.2.1 Florística arbórea

Nos dois períodos avaliados, ano de 2011 e 2016, foram amostrados um total de 106 espécies distribuídas em 32

famílias botânicas nos fragmentos desta fazenda (Tabela 11). Entre as espécies avaliadas duas pteridófitas- *Alsophila setosa* e *Dicksonia sellowiana*, duas gimnospermas- *Araucaria angustifolia* e *Pinus taeda*, e as demais espécies angiospermas (Tabela 12).

Tabela 11 - Riqueza amostrada, número de indivíduos, densidade e, suficiência amostral do levantamento realizado em 2011 e 2016, na fazenda Campo de Dentro, Otacílio Costa, SC.

| Riqueza amostrada | Ano | |
|---|-------|-------|
| | 2011 | 2016 |
| Famílias botânicas | 30 | 18 |
| Espécies botânicas | 97 | 41 |
| Riqueza rarefeita (padronizada em 298 indivíduos) | 60,20 | 41,00 |
| Nº de indivíduos amostrados | 1600 | 298 |
| Densidade relativa amostrada (ind. ha ⁻¹) | 947 | 718 |
| Acréscimo de espécies em 10% de área amostral (%) | - | 4,98* |

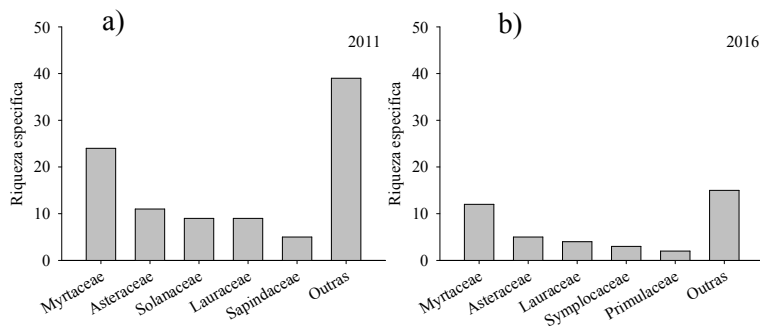
*Critério proposto por Kersten e Galvão (2011), que limita a inclusão de 5% em novas espécies, ao considerar um acréscimo de 10% em área amostral. Fonte: Produção do próprio autor, 2016.

Entre os anos de avaliação ocorreu a manutenção do padrão de famílias com maior número de espécies (Figura 17), sendo elas Myrtaceae, Asteraceae e Lauraceae. Estas famílias, na mesma sequência de maior riqueza específica foram verificadas por Vibrans et al. (2011) para FOM Catarinense. Myrtaceae, a família de maior riqueza específica, contribuiu com espécies que apresentam importância ecológica. Principalmente ao considerar que em fragmentos secundários, seus frutos suculentos e carnosos são fontes de alimento à fauna silvestre, que acabam atraindo agentes dispersores, que contribui para a permanência destas espécies e favorecendo a chegada de novas espécies ao ambiente (PIZO, 2003; GRESSLER et al., 2006).

A segunda família de maior riqueza Asteraceae, comumente é citada pelo grande número de espécies com características iniciais de sucessão, compondo ambientes abertos ou bordas (BARROSO e BUENO, 2002). Três espécies desta família foram amostradas nos dois levantamentos, sendo elas: *Piptocarpha angustifolia*, *Vernonanthura discolor* e *Symphyopappus compressus*.

A família Lauraceae é citada como uma das principais famílias que compõem a submata da FOM (REITZ et al., 1978). Neste estudo, considera-se que contribuiu com representantes característicos de todos os estádios sucessionais. Amostrou-se espécies características da formação inicial da floresta, a exemplo, de *Ocotea puberula* e *Ocotea pulchella*, até espécies com características clímax como: *Cinnamomum glaziovii*, *Persea major* e *Nectandra grandiflora*.

Figura 17 – Riqueza específica por família botânica em fragmentos de Floresta Ombrófila Mista, no ano de 2011 (a) e no ano de 2016 (b), fazenda Campo de Dentro, Otacilio Costa-SC.



Fonte: Produção do próprio autor, 2016.

Valores superiores de riqueza foram amostrados no ano de 2011, ao considerar uma mesma abundância (431 indivíduos), observou-se aproximadamente 61 espécies em 2011 e, 41 em 2016. Muitos são os fatores que detêm influência na diminuição da riqueza específica ocorrida entre os anos avaliados, principalmente ocorrida entre espécies mais raras. Tem-se no levantamento realizado no ano de 2011, 30 espécies consideradas raras na floresta, sendo, a maioria delas pertencentes as famílias Solanaceae (6 spp.), Asteraceae (6 spp.) e Myrtaceae (5 spp.). A maioria das espécies não amostradas no ano de 2016 são de grupos ecológicos pioneiro e secundário inicial. O que remete a uma possível substituição de espécies, considerado algo esperado em uma floresta. Corroborando com o trabalho de Cubas (2011) que acompanhou a dinâmica sucessional em um período de cinco anos. E verificou que as maiores taxas de mortalidade ocorreram entre espécies pioneiras. Oscilações no número de famílias e espécies amostradas ao considerar um período do

acompanhamento da dinâmica florestal de uma floresta foram observadas por Magnon et al. (2012) em fragmentos de FOM.

Ainda conforme a fazenda anterior, têm-se a modificação na metodologia de amostragem entre os anos. Ponto-quadrante são capazes de abranger uma maior quantidade de microhabitats, e assim abrangendo uma riqueza superior quando comparado a parcelas permanente.

3.2.2 Fitossociologia

Considera-se entre as espécies de maior VI para o ano de 2011, *Dicksonia sellowiana* (15%), *Gymnanthes klotzschiana* (7,02%), *Mimosa scabrella* (6,12%), *Cinnamomum amoenum* (4,53%) e *Lithrea brasiliensis* (3,46%). No ano de 2016, *Gymnanthes klotzschiana* (23,58%), *Dicksonia sellowiana* (12,33%), *Mimosa scabrella* (8,56%), *Myrsine coriacea* (4,18%) e *Pinus taeda* (4,06%). *Dicksonia sellowiana* (12,72%) foi a espécie mais frequente no levantamento realizado no ano de 2011, já no ano de 2016 esta posição foi ocupada por *Gymnanthes klotzschiana* e *Mimosa scabrella* que ocorreram na mesma frequência (8,99%).

As mesmas espécies nos dois levantamentos ocuparam as primeiras posições fitossociológicas, apresentando os maiores valores de VI, sendo elas: *Dicksonia sellowiana*, *Gymnanthes klotzschiana* e *Mimosa scabrella*. Caracterizadas por ocorrência em locais propícios, evidenciando a teoria de nicho ecológico proposta por MaCarthur e Levins (1964), temos que as espécies apresentam especificações em relação a utilização dos recursos. Dessa forma, o padrão de composição das espécies deve ser determinado por características ambientais que relacionem as espécies capazes de se estabelecer em certo local (FERREIRA et al., 2011b). Entre as espécies de maior VI, todas apresentam características de nichos específicos de ocorrência, consolidados em literatura e,

condizente com as variações ambientais encontradas na fazenda em estudo (FERREIRA, 2011; este trabalho). *Dicksonia sellowiana* é uma pteridófita com características climáticas, que se encontra comumente associada a locais úmidos, próximo a riachos, sendo encontrada na floresta na face de exposição de menor incidência solar, a face Sul (HIGUCHI et al., 2013). Muito explorada no passado, pelo recurso oferecido o “xaxim”, atualmente presente em listas oficiais de perigo de extinção, principalmente em virtude da exploração intensiva da espécie, a destruição do habitat natural e a escassez de dados (BIONDI et al., 2009), além disso, torna-se mais preocupante pelo baixo incremento médio anual (WEBER et al., 2015). Outra espécie considerada importante nesta floresta e ocupando locais específicos na floresta é *Gymnanthes klotzschiana*. Espécie que aparece comumente associada a mata ciliar ou locais específicos com elevada saturação hídrica (BUDKE et al., 2004), preferencialmente em condições de alta dominância (CALLEGARO et al., 2012). Nesta fazenda, ocorreu em locais com evidências de alagamentos, aonde outras espécies provavelmente teriam maior dificuldade de se estabelecer. As condições propícias para a ocorrência de *Mimosa scabrella* já foram mencionadas neste capítulo.

Myrsine coriacea (4,18%) e *Pinus taeda* (4,06%) foram amostradas com alto valor de VI em 2016, ambas com características pioneiras. O gênero *Pinus* não havia sido amostrado nesta fazenda no ano de 2011, e pode ser tratado como uma ameaça a biodiversidade, pelo caráter invasor na FOM (EMER e FONSECA, 2011). Sua invasão foi considerada como impactante na biodiversidade local por ZILLER (2002). Além disso, de acordo com o Conselho Nacional de Meio Ambiente- CONAMA, pela resolução nº 429 de 2011, não permite a presença de espécies com características invasoras. *Pinus* spp. encontra-se incluso na lista

oficial de espécies exóticas invasoras para o estado de Santa Catarina, resolução nº 08 de 2012 (CONSEMA, 2012).

Tabela 12 - Listagem das famílias e espécies arbóreas amostradas nos anos de 2011 e 2016, fazenda Campo de Dentro, Otacílio Costa, SC.

| Família | Espécie | 2011 | | | | 2016 | | | | SD | GE |
|---------------|--|-------|-------|-------|-------|------|-------|-------|-------|-----|----|
| | | FR | DR | DoR | VI | FR | DR | DoR | VI | | |
| Euphorbiaceae | <i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll. Arg. | 7,43 | 7,43 | 6,19 | 7,02 | 8,99 | 31,88 | 29,88 | 23,58 | Aut | Si |
| Dicksoniaceae | <i>Dicksonia sellowiana</i> Hook. | 12,72 | 12,72 | 19,56 | 15,00 | 4,49 | 31,88 | 25,79 | 12,33 | Ane | Cl |
| Fabaceae | <i>Mimosa scabrella</i> Benth. | 4,54 | 4,54 | 9,27 | 6,12 | 8,99 | 11,07 | 5,63 | 8,56 | Aut | Pi |
| Primulaceae | <i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult. | 1,07 | 1,07 | 0,54 | 0,90 | 4,49 | 5,7 | 2,35 | 4,18 | Zoo | Pi |
| Pinaceae | <i>Pinus taeda</i> L. | - | - | - | - | 3,37 | 6,04 | 2,78 | 4,06 | Ane | Pi |
| Myrtaceae | <i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg | 2,23 | 2,23 | 0,97 | 1,81 | 3,37 | 2,68 | 3,16 | 3,07 | Zoo | Si |
| Asteraceae | <i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H.Rob. | 2,97 | 2,97 | 1,79 | 2,58 | 3,37 | 3,69 | 1,96 | 3,01 | Ane | Pi |
| Anacardiaceae | <i>Lithraea brasiliensis</i> Marchand | 4,29 | 4,29 | 4,14 | 4,24 | 2,25 | 3,02 | 3,14 | 2,80 | Zoo | Pi |
| Aquifoliaceae | <i>Ilex paraguariensis</i> A.St.-Hil. | 3,06 | 3,06 | 3,01 | 3,04 | 2,25 | 2,01 | 3,72 | 2,66 | Zoo | Pi |
| Araucariaceae | <i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze | 2,31 | 2,31 | 2,41 | 2,34 | 4,49 | 1,68 | 1,29 | 2,49 | Zoo | Pi |
| Styracaceae | <i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn. | 1,65 | 1,65 | 0,55 | 1,28 | 3,37 | 2,01 | 1,97 | 2,45 | Zoo | Si |
| Lauraceae | <i>Cinnamomum amoenum</i> (Nees & Mart.) Kosterm. | 2,73 | 2,73 | 8,15 | 4,53 | 2,25 | 0,67 | 2,48 | 1,8 | Zoo | Si |

Continua (...)

Continuação (...)

| Família | Espécie | 2011 | | | | 2016 | | | | SD | GE |
|---------------|--|------|------|------|------|------|------|------|------|-----|----|
| | | FR | DR | DoR | VI | FR | DR | DoR | VI | | |
| Lauraceae | <i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez | 2,23 | 2,23 | 5,91 | 3,46 | 2,25 | 1,68 | 1,24 | 1,72 | Zoo | Pi |
| Asteraceae | <i>Symphyopappus compressus</i> (Gardner) B.L.Rob. | - | - | - | - | 2,25 | 2,01 | 0,58 | 1,62 | Ane | Pi |
| Asteraceae | <i>Piptocarpha angustifolia</i> Dusén ex Malme | 1,65 | 1,65 | 1,03 | 1,45 | 3,37 | 1,01 | 0,22 | 1,53 | Ane | Pi |
| Myrtaceae | <i>Eugenia subterminalis</i> DC. | - | - | - | - | 1,12 | 2,01 | 0,94 | 1,36 | Zoo | Si |
| Myrtaceae | <i>Myrrhinium atropurpureum</i> Schott | 0,41 | 0,41 | 0,08 | 0,30 | 2,25 | 1,34 | 0,87 | 1,49 | Zoo | Si |
| Myrtaceae | <i>Myrciaria delicatula</i> (DC.) O.Berg | 0,25 | 0,25 | 0,06 | 0,19 | 2,25 | 1,01 | 1,04 | 1,43 | Zoo | Si |
| Sapindaceae | <i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl. | 1,07 | 1,07 | 0,86 | 1,00 | 1,12 | 1,34 | 1,6 | 1,35 | Zoo | Si |
| Lauraceae | <i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees | 1,07 | 1,07 | 2,60 | 1,58 | 2,25 | 1,34 | 0,45 | 1,35 | Zoo | Pi |
| Myrtaceae | <i>Eugenia pluriflora</i> DC. | - | - | - | - | 2,25 | 1,01 | 0,68 | 1,31 | Zoo | Si |
| Myrtaceae | <i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC. | 0,83 | 0,83 | 0,12 | 0,59 | 2,25 | 0,67 | 0,89 | 1,27 | Zoo | Si |
| Aquifoliaceae | <i>Ilex brevicuspis</i> Reissek | - | - | - | - | 2,25 | 1,01 | 0,31 | 1,19 | Zoo | St |
| Myrtaceae | <i>Myrceugenia euosma</i> (O.Berg) D.Legrand | 2,89 | 2,89 | 1,94 | 2,57 | 2,25 | 1,01 | 0,26 | 1,17 | Zoo | Si |
| Symplocaceae | <i>Symplocos tenuifolia</i> Brand | 0,58 | 0,58 | 0,05 | 0,40 | 2,25 | 0,67 | 0,44 | 1,12 | Zoo | Si |

Continuação (...)

| Família | Espécie | 2011 | | | | 2016 | | | | SD | GE |
|-------------------|--|------|------|------|------|------|------|------|------|-----|-----|
| | | FR | DR | DoR | VI | FR | DR | DoR | VI | | |
| Asteraceae | <i>Symphyopappus itatiayensis</i> (Hieron.) R.M.King & H.Rob. | 0,08 | 0,08 | 0,01 | 0,06 | 2,25 | 0,67 | 0,27 | 1,06 | Ane | Pi |
| Clethraceae | <i>Clethra scabra</i> Pers. | 2,56 | 2,56 | 2,49 | 2,54 | 2,25 | 0,67 | 0,16 | 1,03 | Aut | Pi |
| Indeterminada | Sem identificação 2 | - | - | - | - | 1,12 | 0,34 | 1,23 | 0,9 | Ind | Ind |
| Cardiopteridaceae | <i>Citronella gongonha</i> (Mart.) R.A. Howard | - | - | - | - | 1,12 | 1,01 | 0,55 | 0,89 | Zoo | Si |
| Myrtaceae | <i>Myrceugenia oxyssepala</i> (Burret) D. Legrand & Kausel | 0,41 | 0,41 | 0,47 | 0,43 | 1,12 | 0,34 | 1,16 | 0,87 | | |
| Winteraceae | <i>Drimys brasiliensis</i> Miers | 0,58 | 0,58 | 0,50 | 0,55 | 1,12 | 0,34 | 0,65 | 0,7 | Zoo | St |
| Primulaceae | <i>Myrsine umbellata</i> Mart. | 0,17 | 0,17 | 0,07 | 0,13 | 1,12 | 0,34 | 0,5 | 0,65 | Zoo | Si |
| Myrtaceae | <i>Myrceugenia myrcioides</i> (Cambess.) O.Berg | 1,9 | 1,9 | 0,43 | 1,45 | 1,12 | 0,34 | 0,46 | 0,64 | Zoo | Cl |
| Asteraceae | <i>Moquiniastrium polymorphum</i> (Less.) G. Sancho | 0,08 | 0,08 | 0,03 | 0,06 | 1,12 | 0,34 | 0,33 | 0,6 | Ane | Pi |
| Myrtaceae | <i>Myrcia palustris</i> DC. | 1,98 | 1,98 | 1,48 | 1,81 | 1,12 | 0,34 | 0,22 | 0,56 | Zoo | Si |
| Salicaceae | <i>Casearia decandra</i> Jacq. | 1,65 | 1,65 | 0,36 | 1,22 | 1,12 | 0,34 | 0,21 | 0,56 | Zoo | Si |
| Myrtaceae | <i>Myrcia laruotteana</i> Cambess. | - | - | - | - | 1,12 | 0,34 | 0,17 | 0,54 | Zoo | Pi |
| Myrtaceae | <i>Myrceugenia glaucescens</i> (Cambess.) D.Legrand & Kausel | 1,57 | 1,57 | 1,01 | 1,38 | 1,12 | 0,34 | 0,16 | 0,54 | Zoo | St |
| Indeterminada | Sem identificação 3 | - | - | - | - | 1,12 | 0,34 | 0,1 | 0,52 | Ind | Ind |
| Myrtaceae | <i>Myrceugenia cucullata</i> D.Legrand | - | - | - | - | 1,12 | 0,34 | 0,09 | 0,52 | Zoo | Si |
| Lauraceae | <i>Nectandra grandiflora</i> Nees | 0,66 | 0,66 | 0,78 | 0,70 | 1,12 | 0,34 | 0,06 | 0,51 | Zoo | Cl |

Continuação (...)

| Família | Espécie | 2011 | | | | 2016 | | | | SD | GE |
|-------------------|--|------|------|------|------|------|----|-----|----|-----|----|
| | | FR | DR | DoR | VI | FR | DR | DoR | VI | | |
| Sapindaceae | <i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk. | 2,64 | 2,64 | 3,29 | 2,86 | - | - | - | - | Zoo | Si |
| Aquifoliaceae | <i>Ilex theezans</i> Mart. ex Reissek | 2,64 | 2,64 | 3,21 | 2,83 | - | - | - | - | Zoo | Si |
| Myrtaceae | <i>Calyptranthes concinna</i> DC. | 3,06 | 3,06 | 1,24 | 2,45 | - | - | - | - | Zoo | Si |
| Fabaceae | <i>Inga lentiscifolia</i> Benth. | 2,06 | 2,06 | 0,55 | 1,56 | - | - | - | - | Zoo | Si |
| Meliaceae | <i>Cedrela fissilis</i> Vell. | 0,66 | 0,66 | 2,83 | 1,38 | - | - | - | - | Ane | Si |
| Myrtaceae | <i>Eugenia catharinae</i> O.Berg | 1,57 | 1,57 | 0,70 | 1,28 | - | - | - | - | Zoo | Si |
| Bignoniaceae | <i>Handroanthus albus</i> (Cham.) Mattos | 0,17 | 0,17 | 0,14 | 0,16 | - | - | - | - | Ane | Si |
| Sapindaceae | <i>Allophylus guaraniticus</i> (A.St.- Hil.) Radlk. | 1,4 | 1,4 | 0,80 | 1,2 | - | - | - | - | Zoo | St |
| Cunoniaceae | <i>Lamanonia ternata</i> Vell. | 0,66 | 0,66 | 1,05 | 0,79 | - | - | - | - | Ane | Si |
| Cardiopteridaceae | <i>Citronella paniculata</i> (Mart.) R.A.Howard | 0,99 | 0,99 | 0,53 | 0,84 | - | - | - | - | Zoo | St |
| Anacardiaceae | <i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi | 0,91 | 0,91 | 0,55 | 0,79 | - | - | - | - | Zoo | Si |
| Myrtaceae | <i>Myrcia selloi</i> (Spreng.) N.Silveira | 1,32 | 1,32 | 0,31 | 0,98 | - | - | - | - | Zoo | Si |
| Elaeocarpaceae | <i>Sloanea hirsuta</i> (Schott) Planch. ex Benth. | 0,25 | 0,25 | 1,49 | 0,66 | - | - | - | - | Ane | St |
| Myrtaceae | <i>Campomanesia xanthocarpa</i> Berg | 0,58 | 0,58 | 0,60 | 0,58 | - | - | - | - | Zoo | Si |

Continuação (...)

| Família | Espécie | 2011 | | | | 2016 | | | | SD | GE |
|---------------|--|------|------|------|------|------|----|-----|----|-----|----|
| | | FR | DR | DoR | VI | FR | DR | DoR | VI | | |
| Symplocaceae | <i>Symplocos tetrandra</i> Mart. | 0,66 | 0,66 | 0,35 | 0,56 | - | - | - | - | Zoo | St |
| Aquifoliaceae | <i>Ilex dumosa</i> Reissek | 0,58 | 0,58 | 0,48 | 0,54 | - | - | - | - | Zoo | Si |
| Annonaceae | <i>Annona rugulosa</i> (Schltdl.) H.Rainer | 0,66 | 0,66 | 0,19 | 0,50 | - | - | - | - | Zoo | Si |
| Fabaceae | <i>Inga vera</i> Willd. | 0,58 | 0,58 | 0,28 | 0,48 | - | - | - | - | Zoo | Si |
| Fabaceae | <i>Jacaranda puberula</i> Cham. | 1,90 | 1,90 | 0,43 | 1,41 | - | - | - | - | Aut | Pi |
| Fabaceae | <i>Inga virescens</i> Benth. | 0,50 | 0,50 | 0,40 | 0,47 | - | - | - | - | Zoo | Si |
| Solanaceae | <i>Solanum mauritianum</i> Scop. | 0,66 | 0,66 | 0,08 | 0,47 | - | - | - | - | Zoo | Pi |
| Lauraceae | <i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez | 0,50 | 0,50 | 0,40 | 0,46 | - | - | - | - | Zoo | Si |
| Salicaceae | <i>Casearia obliqua</i> Spreng. | 0,58 | 0,58 | 0,14 | 0,43 | - | - | - | - | Zoo | Si |
| Cyatheaceae | <i>Alsophila setosa</i> Kaulf. | 0,50 | 0,50 | 0,22 | 0,4 | - | - | - | - | Ane | Cl |
| Asteraceae | <i>Baccharis subdentata</i> DC. | 0,41 | 0,41 | 0,30 | 0,37 | - | - | - | - | Ane | Pi |
| Rutaceae | <i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam. | 0,41 | 0,41 | 0,29 | 0,37 | - | - | - | - | Zoo | Si |
| Symplocaceae | <i>Symplocos uniflora</i> (Pohl) Benth. | 0,41 | 0,41 | 0,23 | 0,35 | - | - | - | - | Zoo | Si |
| Myrtaceae | <i>Eugenia burkartiana</i> (D.Legrand) D.Legrand | 0,5 | 0,50 | 0,04 | 0,34 | - | - | - | - | Zoo | Si |
| Euphorbiaceae | <i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Müll.Arg. | 0,25 | 0,25 | 0,45 | 0,32 | - | - | - | - | Aut | St |
| Myrtaceae | <i>Myrceugenia miersiana</i> (Gardner) D.Legrand & Kausel | 0,41 | 0,41 | 0,06 | 0,30 | - | - | - | - | Zoo | Si |
| Solanaceae | <i>Capsicum villosum</i> Sendtn. | 0,41 | 0,41 | 0,05 | 0,29 | - | - | - | - | Zoo | Si |

Continuação (...)

| Família | Espécie | 2011 | | | | 2016 | | | | SD | GE |
|-------------|---|------|------|------|------|------|----|-----|----|-----|----|
| | | FR | DR | DoR | VI | FR | DR | DoR | VI | | |
| Solanaceae | <i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil. | 0,33 | 0,33 | 0,14 | 0,27 | - | - | - | - | Zoo | Si |
| Rutaceae | <i>Zanthoxylum kleinii</i> (R.S.Cowan) P.G.Waterman | 0,33 | 0,33 | 0,11 | 0,26 | - | - | - | - | Zoo | Si |
| Myrtaceae | <i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC. | 0,33 | 0,33 | 0,10 | 0,25 | - | - | - | - | Zoo | Si |
| Proteaceae | <i>Roupala montana</i> var. brasiliensis (Klotzsch) K.S.Edwards | 0,25 | 0,25 | 0,17 | 0,22 | - | - | - | - | Ane | Si |
| Lauraceae | <i>Persea major</i> (Meisn.) L.E.Kopp | 0,25 | 0,25 | 0,12 | 0,21 | - | - | - | - | Zoo | Cl |
| Lauraceae | <i>Ocotea porosa</i> (Nees & Mart.) Barroso | 0,25 | 0,25 | 0,10 | 0,2 | - | - | - | - | Zoo | St |
| Rosaceae | <i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb. | 0,25 | 0,25 | 0,06 | 0,19 | - | - | - | - | Zoo | Si |
| Asteraceae | <i>Eupatorium</i> sp. | 0,25 | 0,25 | 0,02 | 0,17 | - | - | - | - | Ane | Pi |
| Myrtaceae | <i>Myrcia hartwegiana</i> (O.Berg) Kiaersk. | 0,17 | 0,17 | 0,08 | 0,14 | - | - | - | - | Zoo | Si |
| Primulaceae | <i>Myrsine lorentziana</i> (Mez) Arechav. | 0,17 | 0,17 | 0,05 | 0,13 | - | - | - | - | Zoo | Si |
| Moraceae | <i>Ficus luschnathiana</i> (Miq.) Miq. (cf.) | 0,17 | 0,17 | 0,02 | 0,12 | - | - | - | - | Ane | St |
| Solanaceae | <i>Solanum paranense</i> Dusén | 0,17 | 0,17 | 0,02 | 0,12 | - | - | - | - | Zoo | Si |
| Asteraceae | <i>Baccharis brachylaenoides</i> DC. | 0,17 | 0,17 | 0,01 | 0,11 | - | - | - | - | Ane | Pi |
| Fabaceae | <i>Inga striata</i> Benth. | 0,08 | 0,08 | 0,13 | 0,10 | - | - | - | - | Zoo | Si |

Continuação (...)

| Família | Espécie | 2011 | | | | 2016 | | | | SD | GE |
|-----------------|--|------|------|------|------|------|----|-----|----|-----|-----|
| | | FR | DR | DoR | VI | FR | DR | DoR | VI | | |
| Solanaceae | <i>Solanum ramulosum</i> Sendtn. | 0,08 | 0,08 | 0,11 | 0,09 | - | - | - | - | Zoo | Si |
| Lauraceae | <i>Aniba firmula</i> (Nees & Mart.) Mez | 0,08 | 0,08 | 0,06 | 0,08 | - | - | - | - | Zoo | St |
| Indeterminada | Sem identificação 1 | 0,08 | 0,08 | 0,08 | 0,08 | - | - | - | - | Ind | Ind |
| Euphorbiaceae | <i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong | 0,08 | 0,08 | 0,03 | 0,07 | - | - | - | - | Aut | Pi |
| Asteraceae | <i>Baccharis oxyodonta</i> DC. | 0,08 | 0,08 | 0,01 | 0,06 | - | - | - | - | Ane | Pi |
| Asteraceae | <i>Baccharis semiserrata</i> DC. | 0,08 | 0,08 | 0,01 | 0,06 | - | - | - | - | Ane | Pi |
| Lauraceae | <i>Cinnamomum glaziovii</i> (Mez) Kosterm. | 0,08 | 0,08 | 0,00 | 0,06 | - | - | - | - | Zoo | Cl |
| Asteraceae | <i>Dasyphyllum tomentosum</i> (Spreng.) Cabrera | 0,08 | 0,08 | 0,01 | 0,06 | - | - | - | - | Ane | Si |
| Myrtaceae | <i>Eugenia neomyrtifolia</i> Sobral | 0,08 | 0,08 | 0,03 | 0,06 | - | - | - | - | Zoo | Si |
| Myrtaceae | <i>Eugenia uniflora</i> L. | 0,08 | 0,08 | 0,02 | 0,06 | - | - | - | - | Zoo | Si |
| Melastomataceae | <i>Miconia cinerascens</i> Miq. | 0,08 | 0,08 | 0,01 | 0,06 | - | - | - | - | Zoo | Si |
| Myrtaceae | <i>Myrciaria tenella</i> (DC.) O.Berg | 0,08 | 0,08 | 0,01 | 0,06 | - | - | - | - | Zoo | St |
| Myrtaceae | <i>Eugenia neomyrtifolia</i> Sobral | 0,08 | 0,08 | 0,01 | 0,06 | - | - | - | - | Zoo | Si |
| Asteraceae | <i>Symphyopappus lymansmithii</i> B.L. Rob. | 0,08 | 0,08 | 0,00 | 0,06 | - | - | - | - | Ane | Pi |
| Picramniaceae | <i>Picramnia parvifolia</i> Engl. | 0,08 | 0,08 | 0,01 | 0,06 | - | - | - | - | Zoo | Si |
| Myrtaceae | <i>Myrceugenia ovata</i> (Hook. & Arn.) O.Berg | 0,08 | 0,08 | 0,03 | 0,06 | - | - | - | - | Zoo | St |

(Conclusão)

| Família | Espécie | 2011 | | | | 2016 | | | | SD | GE |
|---------------|--|------|------|------|------|------|-----|-----|-----|-----|----|
| | | FR | DR | DoR | VI | FR | DR | DoR | VI | | |
| Euphorbiaceae | <i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng. | 0,08 | 0,08 | 0,01 | 0,06 | - | - | - | - | Zoo | St |
| Solanaceae | <i>Solanum cassioides</i> L.B.Sm. & Downs | 0,08 | 0,08 | 0,00 | 0,06 | - | - | - | - | Zoo | Si |
| Solanaceae | <i>Solanum compressum</i> L.B.Sm. & Downs | 0,08 | 0,08 | 0,03 | 0,06 | - | - | - | - | Zoo | Pi |
| Solanaceae | <i>Solanum lacerdæ</i> Dusén | 0,08 | 0,08 | 0,00 | 0,06 | - | - | - | - | Zoo | Pi |
| Solanaceae | <i>Solanum</i> sp. | 0,08 | 0,08 | 0,02 | 0,06 | - | - | - | - | Zoo | Si |
| Salicaceae | <i>Xylosma ciliatifolia</i> (Clos) Eichler | 0,08 | 0,08 | 0,00 | 0,06 | - | - | - | - | Zoo | Si |
| Total | | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | | |

Legenda: FR= frequência relativa; DR= densidade relativa; DoR= dominância relativa; VI= valor de importância; GE= grupo ecológico (sendo: Pi= pioneiro; Si= secundário inicial; St= secundário tardio; Cl= clímax) e SD= síndrome de dispersão (sendo: Zoo= zoocórico; Ane= anemocórico; Aut= autocórico).

3.2.3 Aspectos ecológicos

Para um período de cinco anos os resultados das modificações ecológicas indicam, de acordo com o teste de proporções (Tabela 13), um aumento na proporção de indivíduos nos grupos ecológicos pioneiro e diminuição de clímax. Enquanto a proporção dos indivíduos secundário inicial e tardio se mantiveram constantes.

Apesar do aumento na proporção de indivíduos de espécies pioneiras diferentemente do padrão observado para a outra fazenda, considera-se que ecologicamente, espécies pioneiras na sua maioria apresentam vida curta, vivendo de 3 a 10 anos nas florestas. No processo de sucessão, as espécies componentes de uma comunidade, após a sua ocupação e posterior morte, modificam o local e permitindo que outros organismos mais exigentes possam colonizar o ecossistema (REIS et al., 2007). Tais espécies, podem ainda servir como poleiros naturais para aves e morcegos que circulam em toda a floresta, transportando sementes e frutos, e assim contribuindo para a chegada de novas espécies (FERRETI, 2002).

Tabela 13 - Aspectos ecológicos dos indivíduos amostrados nos levantamentos realizados nos anos de 2011 e 2016, na fazenda Campo de Dentro, Otacílio Costa, SC.

| Indivíduos | | Nº de indivíduos (% de indivíduos) | | <i>p</i> |
|-----------------------|------|---------------------------------------|------------|----------|
| | | 2011 | 2016 | |
| Grupo ecológico | Pio* | 449 (28,1) | 122 (41,2) | <0,001 |
| | Sei | 726 (45,4) | 135 (45,6) | 0,998 |
| | Set | 103 (6,4) | 17 (5,7) | 0,746 |
| | Cli* | 321 (20,1) | 22 (7,4) | <0,001 |
| Síndrome de dispersão | Zoo* | 866 (54,2) | 107 (36,1) | <0,001 |
| | Aut* | 328 (20,5) | 130 (43,9) | <0,001 |
| | Ane* | 405 (25,3) | 59 (19,9) | 0,056 |

Legenda: *p*= significância do teste de proporções. Sendo: Pio= pioneiro; Sei= secundário inicial; Set= secundário tardio; Cli= clímax; Ane=anemocóricos; Aut= autocóricos; Zoo= zoocóricos. Fonte: Produção do próprio autor, 2016.

Considera-se ainda mais evidente a heterogeneidade florística entre remanescentes mais antigos e, a vegetação nativa já a sete anos em sucessão. Com isso, ao longo do tempo espera-se ocorrer a incorporação de indivíduos de outros grupos ecológicos mais tardios, principalmente nestes locais em sucessão a menos tempo.

Em relação as síndromes de dispersão, ocorreu diferença na participação relativa em todos os casos. Temos um aumento de indivíduos que apresentam a zoocoria como síndrome de dispersão e diminuição nos anemocóricos e autocóricos. De acordo com Reis e Kageyama (2003) indivíduos zoocóricos tem a função de atrair a fauna dispersora e aumentar a diversidade vegetal, com a chegada de sementes trazidas por dispersora

Os resultados do teste de proporções em relação as espécies nos grupos ecológicos e síndromes de dispersão nos

indicaram que não existe diferença nas proporções avaliadas entre os dois anos (Tabela 14). O conhecimento da dinâmica sucessional das florestas possibilita inferir que nestes ambientes vem ocorrendo a manutenção da riqueza de espécies nos grupos ecológicos, conforme verificado na fazenda Poço Grande.

Tabela 14 - Aspectos ecológicos das espécies amostrados nos levantamentos realizados nos anos de 2011 e 2016 na fazenda Campo de Dentro, Otacílio Costa, SC.

| | Espécies | Nº de espécies (% de espécies) | | <i>p</i> |
|-----------------------|----------|--------------------------------|-----------|----------|
| | | 2011 | 2016 | |
| Grupo ecológico | Pio | 23 (24,5) | 14 (35,9) | 0,260 |
| | Sei | 52 (55,3) | 16 (41,0) | 0,190 |
| | Set | 13 (13,8) | 6 (15,4) | 1,000 |
| | Cli | 6 (6,4) | 3 (7,7) | 1,000 |
| Síndrome de dispersão | Zoo | 69 (73,4) | 30 (76,9) | 0,837 |
| | Aut | 6 (6,4) | 3 (7,7) | 1,000 |
| | Ane | 19 (20,2) | 6 (15,4) | 0,685 |

Legenda: *p*= significância do teste de proporções. Sendo: Pio= pioneiro; Sei= secundário inicial; Set= secundário tardio; Cli= clímax; Ane=anemocóricos; Aut= autocóricos; Zoo= zoocóricos. Fonte: Produção do próprio autor, 2016.

As espécies que apresentam maior participação na comunidade são as secundárias iniciais e pioneiras. Porém existe a participação de secundárias tardias e clímax em menor proporção. Considera-se que pelas alterações ocorridas nestes ambientes, como exploração seletiva da madeira no passado e abertura de clareiras (retirada dos plantios florestais em alguns fragmentos), as espécies que compõem estes ambientes são capazes de garantir a sucessão ecológica nesses

locais. Contudo, a presença de eventos que retardem a trajetória sucessional devem ser monitorados.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Myrtaceae apresentou-se como a família de maior contribuição em espécies nos fragmentos avaliados, seguido das famílias Asteraceae, Lauraceae e Solanaceae. O mesmo padrão foi mantido entre levantamentos, e frequentemente observado na FOM.

Nas duas fazendas observou-se diminuição na riqueza rarefeita principalmente de espécies consideradas raras (um ou dois indivíduos amostrados), mas houve manutenção dos indivíduos de maior abundância.

O padrão de espécies com maiores valores de importância na floresta se manteve constante, nos dois levantamentos realizados, anos de 2011 e 2016, para ambas as fazendas.

Ocorreu manutenção do padrão de espécies nos grupos ecológicos e síndromes de dispersão, com elevada participação de zoocóricas.

Padrões distintos entre as fazendas foram verificados ao considerar a participação dos indivíduos nos grupos ecológicos. Na fazenda Poço Grande verificou-se uma diminuição na participação relativa de secundários tardios e, aumento em indivíduos do grupo ecológico clímax. Já na fazenda Campo de Dentro ocorreu um aumento na proporção de pioneiros e diminuição entre os indivíduos clímax.

Nas duas fazendas verificou-se um aumento de indivíduos com síndrome de dispersão zoocórica e, uma diminuição de anemocóricos e autocóricos. Sugerindo que com o tempo ocorra a chegada de propágulos nos ambientes, em virtude da atração de agentes dispersores.

Recomenda-se tratos silviculturais ou a retirada do gênero *Pinus* nos fragmentos amostrados, principalmente na fazenda Campo de Dentro, onde o gênero destacou-se na floresta.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVARES, C.A.; LUIZ, S. J.; SENTELHAS, P.C.; GONÇALVES, J.L.M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, Alemanha, v. 22, n. 6, p. 711-728, jan. 2014.

AVILA, A.L.; ARAUJO, M.M.; LONGHI, S.J.; GASPARIN, E. Agrupamentos florísticos na regeneração natural em remanescente de Floresta Ombrófila Mista, RS, Brasil. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 39, n. 91, p. 331-342, set. 2011

BARROSO, G.M.; BUENO, O.L. Compostas. In: REITZ, R. (ed.). **Flora Ilustrada Catarinense**. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues, 2002.

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

BIONDI, D.; LONGHI, S. J.; ARAUJO, A. C. B.; KANIESKI, M.R.; FLOSS, P.A.; GRACIOLI, ROSA, C. Caracterização dendrométrica de *Dicksonia sellowiana* (Presl.) Hooker em povoamento de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntz. **Cerne**, Lavras, v.15, n.4, p.453-459, out/dez. 2009.

BUDKE, J.C.; Giehl, E.L. H.; Athayde, E. A.; Eisinger, S. M.; Záchia, R. A. Florística e fitossociologia do componente arbóreo de uma floresta ribeirinha, arroio Passo das Tropas, Santa Maria, RS, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v.18, n.3, p.581-589, jul/set. 2004.

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

CALLEGARO, R. M.; LONGHI, S. J.; ARAUJO, A. C. B.; KANIESKI, M.R.; FLOSS, P. A.; GRACIOLI, C.R. Estrutura do componente arbóreo de uma Floresta Estacional Decidual ripária em Jaguari, RS. **Cienc. Rural**, Santa Maria, v.42, n.2, p. 305-311, feb. 2012.

CHAMI, L.B.; ARAUJO, M. M.; LONGHI, S. J.; KIELSE, P.; LÚCIO, A. D. Mecanismos de regeneração natural em diferentes ambientes de remanescente de Floresta Ombrófila Mista, São Francisco de Paula, RS. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 41, n. 2, p. 251-259, fev. 2011.

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

CLIMATE- **Dados climáticos para cidades mundiais**. Disponível em: <<http://pt.climate-data.org/location/28592/>>, Acesso em: 14 de jun.2016.

CUBAS, R. **Florística, estrutura e dinâmica em uma Floresta Ombrófila Mista no norte do estado de Santa**

Catarina. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) — Universidade Estadual do Centro-oeste, Irati, 2011.

DALLA ROSA, A. D.; SILVA, A. C. da; HIGUCHI, P.; GUIDINI, A. L.; SPIAZZI, F. R.; NEGRINI, M. et al. Diversidade e guildas de regeneração de espécies arbóreas na borda de uma floresta nativa em contato com plantio de pinus. **Revista Floresta**, Curitiba, v. 45, n. 2, p. 273 - 280, abr/jun. 2015.

DARONCO, C.; MELO, A.; GALVÃO C. de; DURINGAN, G. Ecossistemas em restauração versus ecossistema de referência: estudo de caso da comunidade vegetal de mata ciliar em região de Cerrado, Assis, SP, Brasil. **Revista Hoehnea**, São Paulo, v.40, n. 3, p. 485-498, set. 2013.

DENSLOW, J. S. Tropical rain forest gaps and tree species diversity. **Annu. Rev. Ecol. Syst.** , v. 18, p. 431-451, 1987.

EFRON, B.; TIBSHIRANI, R. J. **An introduction to the bootstrap**. New York: Chapman & Hall, 1993. 436 p.

EMER, C.; FONSECA, C.R.F. Araucaria Forest conservation: mechanisms providing resistance to invasion by exotic timber tress. **Biol Invasions**, v.13, n.1, p.189-202, jun. 2011.

FERREIRA, P.I. **Caracterização do componente arbóreo de áreas de preservação permanente em reflorestamentos de espécies exóticas como subsídio para restauração**. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) —Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2011.

FERREIRA, L. V.; SALOMÃO, R. DE P.; MATOS, D.C.L.; PEREIRA, J. L. G. Similaridade de espécies arbóreas em

função da distância em uma Floresta Ombrófila na Floresta Nacional de Saracá-Taquera, Pará. **Cienc. Nat.**, Belém, v. 6, n. 3, p. 295-306, set/dez. 2011.

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

FERREIRA, P.I.; GOMES, J. P.; BATISTA, F.; BERNARDI, A. P.; COSTA, N. C. F. da; BORTOLUZZI, R.L. da C. et al. Espécies Potenciais para Recuperação de Áreas de Preservação Permanente no Planalto Catarinense. **Revista Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro, v. 20, n. 2, p. 173-82, abr/jun. 2013.

FERREIRA, T. S.; HIGUCHI, P.; SILVA, A.C.; MANTOVANI, A.; MARCON, A.K.; SALAMI, B. et al. Distribuição e riqueza de espécies arbóreas raras em fragmentos de Floresta Ombrófila Mista ao longo de um gradiente altitudinal, em Santa Catarina. **Rev. Árvore**, v.39, n.3, p.447-455, mai/jun. 2015.

FERRETTI, A. R. Modelos de plantio para a restauração. In: GALVÃO, A.P.M.; MEDEIROS, A.C. de S. (Ed.), **A restauração da Mata Atlântica em áreas de sua primitiva ocorrência natural** Colombo, Brasil: Embrapa Florestas, 2002.

KAGEYAMA, P.; GANDARA, F.B. Recuperação de áreas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F., (ed.). **Matas ciliares: Conservação e recuperação**. 2.ed. São Paulo: FAPESP, p.249-269, 2004

KERSTEN, R.A.; GALVÃO, F. Suficiência amostral em inventários florísticos e fitossociológicos. In: FELFILI, J.M.; EISENLOH, P.V.; MELO, M.M.R.F. (Org.). **Fitossociologia no Brasil: métodos e estudo de caso**, Viçosa: UFV. v.1, 2011.

GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V. Theoretical bases of the forest ecological restoration. In: RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S. V.; GANDOLFI, S. (eds.). **High diversity forest restoration in degraded areas**. New York: Nova Science Publishers, 286p. 2007.

GIEHL, E. L. H.; ATHAYDE, E. A.; BUDKE, J. C.; GESING, J.P.A.; EINSIGER, S. M.; CANTO-DOROW, T.S. Espectro e distribuição vertical das estratégias de dispersão de diásporos do componente arbóreo em uma floresta estacional no sul do Brasil. **Acta botanica brasílica**, São Paulo, v.21, n. 1, p. 137-145, jan/mar. 2007.

GRESSLER, E.; PIZO, M.A.; MORELLATO, L.P.C. Polinização e dispersão de sementes em Myrtaceae do Brasil. **Brazilian Journal of Botany**, São Paulo, v.29, n.4, p. 509-530, out/nov. 2006.

HIGUCHI, P.; SILVA, A.C.; RECH, T.D.; BENTO, M.A.; BUZZI-JUNIOR, F; SALAMI, B. et al. Heterogeneity of tree species communities along edge gradients in fragments of Araucaria Forest in Southern Brazil. **Australian Journal of Basic and Applied Sciences**, Austrália, v. 16, p. 64-698, out. 2014.

HIGUCHI, P.; SILVA, A. C.; FERREIRA, da T. de S.; SOUZA, S.T.de; GOMES de J. P.; SILVA, K. M. da, et al. Influência de variáveis ambientais sobre o padrão estrutural e florístico do componente arbóreo, em um fragmento de

Floresta Ombrófila Mista Montana em Lages, SC. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 22, n. 1, p. 79-90, jan/mar. 2012.

HIGUCHI, P.; SILVA, A. C. da; ALMEIDA, J.Á.; BORTOLUZZI, R.L. da C.; MANTOVANI, A.; FERREIRA, T. S. et al. Florística e estrutura do componente arbóreo e análise ambiental de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista Alto-Montana no município de Painel, SC. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 23, n. 1, p. 153-164, jan/mar. 2013.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. 2ªed revisada e ampliada, 2012, 271p.

IUCN— International Union for Conservation of Nature. **Red List of Threatened Species**. Version 2015-4. <www.iucnredlist.org>. Acesso em 16 Junho de 2016.

KLAUBERG, C.; PALUDO, G.F.; BORTOLUZZI, R.L. da C.; MANTOVANI, A. Florística e estrutura de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista no Planalto Catarinense. **Biotemas**, Florianópolis, v. 23, n. 1, p.35-47, mar. 2010.

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

LEWIS, S.L., PHILLIPS, O.L., BAKER, T.R., LLOYD, J., MALHI, Y., ALMEIDA, S. et al. Concerted changes in tropical forest structure and dynamics: evidence from 50 South American long-term plots. **Philos. T. Roy. Soc**, Londres, v. 359, p. 421-436, 2004.

LIEBSCH, D.; MARQUES, M.C.M.; GOLDENBERG, R. How long does the Atlantic Rain Forest take to recover after a

disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession. **Biological Conservation**, Oxford, v.141, n.6, p.1717-1725, jun. 2008.

LIEBSCH, D.; GOLDENBERG, R.; MARQUES, M.C.C. Florística e estrutura de comunidades vegetais em uma cronossequência de Floresta Atlântica no estado do Paraná, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Belo Horizonte, v. 21, n. 4, p.983-992, abr. 2007.

LONGHI, S.J.; BRENA, D.A.; GOMES, J.F.; NARVAES, I.S.; BERGER, G.; SOLIGO, A.J. Classificação e caracterização de estágios sucessionais em remanescentes de Floresta Ombrófila Mista na Flona de São Francisco de Paula, RS, Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v.16, n.2, p.113-125, 2006.

MACARTHUR, R. H.; LEVINS, R. Competition, habitat selection and character displacement in a patchy environment. **Proceedings of National Academy of Sciences**, Boston, v. 51, n.6, p.1207-1210, jun.1964.

MACIEL, M.; WATZLAWICK, L.; SCHOENINGER, E.; YAMAJI, F. Classificação ecológica das espécies arbóreas. **Revista Acadêmica: Ciências Agrárias e Ambientais**, São José dos Pinhais, v. 1, n. 2, p. 69-78, 2003.

MOGNON, F.; DALLAGNOL, F.; SANQUETTA, C.; CORTE, A.P.; MAAS, G. Uma década de dinâmica florística e fitossociológica em Floresta Ombrófila Mista montana no Sul do Paraná. **Revista de estudos ambientais**, Blumenau, v.14, n.1, p. 43-59, 2012.

MAGURRAN, A. E. **Measuring Biological Diversity**. Austrália: Blackwell Publishing, 2003. 256 p.

MARON, M.; HOBBS, R. J.; MOILANEN, J. W.; CHRISTIE, K. GARDNER, T. A.; KEITH, D. A. LINDENMAYER, D. B.; MCALPINE, C. A. Faustian bargains? Restoration realities in the context of biodiversity offset policies. **Biological Conservation**, Oxford, v.155, n. 2012, p.141-148, 2012.

MAUHS, J.; BACKES, A. Estrutura fitossociológica e regeneração natural de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista exposto a perturbações antrópicas. **Pesquisas Série Botânica**, São Leopoldo, v. 52, n.7, p. 89-109, 2002.

MARTINELLI, G.; MORAES, M.A. **Livro vermelho da flora do Brasil**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2013. Disponível em: <<http://cncflora.jbrj.gov.br>>, Acesso em: 16 junho de 2016.

MISSOURI BOTANICAL GARDEN. **Trópicos**. 2014. Disponível em: <<http://www.tropicos.org/Home.aspx>>, Acesso em: 08 março 2016.

MUELLER-DOMBOIS, D., ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley, 1974, 547p.

NEGRINI, M.; HIGUCHI, P.; SILVA A.C.; SPIAZZI, F.R.; BUZZI, F. VEFAGO, M.B. Heterogeneidade Florístico-estrutural do componente arbóreo em um sistema de fragmentos florestais no Planalto Sul Catarinense. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 38, n. 5, set/out. 2014.

OKSANEN J.; BLANCHET F. G.; KINDT R.; LEGENDRE P.; MINCHIN P. R.; O'HARA R. B., et al. **Vegan: Community Ecology Package**. R package version 3.2.2, 2015.

R CORE TEAM. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. Vienna, 2015.

RAMBO, B. O elemento andino no pinhal riograndense. *Anais Botânicos Do HBR*, v. 3, p. 7–39, 1951.

REIS, A.; KAGEYAMA, P.Y. Restauração de áreas degradadas utilizando interações interespecíficas. In: KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA, R. E. de; MORAES L. F. D. de, ENGEL V. L.; F. B. GANDARA, (ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais. Fundação de Estudo e Pesquisas Agrícolas e Florestais**, p. 91-110, 2003.

REIS, A.; KAGEYAMA, P.Y. Restauração de áreas degradadas utilizando interações interespecíficas. In: KAGEYAMA, P.Y.; **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, n. 1, p. 684-686, 2007.

REITZ, P.R. **Flora Ilustrada Catarinense**. Itajaí, 1971.

REITZ, P; KLEIN, R.M.; REIS, A. **Projeto Madeira- Santa Catarina**. Herbário Barbosa Rodrigues, Florianópolis: Lunardelli. 1978, 320 p.

RONDON NETO, R.M.; WATZLAWICK, L. F.; CALDEIRA, M. V. Diásporos das espécies arbóreas de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista. **Revista Ciências Exatas e Naturais**, Curitiba, v. 3, n. 2, p. 209-216, 2001.

RODRIGUES, R.R. BRANCALION, P. H. S. ISERNHAGEN, I. (Org.) **Protocolo de monitoramento para programas e projetos de**

restauração florestal- São Paulo: Instituto BioAtlântica (LERF/ESALQ), 2013.

SANQUETTA, C.R; CÔRTE, A P D, SALZMANN, A. M.; VULCANIS L. Dinâmica de um remanescente de Floresta Ombrófila Mista no sul do Paraná sob influência de taquaras **Ambiência**, Guarapuava, v.3 n.1 p. 65-78, jan/abr. 2007.

SANTOS, K.F.; FERREIRA, T.S.; HIGUCHI, P.; SILVA, A.C.; VANDRESEN, P.B.; COSTA, A. 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, jan/mar. 2015

SCHAAF, L.B.; FIGUEIREDO FILHO, A.; GALVÃO, F.; SANQUETTA, C.R.; LONGHI, S.J. Modificações florístico-estruturais de um remanescente de Floresta Ombrófila Mista Montana no período entre 1979 e 2000. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 16, n. 3, p. 271-291, 2006.

SCARIOT, E.C.; REIS, A. Riqueza e estrutura florística de corredores ciliares em regeneração natural no planalto norte catarinense, sul do Brasil. **Perspectiva**, Erechim, v.34, n.125, p.53-65, 2010.

SONEGO, R.C.; BACKES, A.; SOUZA, A.F. Descrição da estrutura de uma Floresta Ombrófila Mista, RS, Brasil, utilizando estimadores não-paramétricos de riqueza e rarefação de amostras. **Acta botanica Brasilica**, São Paulo, v. 21, n. 4, p. 943-955, 2007.

SUDING, K.N.; HOBBS, R.J. Threshold models in restoration and conservation: A developing framework. **Trends in**

Ecology and Evolution, Cambridge, v.24, n.15, p. 271–279, mai. 2009.

SUGANUMA, M.S.; DURIGAN, G. Indicators of restoration sucess in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems. **Restoration Ecology**, Washington, v. 23, n.3, p. 238-251, mai. 2015.

TABARELLI, M.; VILLANI, J.P.; MANTOVANI, W. Estudo comparativo da vegetação de dois trechos de floresta secundária no Núcleo Santa Virgínia/SP. **Rev. Instituto Federal**, São Paulo, v.6, n.1, p. 1-11, 1994.

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

VAN DER PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants**. 2. ed. Berlim: Springer-Verlag, 1972, 161p.

ZANINI, L.; GANADE, G. Restoration of Araucaria Forest: the role of perches, pioneer vegetation, end soil fertility. **Restoration Ecology**, Washington, v. 13, n. 3, p. 507-514, 2005.

PIZO, M.A. Padrão de deposição de sementes e sobrevivência de sementes e plântulas de duas espécies de Myrtaceae na Mata Atlântica. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 26, n. 3, p. 371-377, jul/set. 2003.

VIBRANS, A.; SEVEGNANI, L.; UHLMANN, VIBRANS, A.C.; SCHORN, L. A.; SOBRAL, M. et al. Structure of mixed

ombrophyllous forests with *Araucaria angustifolia*. **Revista de Biología Tropical**, Costa Rica, v. 59, p. 1371-1387, set. 2011.

VENZKE, R.S.; MARTINS, S.V. Aspectos florísticos de três estágios sucessionais em mata ciliar em Arroio do Padre, extremo Sul do Brasil. **Revista Floresta**, Curitiba, PR, v. 43, n. 2, p. 191 - 204, abr. / jun. 2013.

ZILLER, S. R.; GALVÃO, F. O processo de degradação da Estepe Gramíneo-Lenhosa no Paraná por contaminação biológica de *Pinus elliotti* e *P. taeda*. **Revista Floresta**, Curitiba, v.32, n.1, p.41-47, 2002.

8 CONSIDERAÇÕES FINAIS

As informações geradas neste estudo possibilitaram o entendimento de aspectos envolvidos na sucessão florestal de fragmentos de FOM, visando a adequação ambiental. Foi possível determinar espécies comuns de serem encontradas em ambientes ciliares, os quais estão geralmente sobre proteção legal, nesta tipologia florestal. Com isso, este levantamento pode auxiliar na restauração ativa de locais degradados que não apresentam remanescentes nativos próximos ou uma conectividade da paisagem. Nestes casos, aconselha-se utilizar espécies persistentes na floresta para a perpetuidade do local a ser restaurado.

A utilização de um ecossistema de referência é um seguimento promissor para o monitoramento da restauração passiva na FOM. Principalmente pela possibilidade de comparação, que pode ser feita até o momento em que não ocorram grandes diferenças entre os locais a serem restaurados e ecossistemas, próximos, considerados conservados. Isso permite a obtenção de uma meta ecológica, ou um período /ponto que será o término do processo de restauração. Dessa forma, os indicadores ecológicos possibilitam um monitoramento baseando-se nos diferentes aspectos da floresta, que envolvem os diferentes estratos da comunidade arbórea, quanto as questões abióticas associadas a estes.

Os primeiros capítulos, envolvendo apenas a fazenda Poço Grande, possibilitaram inferências pontuais do monitoramento destes fragmentos. Com isso, foi possível indicar que existe uma diferença entre os setores avaliados, principalmente pela menor densidade, área basal, equabilidade de adultos e maior participação de indivíduos pioneiros e autocóricos, para o local em restauração. Ainda evidenciou que existe diferenças florístico-estrutural entre os locais. Porém, ao considerar apenas o setor em restauração, a comparação do

estrato arbóreo para o regenerante torna possível a indicação de como será a futura composição da floresta. Pois, neste caso, vem ocorrendo a incorporação de diversidade, equabilidade, com acréscimo de indivíduos em estágio sucessional mais avançado e zoocóricos. Permitindo inferir sobre garantia da manutenção da diversidade e o avanço sucessional destes fragmentos.

Considera-se *Mimosa scabrella* uma espécie promissora para a restauração de ambientes, por mostrar-se abundante e, sendo considerada uma espécie que se mantém na estruturação da floresta por no mínimo um período de dez ano. Apresenta-se como uma espécie facilitadora do processo sucessional, sendo a única espécie amostrada no banco de sementes.

As espécies investigadas *Merostachys multiramea* e *Ocellochloa rudis* mostraram-se indiferentes ao evento perturbatório (retirada do plantio) e ocorrendo em toda a fazenda. *Ocellochloa rudis* apresenta-se associada as condições de solo (maior pH e CTCef), não havendo relação direta com todas as parcelas do “local restauração”. Tem-se, que *O. rudis* seja capaz de influenciar no estrato regenerante da floresta, diminuindo a chegada de propágulos no banco de sementes do solo. Mas ao mesmo tempo, auxília no controle da erosão e lixiviação do solo. Neste caso, maiores investigações são essenciais, para possibilitar um melhor entendimento dos processos de sução e principalmente interferência de espécies como esta. Para que se possa determinar as vantagens e desvantagens de sua presença ou ausência na restauração ecológica.

A diversidade da comunidade arbórea para esta fazenda mostrou-se como a variável que evidenciou a setorização entre os locais. Acompanhamentos futuros, permitirão verificar se essa variável pode ser considerada um indicador ecológico eficiente para o monitoramento da restauração passiva na FOM.

Ainda em relação a fazenda Poço Grande, esta encontra-se inserida em uma paisagem favorável. Com fragmentos nativos interligados, alguns em estágio sucessional mais avançado, fragmentos bem distribuídos na fazenda e existência de fonte de propágulos. Assim possibilitando avanço no processo sucessional, ao considerar uma escala temporal. Um ponto que merece destaque, nesta fazenda foi a baixa participação de *Araucaria angustifolia*, possivelmente reflexo dos processos exploratórios ocorridos na FOM no passado. Ao considerar as áreas nativas da fazenda, dentre os aspectos fitossociológicos que foram destaque, têm-se a manutenção das espécies de maior importância e a diminuição da participação daquelas que apresentaram poucos indivíduos no ano de 2011, ocasionando diminuição na riqueza, fator que pode estar associado a modificação da metodologia de amostragem. No que diz respeito aos aspectos ecológicos ocorreu acréscimo de indivíduos de estágios sucessionais mais avançados. Estes aspectos estão relacionados as modificações na floresta, que são provenientes da dinâmica florestal.

Em relação a fazenda Campo de Dentro, esta encontra-se inserida em uma paisagem favorável, com corredores ecológicos, presença de fragmentos em estágio sucessional mais avançados, interligação entre fragmentos, etc. No entanto, enfatiza-se que esta fazenda apresenta maior proporção de áreas de campo, que pode influenciar na restauração florestal passiva, por não ser um ecossistema florestal em sua origem.

Seus aspectos fitossociológicos informam a manutenção das espécies de maior importância e a diminuição na riqueza, conforme a fazenda Poço Grande. Para os aspectos ecológicos ocorreu acréscimo de indivíduos de estágio sucessionais pioneiro e diminuição de clímax. Ocorreu a chegada de indivíduos zoocóricos, indicando a possibilidade de atração de agentes dispersores, e por sua vez, ingresso de novos indivíduos. As áreas em restauração com menor tempo em

sucessão, apenas sete anos, possivelmente sejam responsáveis pelo acréscimo de indivíduos pioneiros. Sendo que o ingresso destes indivíduos permite melhorias nas características do local, principalmente edáficas e microclimáticas. Evidencia-se que modificações na composição de espécies sejam normais na dinâmica de florestas. Contudo, sugere-se dar continuidade ao monitoramento e utilizar indicadores ecológicos (variáveis bióticas e abióticas), bem como uma meta ecologia (fragmentos de referência ecológica), permitindo facilitar o monitoramento da restauração passiva.

Um ponto que merece destaque na fazenda Campo de Dentro é a necessidade da retirada do gênero invasor *Pinus*, principalmente por encontrar-se entre as espécies de maior valor de importância na floresta.