

**UNIVERSIDADE DO EXTREMO SUL CATARINENSE - UNESC
UNIDADE ACADÊMICA DE HUMANIDADES, CIÊNCIAS E EDUCAÇÃO
CURSO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS (BACHARELADO)**

**SUCESSÃO SECUNDÁRIA EM ANTIGAS ÁREAS DE PASTAGEM NO PARQUE
ESTADUAL DA SERRA FURADA, SUL DE SANTA CATARINA**

RENATO COLARES

CRICIÚMA, SC

2016

RENATO COLARES

**SUCESSÃO SECUNDÁRIA EM ANTIGAS ÁREAS DE PASTAGEM NO PARQUE
ESTADUAL DA SERRA FURADA, SUL DE SANTA CATARINA**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao
Curso de Ciências Biológicas da Universidade do
Extremo Sul Catarinense como requisito para
obtenção de grau de Bacharel em Ciências Biológicas

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Vanilde Citadini-Zanette

CRICIÚMA, SC

2016

RENATO COLARES

**SUCCESSÃO SECUNDÁRIA EM ANTIGAS ÁREAS DE PASTAGEM NO PARQUE
ESTADUAL DA SERRA FURADA, SUL DE SANTA CATARINA**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Ciências Biológicas da Universidade do Extremo Sul Catarinense como requisito para obtenção de grau de Bacharel em Ciências Biológicas.

BANCA EXAMINADORA

Prof.^a Dr.^a Vanilde Citadini-Zanette (UNESC) – Orientadora

Prof. Dr. Robson dos Santos (UNESC)

Prof. MSc. Jader Lima Pereira (UNESC)

“A ausência de evidências não é evidência de ausência”

Carl Sagan

AGRADECIMENTOS

Inicialmente agradeço a Prof.^a Vanilde, por me permitir realizar este trabalho, e pela ÓTIMA orientação ao longo da produção desta monografia, além dos conhecimentos e oportunidades a mim passados que, com toda certeza, me guiarão nas escolhas que vou fazer ao longo de toda a minha vida.

Agradeço (e muito) também aos colegas do Herbário Pe. Dr. Raulino Reitz (CRI) da UNESC – Aline, Altamir, Beatriz, Gisele, Guilherme E., Guilherme L., Humberto, Iara, Jhoni, Lis, Mariana, Peterson, Samara, Tainá, Thuany – por auxiliarem em tarefas de campo, identificação de espécimes – sobretudo as mirtáceas e as “malditas plântulas” –, na digitação sem fim das planilhas, pelo auxílio em sugestões e correções neste TCC, e por compartilhar boas e sinceras risadas.

Um abraço de agradecimento, com alguns pontapés, transmito aos meus colegas, sobretudo aos grandes amigos Daniela, Filipe, e Istefany, com ênfase na primeira que me fez reescrever a introdução.

Agradeço também aos professores membros da banca Dr. Robson dos Santos e MSc. Jader Lima Pereira, em especial ao primeiro por ter dado sugestão de concentrar no TCC parte dos muitos dados obtidos em campos que resultou na execução deste projeto, bem como por seu auxílio no Herbário.

Um agradecimento especial a outros botânicos: Dr. Marcos Sobral, Dr.^a Mara Rejane Ritter, Dr. Martim Molz, e Dr. Rafael Martins, por suas contribuições que decidiram a identificação de diversos espécimes vegetativos.

Agradeço ao Conselho Nacional de Pesquisa e Desenvolvimento Tecnológico (CNPq) e à Universidade do Extremo Sul Catarinense (UNESC), pela concessão de Bolsas de Iniciação Científica, que possibilitaram o desenvolvimento deste estudo.

Por fim agradeço a minha namorada por fazer dezenas de garrafas de café que me moviam nas manhãs, tardes e noites em que estive ocupado na produção desta monografia.

RESUMO

Após a degradação ambiental de uma floresta e quando esta é abandonada, dá-se início à sucessão ecológica secundária, que tende a alterar a composição das espécies da comunidade vegetal, dependendo das condições bióticas e abióticas em que a área se encontra. No presente estudo avaliou-se a vegetação da comunidade secundária de áreas de pastagem abandonadas, localizadas no Parque Estadual da Serra Furada (PAESF), sul de Santa Catarina, Brasil. Foi utilizado o método de parcelas fixas onde foram amostrados todos os indivíduos arbóreos com altura $\geq 0,2$ m em 40 parcelas de 100 m², divididos em 4 classes de tamanho: C1, ($\geq 0,2$ e $< 1,0$ m), C2 ($\geq 1,0$ e $< 3,0$ m), C3 (altura $\geq 3,0$ m e com DAP < 5 cm) e (DAP ≥ 5 cm). Das espécies amostradas foram registrados as estratégias de polinização e de dispersão, além dos grupos ecológicos. As três primeiras classes (C1, C2 e C3) foram consideradas como pertencentes ao componente regenerante da comunidade e, a partir destas, foi calculada a regeneração natural total da comunidade. A classe C4 foi tratada como componente adulto, onde foram calculados os valores de densidade, frequência e dominância absolutas e relativas e, a partir destes, o valor de importância. Foi também analisada a distribuição dos indivíduos, segundo estratégias de polinização e dispersão e grupos ecológicos, ao longo das classes de tamanho. Foram amostradas 89 espécies, compreendidas em 39 famílias, sendo uma espécie de samambaia (Monilophyta), uma gimnosperma e as demais angiospermas. As famílias mais ricas foram Myrtaceae, Rubiaceae e Lauraceae com, respectivamente, 10, oito e seis espécies. No componente adulto foram amostradas 44 espécies, sendo *Piptocarpha axillaris* (Less.) Baker, *Myrsine coriacea* (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult., *Vernonanthura discolor* (Spreng.) H. Rob. e *Miconia cabucu* Hoehne aquelas que apresentaram os maiores valores de importância, que juntas totalizam mais de 50% do total do valor estimado. O componente regenerante foi o mais rico, com 82 espécies, sendo *P. axillaris*, *M. cabucu*, *M. coriacea* e *Myrsine umbellata* Mart., as que obtiveram os maiores valores de regeneração natural total e que juntas somaram 38.46% do valor calculado. Para algumas espécies foi possível constatar diferentes padrões de abundância ao longo das classes de tamanho, apontando ao fato de que terão sua representatividade diminuída na futura composição da floresta (e.g. *P. axillaris*) ou aumentada (e.g. *Euterpe edulis* Mart.). As estratégias de polinização e de dispersão mais comuns, segundo riqueza e abundância, foram a zoofilia e a zoocoria, confirmando importância da fauna nas comunidades secundárias da Floresta Ombrófila Densa. Quanto aos grupos ecológicos observou-se dois padrões de riqueza e abundância: um grupo com grande número de indivíduos e poucas espécies (pioneiras e secundárias iniciais) e outro com poucos indivíduos e muitas espécies (secundárias tardias e clímax), corroborando o padrão da dinâmica que ocorre em processos de sucessão ecológica secundária em ambientes florestais. O ambiente estudado se encontra em processo de substituição de espécies, com tendência ao aumento da riqueza e diversidade, aproximando-se de outros ambientes conservados do Parque.

Palavras-chave: Regeneração Natural, Fitossociologia, Florística, Ambientes perturbados.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	7
1.1 OBJETIVOS	10
1.1.1 Objetivo geral	10
1.1.2 Objetivos específicos.....	10
2 MATERIAIS E MÉTODO	11
2.1 ÁREA DE ESTUDO	11
2.2 METODOLOGIA	13
2.3 ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	15
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	16
3.1 FLORÍSTICA E ESTRUTURA DA COMUNIDADE ARBÓREA	16
3.1.1 Componente adulto	22
3.1.2 Componente regenerante	26
3.2 ESTRATÉGIAS DE POLINIZAÇÃO, DISPERSÃO E GRUPOS ECOLÓGICOS	32
3.3 ÍNDICES ECOLÓGICOS E SIMILARIDADE ENTRE CLASSES	38
4 CONCLUSÃO.....	41
REFERÊNCIAS.....	42

1 INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica é um bioma de grande riqueza e importância ecológica, apresentando 35% das espécies da flora do Brasil (TONHASCA-JÚNIOR, 2005). Sua grande riqueza pode ser atribuída à variedade de ambientes que apresenta, sendo na Floresta Ombrófila Densa o mais rico. Ao todo, estima-se que a Mata Atlântica tenha mais de 20.000 espécies vegetais (GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2005; TONHASCA-JÚNIOR, 2005; CAMPANILI; SCHAFFER, 2010). Apesar de sua grande riqueza, encontra-se ameaçada, sendo considerado um dos 34 *hotspots* mundiais (MYERS et al., 2000).

Dentre os fatores que contribuíram para a fragmentação do bioma Mata Atlântica, cabe destacar a bovinocultura, que atuou de forma significativa, especialmente nas primeiras fases de colonização do país, onde a baixa produtividade era contornada pelos colonizadores através do desmatamento para a geração de novas áreas cultiváveis (TONHASCA-JÚNIOR, 2005; NEVES, 2006). Com o fim do impacto dos distúrbios de origem antrópica sobre as florestas, tem-se início aos processos de sucessão ecológica natural (TONHASCA-JÚNIOR, 2005; CHAZDON, 2012).

A sucessão natural ou ecológica secundária pode ser definida como o processo de alteração gradual da composição das espécies de uma comunidade (ecossistema) em função de determinado distúrbio (ENGEL; PARROTTA, 2003; MARTINS, 2012). As comunidades naturais são sistemas abertos limitados por fatores diversos, muitas vezes imprevisíveis - sucessão estocástica (PALMER et al., 1997), estando a composição florística e a estrutura da comunidade vegetal influenciadas por fatores externos à comunidade, inclusive pelos distúrbios (GANDOLFI; RODRIGUES; MARTINS, 2007). Este processo de sucessão ecológica é dependente de características físicas locais, espécies presentes, paisagem regional, características do entorno imediato e histórico de ocupação da área (GANDOLFI; RODRIGUES; MARTINS, 2007). Dessa forma o processo de sucessão pode ocorrer seguindo múltiplas trajetórias, em um equilíbrio dinâmico (ARONSON; van ANDEL, 2005).

Os distúrbios de origem antrópica estão entre os principais fatores de influência sobre a trajetória da sucessão ecológica de um ambiente (TONHASCA-JÚNIOR, 2005). Em pastagens abandonadas a maior barreira para a sucessão é a disponibilidade de propágulos, uma vez que este tipo de distúrbio tende a impactar negativamente o banco de sementes e de plântulas. Quando as barreiras da dispersão são superadas, uma série de fatores tendem a selecionar as espécies que irão colonizar o ambiente, como umidade, pH e disponibilidade de nutrientes do solo, microclima, entre outros (HOLL, 1999; CHAZDON, 2012).

Espécies exóticas podem intervir nos processos de sucessão ecológica competindo com outras espécies nativas e limitando o desenvolvimento dessas no ambiente, sendo essas espécies um problema mesmo em Unidades de Conservação (SAMPAIO; SCHMIDT, 2013). A ocorrência de espécies invasoras exóticas pode ser uma das maiores barreiras à sucessão, visto que são a segunda maior causa de perda de biodiversidade, atrás apenas do desmatamento (CORADIN, 2006). Pastagens abandonadas tendem a apresentar gramíneas, que mesmo quando nativas podem afetar negativamente o desenvolvimento de outras espécies, visto suas características de crescimento rápido e grande pioneirismo (PARSONS, 1972; SAMPAIO; SCHMIDT, 2013). Tais espécies precisam muitas vezes serem removidas de áreas abandonadas para facilitar a sucessão ecológica secundária (CORADIN, 2006; SAMPAIO; SCHMIDT, 2013).

A colonização de uma área que sofreu alterações tem início com espécies consideradas pioneiras, que são aquelas adaptadas às condições limitantes que o ambiente apresenta. Essas espécies criam condições microclimáticas e edáficas adequadas para que outros grupos de plantas se estabeleçam. Sucessoras das pioneiras, as espécies secundárias precisam de mais sombra e de solo mais úmido, com maior teor de matéria orgânica (RODRIGUES, 2013). De acordo com Almeida (2000), cada fase da sucessão ecológica é formada por composições florísticas e faunísticas peculiares, porém associadas entre si.

Galvão e Medeiros (2002) relatam que, ao ocorrer abertura de uma clareira na floresta, as sementes das espécies pioneiras que estavam no solo são estimuladas a iniciar o processo de germinação através da quebra de dormência de suas sementes, ocasionado pela alteração na temperatura e/ou incidência solar direta (VAZQUEZ-YANES; OROZCO-SEGOVIA, 1990). As plântulas dessas espécies crescem rapidamente e cobrem o espaço aberto, sendo mais facilmente encontradas em clareiras e crescendo sob pleno sol, estas espécies são também caracterizadas por produzirem uma grande quantidade de sementes. Desta forma, colonizam rapidamente a área aberta com alta densidade de indivíduos de poucas espécies (GALVÃO; MEDEIROS, 2002)

Devido as pioneiras estarem se desenvolvendo em grandes clareiras e com maior densidade, muitos animais, como aves e morcegos, que circundam a floresta e clareiras em busca de alimento, carregam sementes e frutos de outras espécies pioneiras e de outros grupos ecológicos (secundárias e clímax), acelerando o processo sucessional, ocasionado pela chuva de sementes. A maior parte das espécies pioneiras tem ciclo de vida curto, entre 3 a 10 anos (GALVÃO; MEDEIROS, 2002), sendo posteriormente substituídas pelas espécies pertencentes ao grupo das secundárias e clímax.

As espécies secundárias normalmente produzem sementes aptas para germinar quando chegam ao solo, formando o banco de plântulas. Suas sementes conseguem germinar sob a sombra de outras árvores, contudo necessitam da luz de pequenas clareiras para se desenvolver. Com a busca pela luz, as espécies secundárias alcançam o dossel da floresta e algumas podem até ultrapassá-lo, sendo estas denominadas árvores emergentes (GALVÃO; MEDEIROS, 2002). Alguns autores utilizam subdivisões para as secundárias (KLEIN et al., 2009; SANTOS et al., 2009) em secundárias iniciais e tardias (BUDOWSKI, 1965).

As espécies secundárias iniciais apresentam crescimento rápido como as pioneiras, entretanto não compõem um banco de sementes. As secundárias tardias são mais tolerantes à sombra, possuem crescimento mais lento e um ciclo de vida mais longo que as secundárias iniciais (BUDOWSKI, 1965). As espécies secundárias são pouco comuns na floresta clímax e apresentam baixa densidade de indivíduos adultos por unidade de área (FERRETTI et al., 1995).

Por fim, as espécies clímax, do mesmo modo que as secundárias, formam banco de plântulas, contudo não necessitam da luz disponível em pequenas clareiras para o seu desenvolvimento, conseguindo concluir todo o seu ciclo de vida à sombra. Por esse motivo, não precisam crescer muito em altura para buscar a luz e, na maioria das vezes, suas copas estão abaixo das maiores árvores das florestas (KAGEYAMA; CASTRO, 1989; FERRETTI et al., 1995; MACIEL et al., 2003). Muitas destas espécies produzem frutos volumosos e de consistência carnosa, apreciados por grandes animais, como alguns mamíferos. As espécies clímax podem apresentar dormência, em regra quebrada pelos ácidos do trato digestivo dos animais (GALVÃO; MEDEIROS, 2002) e apresentam curto tempo de viabilidade de suas sementes (MACIEL et al., 2003).

Um fator muito relevante nos processos de sucessão ecológica são as pressões do meio sobre as estratégias de polinização e de dispersão, que através de processos bióticos e abióticos podem direcionar as fases serais de uma comunidade à estádios mais avançados. A presença dominante da fauna como dispersora e polinizadora é característica de estádios mais avançados, ao passo que em estádios iniciais fatores abióticos, especialmente o vento, são selecionados como mais eficazes (TONHASCA-JÚNIOR, 2005; CAMPASSI, 2006).

Estudos fitossociológicos podem contribuir para o entendimento da sucessão ecológica secundária em áreas com regeneração natural. Conforme Vuono (2002), os estudos fitossociológicos possibilitam conhecer, além da composição florística, as relações quantitativas entre os táxons e as estruturas horizontal e vertical da comunidade. Estes estudos, não servem apenas ao diagnóstico atual do estado da vegetação em áreas preservadas, mas

também para a percepção de alterações em áreas impactadas.

A área mínima amostral dos estudos fitossociológicos, definida em discussões em eventos científicos, padronizou um hectare como sendo suficiente à maioria das fisionomias da Mata Atlântica. No estudo de fragmentos ou áreas impactadas, em que muitas vezes o tamanho do remanescente é insuficiente, a área amostral corresponde ao total disponível para o estudo (VUONO, 2002).

No presente estudo será abordada a regeneração natural por meio da sucessão ecológica secundária em uma área pertencente ao Parque Estadual da Serra Furada (PAESF), anteriormente utilizada como pastagem para a criação de bovinos. Após o encerramento da atividade pecuarista no interior do Parque, a área não foi mais utilizada para este fim, e encontra-se em processo de regeneração natural há mais de uma década. Em se tratando de estudo da regeneração da floresta, como será abordado neste trabalho, o levantamento das plantas lenhosas, constitui informação de relevância para o conhecimento da dinâmica e estrutura de comunidades florestais, mesmo sendo uma área de menor extensão.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo geral

Avaliar a sucessão ecológica secundária em antiga área de pastagem no Parque Estadual da Serra Furada (PAESF), sul do Estado de Santa Catarina.

1.1.2 Objetivos específicos

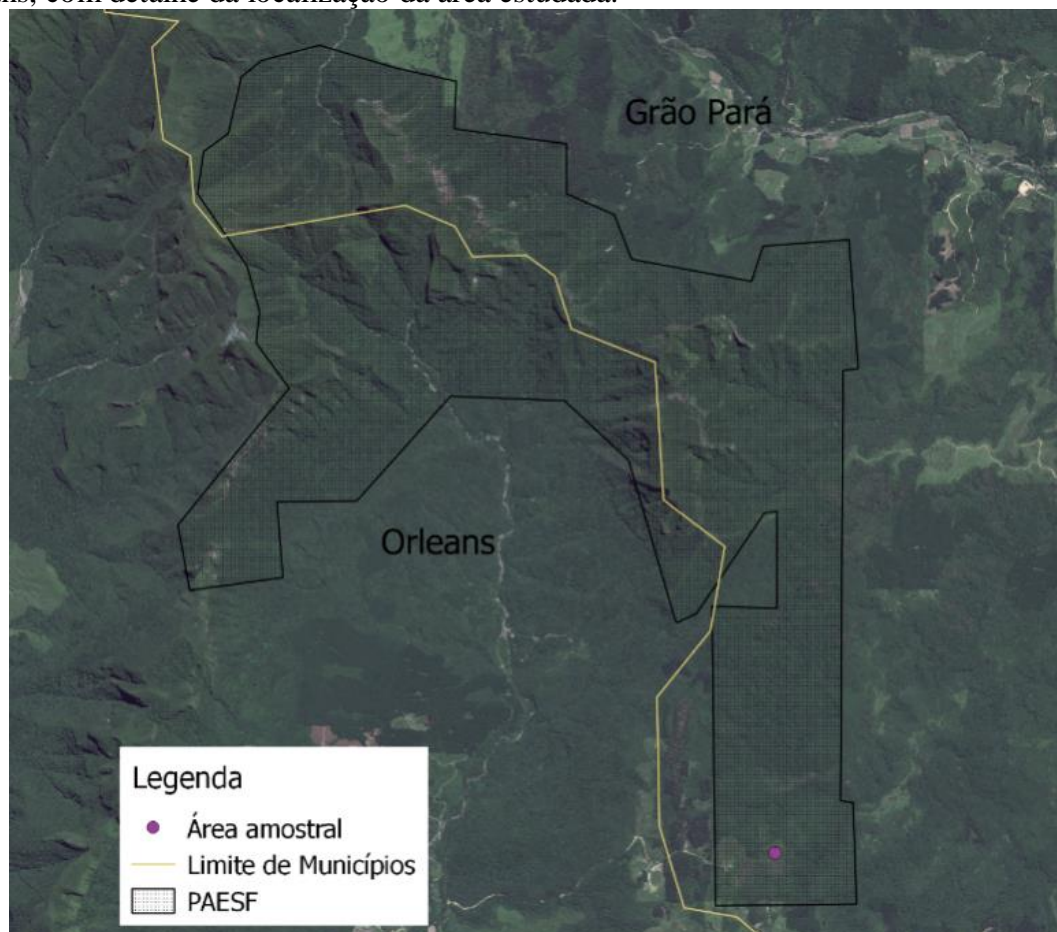
- Analisar a estrutura da vegetação arbórea adulta e em regeneração natural, em áreas do PAESF após distúrbio pelo uso antrópico;
- Registrar as estratégias de dispersão e de polinização das espécies amostradas, bem como reuni-las em seus respectivos grupos ecológicos;
- Verificar a similaridade florística entre as espécies que ocorrem nas diferentes classes de tamanho estabelecidas para o estudo.

2 MATERIAIS E MÉTODO

2.1 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo está situada no Parque Estadual da Serra Furada (PAESF), Unidade de Conservação de Proteção Integral, criada em 20 de junho de 1980, através do Decreto Estadual nº 11.233, com área total de 1.330 ha (FATMA, 2009). Compreende parte dos territórios dos municípios de Orleans e Grão-Pará (Fig. 1), mais especificamente nas escarpas da Serra Geral, compreendido entre as coordenadas geográficas 28°08' e 28°11' de latitude Sul e 49°25' e 49°22' de longitude Oeste (FATMA, 2009).

Figura 1 – Localização do Parque Estadual da Serra Furada, nos Municípios de Grão-Pará e Orleans, com detalhe da localização da área estudada.

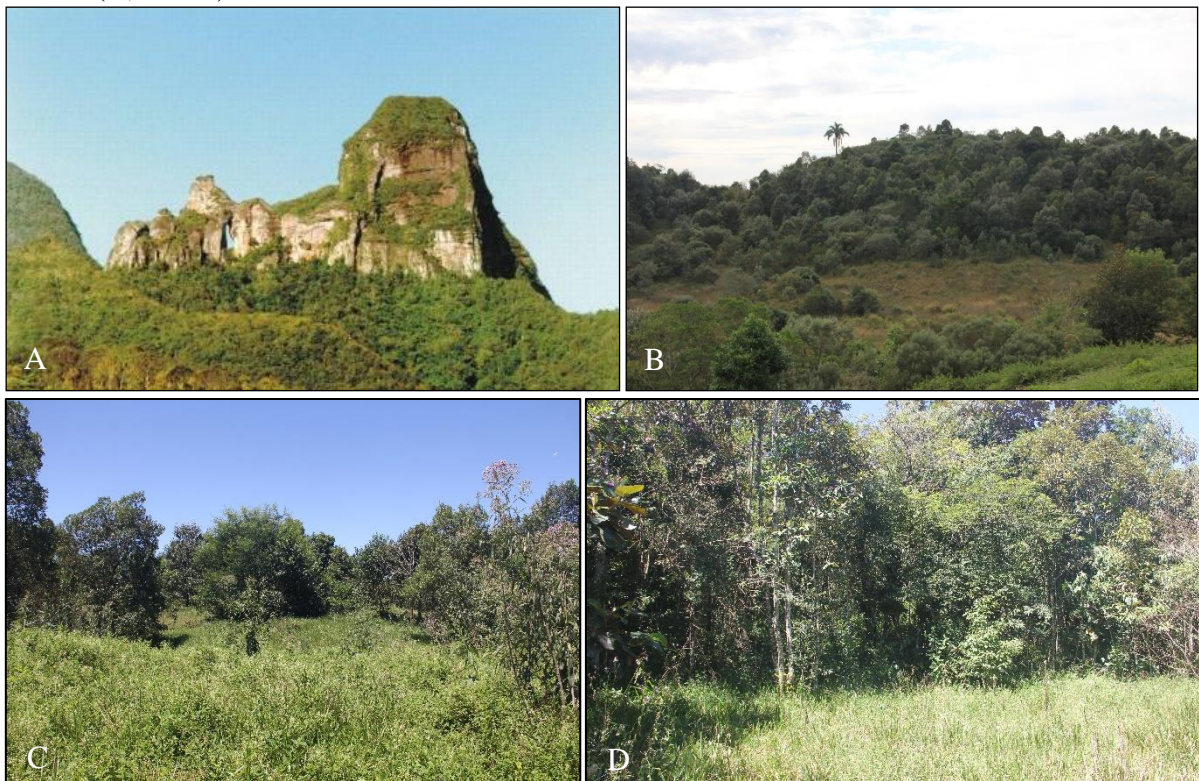


Fonte: Próprio Autor (2016)

O Parque apresenta, na sua geomorfologia, relevo muito acidentado, com altitudes compreendidas entre 400 e 1.480 m (FATMA, 2009). O clima é caracterizado por alta umidade relativa do ar, que gira em torno de 85%, o que resulta em uma média de pluviosidade anual de

1.500 mm (FATMA, 2009). Segundo a classificação de Köppen o PAESF possui clima mesotérmico úmido, sem estação seca definida, com verões quentes (Cfa) e verões amenos (Cfb) (ALVARES et al., 2014). Quanto à vegetação, o PAESF faz parte do bioma Mata Atlântica e é composto pela Floresta Ombrófila Densa (Formações Montana e Altomontana) (IBGE, 2012). Este estudo foi realizado na área Montana do PAESF, onde apresenta também em alguns pontos, áreas descaracterizadas pela criação e pastagem de gado bovino em épocas passadas (Fig. 2).

Figura 2 – Parque Estadual da Serra Furada, sul de Santa Catarina (A), com detalhe da área de estudo (B, C e D).



Fonte: Próprio autor (2014)

A importância do PAESF deve-se principalmente à sua riqueza específica e por este fazer parte do corredor florestal atlântico brasileiro (FATMA, 2009). Alguns estudos já realizados no interior da floresta ratificam a riqueza específica e relevância do PAESF para conservação da biodiversidade (PASETTO, 2011; GUISLON, 2014; PADILHA, 2014; SANTOS JUNIOR, 2014; SOUZA, 2015). Estudos de Pasetto (2011) apontam as áreas do PAESF como portadoras de considerável riqueza, apresentando 128 espécies arbóreas e, dentre estas, algumas ameaçadas de extinção como *Euterpe edulis* Mart. e *Ocotea catharinensis* Mez. (MARTINELLI; MORAES, 2013). A comunidade epifítica registrada no mesmo local, quando comparada a outros estudos realizados no sul do estado, é considerada alta apresentando 115

espécies de epifíticas vasculares (PADILHA, 2014), bem como de trepadeiras, com 70 espécies (OLIVEIRA, 2016).

A área de estudo encontra-se em franco processo de sucessão ecológica secundária, sem intervenção humana direta que vise acelerar o processo de recuperação ambiental. Ocorre, em algumas partes deste ambiente, espécies de gramíneas nativas com até um metro de altura e que, muitas vezes, atuam como fatores limitantes da regeneração de espécies arbóreas nativas.

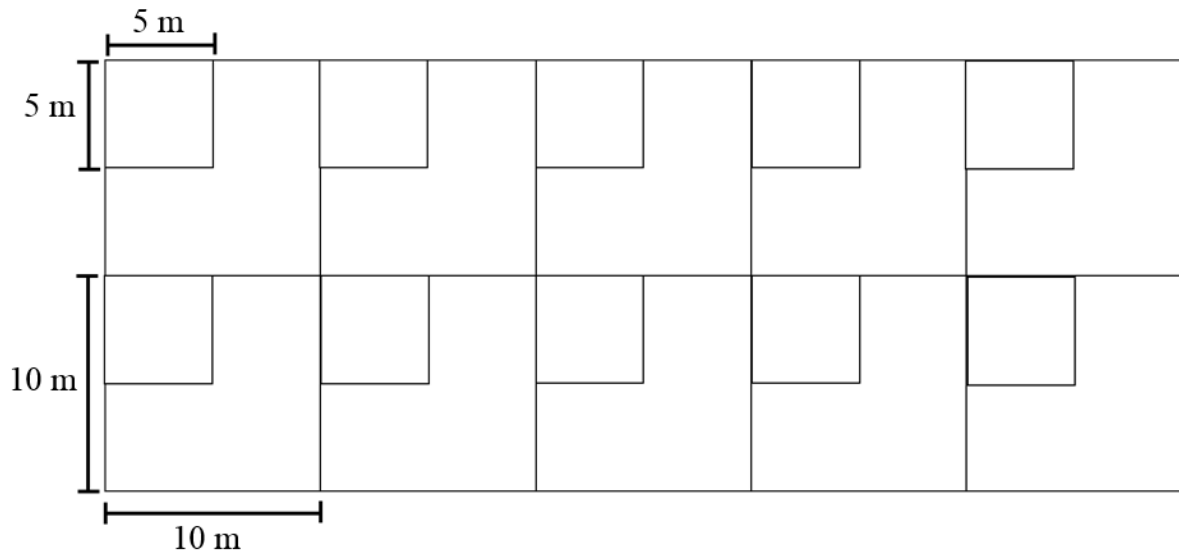
2.2 METODOLOGIA

Para o levantamento fitossociológico foi utilizado o método de parcelas fixas proposto por Müeller-Dombois e Ellenberg (2002) e recomendado por Moro e Martins (2011). Para avaliar a sucessão de espécies na área de regeneração natural foram amostrados apenas indivíduos arbóreos. Para o presente trabalho foram consideradas árvores todos os espécimes vegetais que apresentavam, quando adultos, fuste ≥ 5 cm de diâmetro a altura do peito (DAP), medidos a 1,30 m do solo, com nenhuma ou com poucas ramificações partindo da base e que, quando ramificado, ainda fosse possível distinguir um caule principal; como componente regenerante (regeneração natural), considerou-se todo indivíduo de espécies arbóreas que apresentava $DAP < 5$ cm.

Foram demarcadas quatro (04) áreas, com 0,1 ha cada, totalizando 4.000 m² amostrados. Os espécimes considerados adultos foram registrados em parcelas contíguas de 10 m x 10 m (Fig. 3), formando um retângulo de 20 m x 50 m em cada área.

Para os indivíduos do componente regenerante foram utilizados dois padrões amostrais: espécimes com diâmetro à altura do solo (DAS) ≥ 2 cm foram amostrados nas mesmas parcelas que os espécimes adultos (10 m x 10 m) e indivíduos DAS < 2 cm e altura $\geq 0,2$ m foram amostrados em subparcelas de 5 m por 5 m delimitadas na extremidade inferior esquerda das parcelas de 10 m x 10 m.

Figura 3 – Ilustração esquemática da disposição das parcelas e subparcelas amostrais em campo.



Fonte: Próprio Autor (2016)

Para facilitar a análise do componente arbóreo, os indivíduos amostrados foram enquadrados em quatro classes de tamanho quanto ao diâmetro do caule e altura da planta:

- a) Classe 1: compreende os espécimes com altura $\geq 0,2$ m e $<$ que 1,0 m;
- b) Classe 2: indivíduos com altura $\geq 1,0$ m e $<$ que 3,0 m;
- c) Classe 3: indivíduos com altura ≥ 3 m e DAP $<$ 5 cm.
- d) Classe 4: indivíduos com DAP ≥ 5 cm.

Para facilitar a análise, os indivíduos amostrados foram divididos em dois componentes: Adulto, que incluiu exclusivamente a classe de tamanho C4 e Regenerante, composto pelas classes de tamanho C1, C2, e C3. Os indivíduos adultos foram analisados em sua estrutura de acordo com Müeller-Dombois e Ellenberg (2002), pelos descritores frequência, densidade e dominância; com a soma dos valores relativos destas, foi obtido o valor de importância (frequência + densidade + dominância) de cada espécie amostrada. Para os espécimes enquadrados como regenerantes foram estimados os valores de frequência, densidade e estimativa de regeneração natural conforme procedimento de Finol (1971), adaptado por Volpato (1994).

Todos os representantes das espécies amostradas em estado vegetativo ou reprodutivo, quando não reconhecidos no campo, foram coletados para posterior identificação botânica. A identificação ocorreu por meio de consultas ao Herbário Pe. Dr. Raulino Reitz (CRI) da Universidade do Extremo Sul Catarinense (UNESC), Herbário (ICN) da Universidade Federal do Rio Grande do Sul e Herbário (FLOR) da Universidade Federal de Santa Catarina, além de bibliografia especializada e auxílio de especialistas das famílias encontradas, quando

necessário. Para inclusão das espécies nas famílias botânicas foram adotados sistemas específicos já consolidados para angiospermas (BYNG et al., 2016), gimnospermas (CHRISTENHUSZ et al., 2011) e Monilophyta (SMITH et al., 2006). As espécies coletadas férteis foram incorporadas ao acervo do Herbário CRI.

Após a identificação botânica, as espécies foram classificadas de acordo com as estratégias de dispersão e de polinização por meio de bibliografia (van der PIJL, 1972; MORELLATO, 1995). O grupo ecológico de cada espécie (pioneira, secundárias e clímax), foi obtido por observações de campo e características descritas por Gandolfi et al. (1995) e Ferretti (1995), com adaptações locais.

2.3 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Utilizou-se o software R[®] (R CORE TEAM, 2015) para realizar todas as análises estatísticas, bem como calcular os índices referentes às espécies amostradas.

Foi utilizado o Teste χ^2 para verificar a relação entre as classes de tamanho e os diferentes grupos ecológicos, estratégias de polinização e dispersão, plotados através de gráficos de mosaico.

Foi estimado o índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') e a equitabilidade de Pielou (J) para cada classe de tamanho, bem como para toda a comunidade arbórea amostrada. Foi também calculada a similaridade entre as diferentes classes por meio dos índices de Morisita-Horn e Jaccard, a fim de mostrar as flutuações na ocorrência de espécies e sua representatividade em número de indivíduos.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 FLORÍSTICA E ESTRUTURA DA COMUNIDADE ARBÓREA

Foram amostrados 2.385 indivíduos, distribuídos em 89 espécies e 39 famílias (Tab. 1) em toda área estudada. Dentre as espécies amostradas, apenas *E. edulis* Mart. e *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze estão entre as ameaçadas de extinção (MARTINELLI; MORAES, 2013).

Tabela 1 – Famílias e espécies de hábito arbóreo amostradas no Parque Estadual da Serra Furada, sul de Santa Catarina, onde: polinização (Poli) – anemofílica (Anef) e zoofílica (Zoof); dispersão (Disp) – anemocórica (Anec), autocórica (Auto) e zoocórica (Zooc); grupo ecológico (GE) – pioneira (Pio), secundária inicial (Sin), secundária tardia (Sta) e clímax (Cli); classes de tamanho (Classe) – < 5 cm de DAP e $\geq 0,2$ m de altura (R) e ≥ 5 cm de DAP (A).

Família/Espécie	Nome popular	Estratégias		GE	Classe	
		Poli	Disp		R	A
Annonaceae						
<i>Annona rugulosa</i> (Schltdl.) H.Rainer	Cortiça	Zoof	Zooc	Sta	X	X
<i>Guatteria australis</i> A.St.-Hil.	Cortiça	Zoof	Zooc	Sta	X	X
<i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng.	Pindaíba	Zoof	Zooc	Sta	X	X
Apocynaceae						
<i>Aspidosperma olivaceum</i> Müll.Arg.	Peroba	Zoof	Anec	Cli	X	
Aquifoliaceae						
<i>Ilex theezans</i> Mart. ex Reissek	caúna-amargoza	Zoof	Zooc	Pio	X	X
<i>Schefflera calva</i> (Cham.) Frodin & Fiaschi	Pau-mandioca	Zoof	Zooc	Sta	X	
Araucariaceae						
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	Pinheiro-do-paraná	Anef	Auto	Pio		X
Areaceae						
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	Palmitheiro	Zoof	Zooc	Cli	X	
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Jerivá	Zoof	Zooc	Sta	X	
Asteraceae						
<i>Piptocarpha angustifolia</i> Dusén ex Malme	Vassourão-branco	Zoof	Anec	Pio		X
<i>Piptocarpha axillaris</i> (Less.) Baker	Pau-toucinho	Zoof	Anec	Pio	X	X
<i>Piptocarpha regnelii</i> (Sch. Bip.) Cabrera	Vassourãozinho	Zoof	Anec	Pio	X	X
<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H.Rob.	Vassourão-preto	Zoof	Anec	Pio	X	X
Bignoniaceae						
<i>Cybistax antisiphilitica</i> (Mart.) Mart.	Ipê-verde	Zoof	Anec	Sin		X
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	Caroba	Zoof	Anec	Pio	X	
Burseraceae						
<i>Protium kleinii</i> Cuatrec.	Almésca	Anef	Zooc	Cli	X	X

Família/Espécie	Nome popular	Estratégias		GE	Classe	
		Poli	Disp		R	A
Clethraceae						
<i>Clethra scabra</i> Pers.	Carne-de-vaca	Zoof	Anec	Pio	X	X
Clusiaceae						
<i>Garcinia gardneriana</i> (Planch. & Triana) Zappi	Bacopari	Zoof	Zooc	Sta	X	
Combretaceae						
<i>Buchenavia kleinii</i> Exell	Garajuva	Zoof	Zooc	Cli		X
Cunoniaceae						
<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	Carne-de-vaca	Zoof	Anec	Pio	X	
Cyathaceae						
<i>Cyathea phalerata</i> Mart.	Samambaia	-	-	Pio	X	X
Elaeocarpaceae						
<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.	Laranjeira-do-mato	Zoof	Zooc	Cli	X	
Erythroxylaceae						
<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil.	Cocão	Zoof	Zooc	Pio	X	
Euphorbiaceae						
<i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Müll.Arg.	Laranjeira-do-mato	Anef	Aut	Sta	X	X
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) M. Arg.	Tanheiro	Zoof	Zooc	Sin	X	X
<i>Croton macrobotrys</i> Baill.	Sangue-de-dragão	Zoof	Auto	Sin	X	
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	Leiteiro	Zoof	Auto	Pio	X	
Fabaceae						
<i>Copaifera trapezifolia</i> Hayne	Copaíba	Zoof	Zooc	Sta	X	
<i>Inga striata</i> Benth.	Ingá-banana	Zoof	Zooc	Sin	X	
Lamiaceae						
<i>Aegiphila brachiata</i> Vell.	Gaioleiro	Zoof	Zooc	Sta	X	
<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	Gaioleiro	Zoof	Anec	Sin	X	X
Lauraceae						
<i>Aiouea saligna</i> Meisn.	Canela-anhoaíba	Zoof	Zooc	Sin	X	
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	Canela-burra	Zoof	Zooc	Sta	X	
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	Canela-imbuia	Zoof	Zooc	Cli	X	
<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees	Canela-amarela	Zoof	Zooc	Sta	X	X
<i>Ocotea mandioccana</i> A.Quinet	Canela	Zoof	Zooc	Cli	X	
<i>Ocotea silvestris</i> Vattimo-Gil	Canela	Zoof	Zooc	Cli	X	
Magnoliaceae						
<i>Magnolia ovata</i> (A. St.-Hil.) Spreng.	Baguaçu	Zoof	Zooc	Sta	X	
Malvaceae						
<i>Heliocarpus popayanensis</i> Kunth	Embrião-de-sapo	Zoof	Anec	Pio	X	
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	Açoita-cavalo	Zoof	Auto	Sin	X	

Família/Espécie	Nome popular	Estratégias		GE	Classe	
		Poli	Disp		R	A
Melastomataceae						
<i>Miconia cabucu</i> Hoehne	Pixiricão	Zoof	Zooc	Pio	X	X
<i>Miconia pusilliflora</i> (DC.) Naudin	Pixirica	Zoof	Zooc	Sta	X	
<i>Miconia valtheri</i> Naudin	Pixirica	Zoof	Zooc	Sta	X	
Meliaceae						
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	Canjerana	Zoof	Zooc	Sta	X	X
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Cedro	Zoof	Zooc	Sta	X	
Moraceae						
<i>Brosimum glazioui</i> Taub.	Leiteiro	Zoof	Zooc	Cli	X	X
<i>Ficus cestriifolia</i> Schott	Figueira-miúda	Zoof	Zooc	Sta	X	
<i>Ficus luschnathiana</i> (Miq.) Miq.	Gameleira-vermelha	Zoof	Zooc	Sta	X	X
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C. Burger, Lanjouw & Boer	Cincho	Zoof	Zooc	Sta	X	X
Myrtaceae						
<i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk.	Guabirobeira	Zoof	Zooc	Sta	X	
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O.Berg	Guabiroba	Zoof	Zooc	Pio	X	
<i>Myrcia anacardiifolia</i> Gardner	Guamirim-vermelho	Zoof	Zooc	Cli	X	
<i>Myrcia brasiliensis</i> Kiaersk.	Guamirim-araçá	Zoof	Zooc	Sta	X	
<i>Myrcia pubipetala</i> Miq.	Guamirim-araçá	Zoof	Zooc	Sta	X	X
<i>Myrcia spectabilis</i> DC.	Guamirim-vermelho	Zoof	Zooc	Sta	X	X
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	Guamirim-folha-fina	Zoof	Zooc	Sin	X	X
<i>Myrciaria cuspidata</i> O.Berg	Camboim	Zoof	Zooc	Sin	X	
<i>Myrtaceae</i> sp.	-	Zoof	Zooc	-		X
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	Araçazeiro-amarelo	Zoof	Zooc	Sta	X	
Nyctaginaceae						
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	Maria-mole	Zoof	Zooc	Sin	X	X
<i>Pisonia ambigua</i> Heimerl	Maria-faceira	Zoof	Zooc	Sin	X	
Olacaceae						
<i>Heisteria silvianii</i> Schwacke	Casca-de-tatu	Zoof	Zooc	Cli		X
Peraceae						
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. exBaill.	Coração-de-bugre	Anef	Zooc	Sta	X	X
Phyllanthaceae						
<i>Hieronyma alchorneoides</i> Allemão	Licurana	Zoof	Zooc	Sin	X	X
Primulaceae						
<i>Ardisia guianensis</i> (Aubl.) Mez	Baga-de-pomba	Anef	Zooc	Sin	X	
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. &Schult.	Capororoca	Anef	Zooc	Sin	X	X
<i>Myrsine lorentziana</i> (Mez) Arechav.	Capororoca	Anef	Zooc	Sin	X	X
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	Capororocão	Anef	Zooc	Sin	X	X

Família/Espécie	Nome popular	Estratégias		GE	Classe	
		Poli	Disp		R	A
Rosaceae						
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	Pessegueiro-do-mato	Zoof	Zooc	Sin	X	
Rubiaceae						
<i>Amaioua intermedia</i> Mart.	Carvoeiro	Zoof	Zooc	Sta	X	X
<i>Bathysa australis</i> (A.St.-Hil.) K.Schum.	Macaqueiro	Zoof	Anec	Sta	X	X
<i>Cordia concolor</i> (Cham.) Kuntze	Guamirim	Zoof	Zooc	Cli	X	
<i>Faramea montevidensis</i> (Cham. &Schltdl.) DC.	Pimenteira-selvagem	Zoof	Zooc	Cli	X	X
<i>Posoqueria latifolia</i> (Rudge) Roem. &Schult.	Baga-de-macaco	Zoof	Zooc	Sin	X	X
<i>Psychotria suterella</i> Müll.Arg.	Café-do-mato	Zoof	Zooc	Sta	X	X
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	Erva-de-rato	Zoof	Zooc	Sta	X	X
<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll. Arg.	Café-do-mato	Zoof	Zooc	Cli	X	
Rutaceae						
<i>Esenbeckia grandiflora</i> Mart.	Cutia-amarela	Zoof	Auto	Sin	X	X
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Mamica-de-cadela	Zoof	Auto	Pio	X	
Salicaceae						
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	Guaçatunga	Zoof	Zooc	Cli	X	
<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	Guaçatonga	Zoof	Zooc	Sin		X
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Chá-de-bugre	Zoof	Zooc	Sin	X	X
<i>Xylosma prockia</i> (Turcz.) Turcz.	Sapicuxava	Zoof	Zooc	Pio	X	
Sapindaceae						
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	Camboatá	Zoof	Zooc	Pio	X	X
<i>Matayba intermedia</i> Radlk.	Camboatá	Zoof	Zooc	Pio	X	X
Sapotaceae						
<i>Chrysophyllum inornatum</i> Mart.	Murta	Zoof	Zooc	Pio	X	
<i>Chrysophyllum viride</i> Mart. & Eichler	Aguai	Zoof	Zooc	Pio	X	
Solanaceae						
<i>Solanum pseudoquina</i> A. St.-Hill.	Canema	Zoof	Zooc	Pio	X	
Thymelaeaceae						
<i>Daphnopsis fasciculata</i> (Meisn.) Nevling	Embira	Zoof	Zooc	Pio	X	

Fonte: Próprio Autor (2016)

O número de espécies levantadas neste estudo é baixo quando comparado a estudos de ambientes conservados na região, especialmente por neste trabalho incluir todos os indivíduos arbóreos com altura maior de 0,2 m (CITADINI-ZANETTE, 1995; COLONETTI et al., 2009; MARTINS, 2010; GUISLON, 2014; SOUZA, 2015). A baixa riqueza é característica de ambientes perturbados, especialmente para áreas em estádios iniciais de sucessão ecológica (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001; SCHORN; GALVÃO, 2006), bem como em áreas amostradas com dimensões menores (MORO; MARTINS, 2011). As famílias

mais ricas foram Myrtaceae, Rubiaceae e Lauraceae com respectivamente 10, oito e seis espécies. Essas famílias foram também as mais ricas em estudos que avaliaram o componente arbóreo do interior da mata do PAESF (GUISLON, 2014; SOUZA, 2015), apontando para uma direta conexão entre a vegetação conservada do Parque e a sucessão ecológica do ambiente de entorno da floresta.

Myrtaceae é registrada como a família mais rica em vários estudos no sul de Santa Catarina (CITADINI-ZANETTE et al., 2003; PASETTO, 2011; GUISLON, 2014; BOSA et al., 2015; SOUZA, 2015), sendo sua riqueza relacionada ao grande número de dispersores e a variedade de nichos que podem ocupar, tornando-as adaptadas também a ambientes impactados (CITADINI-ZANETTE et al., 2003; MURRAY-SMITH et al., 2009). É ressaltada, desde longa data, a importância sociológica de Myrtaceae em diversas formações florestais do sul e sudeste do Brasil (MORI et al., 1983; KLEIN, 1984).

Rubiaceae e Lauraceae tendem a aumentar sua riqueza em ambientes de elevada altitude (LACERDA, 2001) como o estudado. Estas famílias, em conjunto com Myrtaceae, são características de levantamentos em estádios sucessionais avançados da Floresta Ombrófila Densa do bioma Mata Atlântica (CITADINI-ZANETTE, 1995; MARTINS, 2010; GUISLON, 2014) e foram as mais ricas neste estudo devido a amostragem de indivíduos de pequeno porte que, futuramente, irão compor os estratos maiores (adultos).

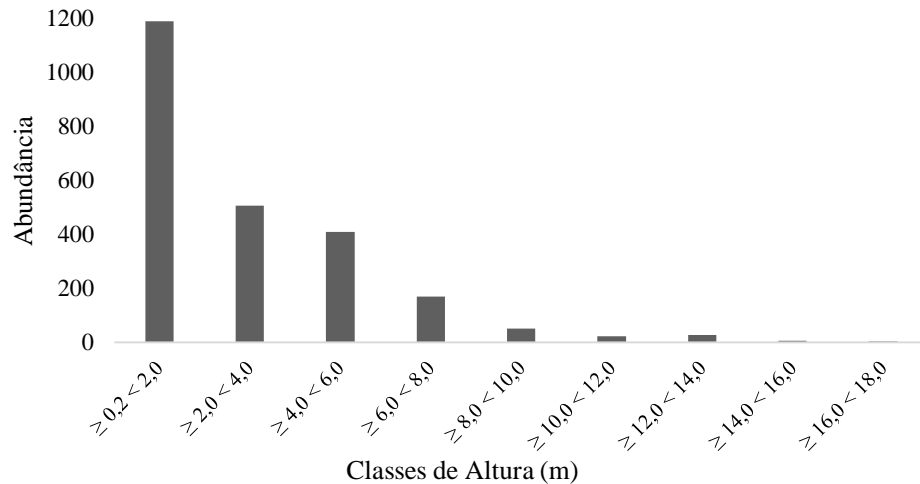
A distribuição dos indivíduos amostrados, segundo as classes de altura (Fig.4), mostra um padrão já esperado, onde o número de indivíduos tende a diminuir nas classes de maior altura (CITADINI-ZANETTE, 1995; COLONETTI et al., 2009; MARTINS, 2010; GUISLON, 2014; BOSA et al., 2015). A figura remete à dinâmica de florestas, onde do total dos indivíduos que se estabeleceram poucos conseguem chegar a grandes alturas, devido a características fisiológicas, anatômicas e ecológicas das espécies (GOMIDE, 1997; CHAZDON, 2012).

A diferença entre as classes de altura é resultado também do estágio sucessional do ambiente. A maioria dos indivíduos arbóreos e arborescentes encontrados eram juvenis, estando assim presentes nas menores classes e, os maiores espécimes amostrados, pertenciam a espécies pioneiras de crescimento rápido ou eram remanescentes da floresta anterior ao uso da área para pastagem.

Esta pesquisa, por analisar conjuntamente a regeneração com o componente adulto, apresenta um padrão diferenciado de alguns estudos, já que quando se considera apenas indivíduos com DAP ≥ 5 cm dificilmente são registradas indivíduos com altura inferior a 2,0 m

(CITADINI-ZANETTE, 1995; COLONETTI et al., 2009; GUISLON, 2014; BOSA et al., 2015).

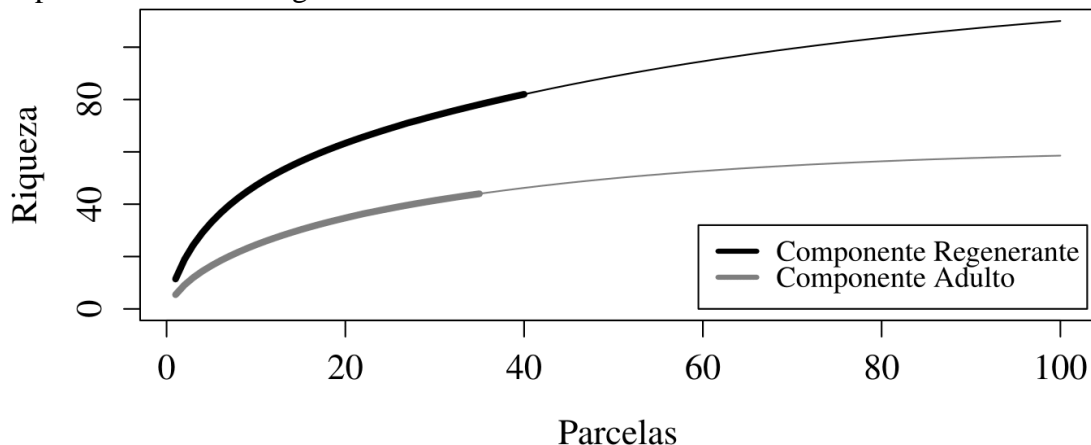
Figura 4 – Distribuição da abundância segundo as classes de altura em toda área amostral, no PAESF, sul de Santa Catarina.



Fonte: Próprio Autor (2016)

As curvas de rarefação mostram uma tendência à estabilização (Fig.5), evidenciando que a amostragem ainda não alcançou representatividade da flora arbórea. Esta condição é justificada, pois ambientes em sucessão ecológica tendem a apresentar grande heterogeneidade ambiental, possibilitando a ocorrência de muitas espécies em nichos específicos e dificultando sua amostragem (CHAZDON, 2012; DINIZ, 2013). Entre os componentes da vegetação arbórea amostrados no presente estudo, o adulto mostra uma amostragem mais representativa, justificada em parte pela maior homogeneidade deste estrato e menor riqueza.

Figura 5 – Curva de rarefação estimada para as espécies arbóreas amostradas, segundo os componentes adulto e regenerante.



Fonte: Próprio Autor (2016)

3.1.1 Componente adulto

Das 89 espécies amostradas, 44 ocorreram no componente adulto (Tab. 2). Tal dado aponta que este componente não apenas contribui para a riqueza do ambiente, por meio da geração de propágulos, mas também na modificação das condições ambientais permitindo a chegada de espécies de outros locais.

Neste componente ocorreu apenas uma espécie ameaçada de extinção: *A. angustifolia* (MARTINELLI; MORAES, 2013). Esta espécie é característica da Floresta Ombrófila Mista, mas pode ser encontrada também na Floresta Ombrófila Densa (LACERDA, 2001; VIBRANS et al., 2013).

As 10 espécies que apresentaram os maiores valores de importância (Fig. 6), reunidas correspondem a mais de 70% do total do valor calculado, mostrando uma concentração do valor de importância em poucas espécies quando comparado a outros estudos da Floresta Ombrófila (CITADINI-ZANETTE, 1995; SILVA, 2006; MARTINS, 2010; GUISLON, 2014), Isto se deve, provavelmente, à baixa riqueza do ambiente e à predominância de espécies heliófitas e generalistas, comumente encontradas em levantamentos de comunidades secundárias iniciais, onde as primeiras espécies que chegam à área tendem a se propagar excessivamente (GALVÃO; MEDEIROS, 2002; SCHORN; GALVÃO, 2006).

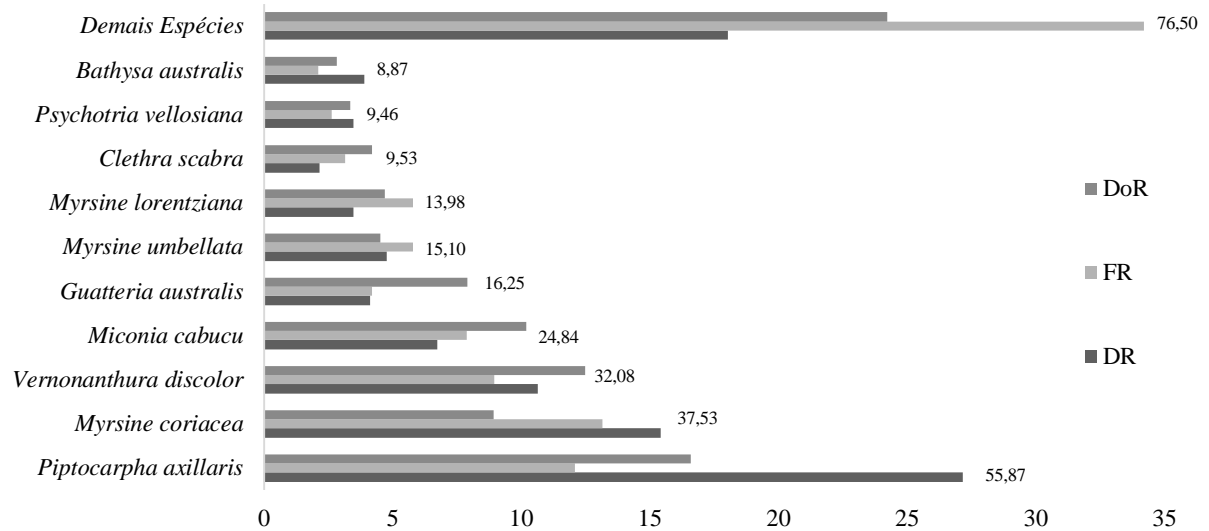
Das 44 espécies amostradas no componente adulto, *P. axillaris* obteve o maior valor de importância devido principalmente à sua elevada densidade relativa. Este valor está associado ao fato de a espécie ser heliófita, seletiva higrófitas, característica de ambientes perturbados e de estágio inicial de sucessão (CABRERA; KLEIN, 1980; GROKOVISKI; CERVI; TARDIVO, 2009), como o estudado. *Piptocarpha axillaris* tem distribuição muito ampla, ocorrendo desde Rio Grande do Sul até Rio de Janeiro, sendo uma das mais abundantes no país (GROKOVISKI; CERVI; TARDIVO, 2009). Considerando a grande discrepância entre os valores de densidade e dominância relativas, os indivíduos amostrados de *P. axillaris* eram, em sua maioria, de fuste fina, apresentando assim baixos valores de DAP.

Tabela 2 – Relação das espécies arbóreas com DAP ≥ 5 cm, com os respectivos descritores de densidade absoluta (DA) e relativa (DR), frequência absoluta (FA) e relativa (FR), dominância absoluta (DoA) e relativa (DoR), valor de importância (VI) e grupos ecológicos (G.E.): pioneiras (Pio); secundárias iniciais (Sin) e tardia (Sta), e clímax (Cli).

Espécie	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	IVI	G.E.
<i>Piptocarpha axillaris</i>	312,50	27,17	57,50	12,11	0,65	16,59	55,87	Pio
<i>Myrsine coriacea</i>	177,50	15,43	62,50	13,16	0,35	8,93	37,53	Sta
<i>Vernonanthura discolor</i>	122,50	10,65	42,50	8,95	0,49	12,49	32,08	Sta
<i>Miconia cabucu</i>	77,50	6,74	37,50	7,89	0,40	10,20	24,84	Pio
<i>Guatteria australis</i>	47,50	4,13	20,00	4,21	0,31	7,91	16,25	Sin
<i>Myrsine umbellata</i>	55,00	4,78	27,50	5,79	0,18	4,52	15,10	Sin
<i>Myrsine lorentziana</i>	40,00	3,48	27,50	5,79	0,19	4,71	13,98	Sta
<i>Clethra scabra</i>	25,00	2,17	15,00	3,16	0,17	4,19	9,53	Pio
<i>Psychotria vellosiana</i>	40,00	3,48	12,50	2,63	0,13	3,35	9,46	Sta
<i>Bathysa australis</i>	45,00	3,91	10,00	2,11	0,11	2,85	8,87	Sta
<i>Ficus luschnathiana</i>	20,00	1,74	15,00	3,16	0,09	2,38	7,27	Sta
<i>Posoqueria latifolia</i>	17,50	1,52	12,50	2,63	0,11	2,78	6,93	Sin
<i>Annona rugulosa</i>	17,50	1,52	7,50	1,58	0,14	3,56	6,66	Sta
<i>Myrcia splendens</i>	10,00	0,87	7,50	1,58	0,06	1,48	3,93	Sta
<i>Guapira opposita</i>	10,00	0,87	7,50	1,58	0,03	0,85	3,29	Sta
<i>Alchornea triplinervia</i>	7,50	0,65	7,50	1,58	0,04	0,93	3,16	Sin
<i>Actinostemon concolor</i>	10,00	0,87	7,50	1,58	0,02	0,53	2,98	Sta
<i>Casearia sylvestris</i>	7,50	0,65	7,50	1,58	0,03	0,68	2,91	Sin
<i>Xylopia brasiliensis</i>	7,50	0,65	7,50	1,58	0,02	0,61	2,84	Sta
<i>Esenbeckia grandiflora</i>	10,00	0,87	5,00	1,05	0,03	0,85	2,77	Sin
<i>Ilex theezans</i>	2,50	0,22	2,50	0,53	0,07	1,81	2,55	Pio
<i>Nectandra oppositifolia</i>	7,50	0,65	5,00	1,05	0,03	0,75	2,45	Sta
<i>Cupania vernalis</i>	7,50	0,65	5,00	1,05	0,03	0,64	2,35	Pio
<i>Piptocarpha angustifolia</i>	5,00	0,43	5,00	1,05	0,03	0,79	2,28	Pio
<i>Buchenavia kleinii</i>	5,00	0,43	5,00	1,05	0,03	0,72	2,21	Cli
<i>Pera glabrata</i>	5,00	0,43	5,00	1,05	0,02	0,63	2,12	Sta
<i>Faramea montevidensis</i>	7,50	0,65	5,00	1,05	0,01	0,26	1,97	Cli
<i>Piptocarpha regnelii</i>	5,00	0,43	5,00	1,05	0,01	0,29	1,78	Pio
<i>Matayba guianensis</i>	7,50	0,65	2,50	0,53	0,01	0,35	1,53	Pio
<i>Heisteria silvianii</i>	2,50	0,22	2,50	0,53	0,02	0,48	1,22	Cli
<i>Hieronyma alchorneoides</i>	2,50	0,22	2,50	0,53	0,02	0,42	1,16	Sin
<i>Casearia obliqua</i>	2,50	0,22	2,50	0,53	0,02	0,41	1,15	Sin
<i>Myrtaceae spl</i>	2,50	0,22	2,50	0,53	0,01	0,36	1,10	Sin
<i>Araucaria angustifolia</i>	2,50	0,22	2,50	0,53	0,01	0,32	1,06	Pio
<i>Aegiphila integrifolia</i>	2,50	0,22	2,50	0,53	0,01	0,27	1,01	Sin
<i>Psychotria suterella</i>	2,50	0,22	2,50	0,53	0,01	0,19	0,93	Sta
<i>Cabralea canjerana</i>	2,50	0,22	2,50	0,53	0,01	0,17	0,91	Sta
<i>Brosimum glazioui</i>	2,50	0,22	2,50	0,53	0,01	0,15	0,90	Cli
<i>Cyathea phalerata</i>	2,50	0,22	2,50	0,53	0,01	0,15	0,90	Pio
<i>Cybistax antisiphilitica</i>	2,50	0,22	2,50	0,53	0,01	0,15	0,90	Sin
<i>Protium kleinii</i>	2,50	0,22	2,50	0,53	0,00	0,10	0,84	Cli
<i>Amaioua intermedia</i>	2,50	0,22	2,50	0,53	0,00	0,08	0,82	Sta
<i>Myrcia spectabilis</i>	2,50	0,22	2,50	0,53	0,00	0,07	0,81	Sin
<i>Myrcia pubipetala</i>	2,50	0,22	2,50	0,53	0,00	0,05	0,79	Sin
Total	1150,00	100,00	475,00	100,00	3,94	100,00	300,00	-

Fonte: Arquivo do Autor (2016)

Figura 6 – Espécies mais representativas segundo o Valor de Importância (VI) comparadas com as demais espécies amostradas, com detalhe do VI de cada espécie, pelos descritores DoR =Dominância Relativa, FR = Frequência Relativa e DR = Densidade Relativa.



Fonte: Próprio Autor (2016)

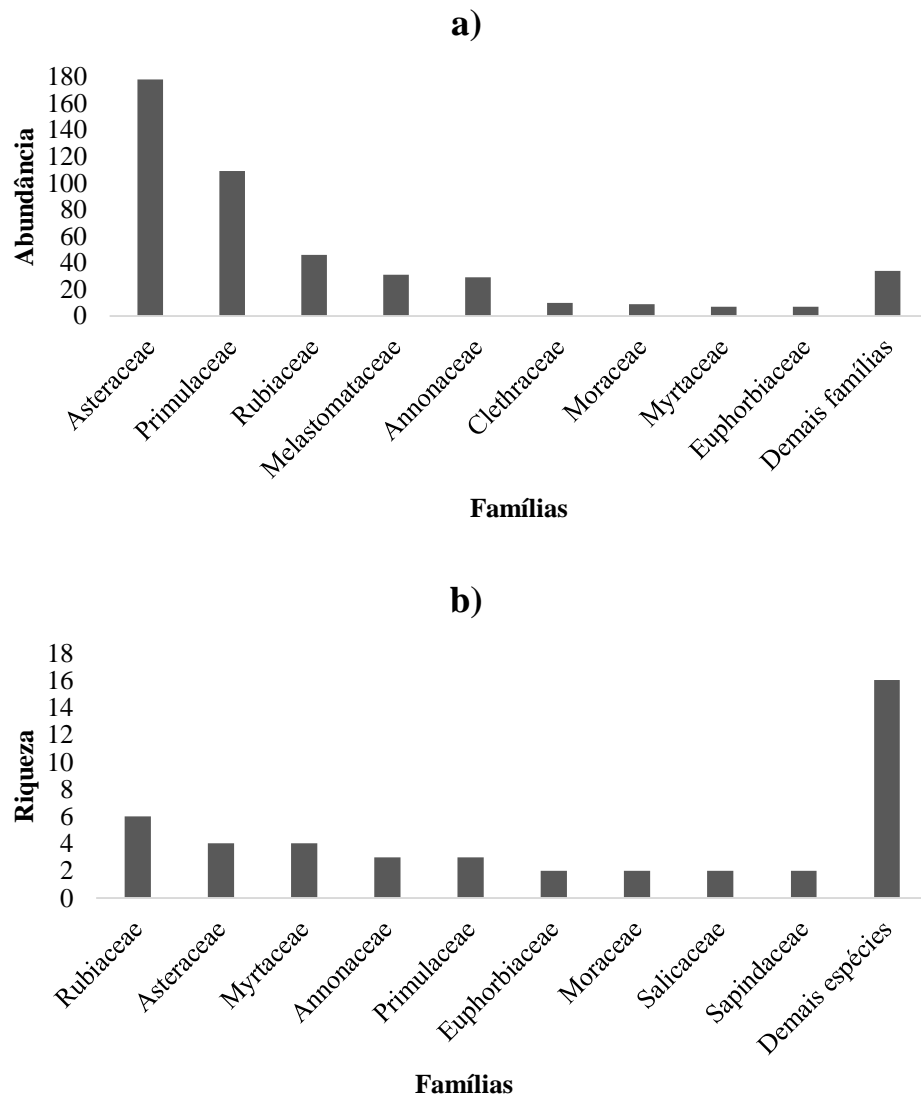
Por se tratar de um ambiente alterado, devido a retirada total da vegetação no passado, já era esperado que as espécies de maior valor de importância fossem dos grupos ecológicos característicos de estádios sucessionais iniciais (GUREVITCH; SCHEINER; FOX, 2009). Após *P. axillaris*, no ranking de VI, seguem *M. coriacea*, *V. discolor* e *M. cabucu*, todas categorizadas como espécies pioneiras ou secundárias iniciais. Segundo Tabarelli e Mantovani (1999), Larcher (2000), Aburre (2009) e Chazdon (2012) entre os fatores que podem favorecer a ocorrência destas espécies sobre as demais, citam-se a disponibilidade de nitrogênio no solo, espaçamento das plântulas, incidência solar e disponibilidade de sítios favoráveis (TABARELLI; MANTOVANI, 1999; LARCHER, 2000; ABAURRE, 2009; CHAZDON, 2012). Encontram-se ainda, entre as espécies mais representativas, outras pioneiras e secundárias iniciais como *C. scabra*, *M. lorentziana* e *M. umbellata*.

M. coriacea apresentou elevada densidade relativa, sendo este um padrão observado em diversos estudos em comunidades florestais secundárias em fases iniciais de sucessão, onde esta espécie tende a apresentar grande número de indivíduos e bem distribuídos entre si (SCHORN; GALVÃO, 2006), resultando também no maior valor de frequência relativa, como encontrado neste estudo.

As espécies do componente adulto estão reunidas em 25 famílias, sendo 64% destas representadas por apenas uma espécie. A distribuição da abundância, segundo as famílias (Fig.

7a) aponta a grande importância de Asteraceae e Primulaceae, já que as duas correspondem juntas a 62% dos indivíduos do componente adulto. As famílias mais ricas não seguem a mesma ordem das mais abundantes, ou seja, com maior número de indivíduos, sendo as mais representativas em riqueza Rubiaceae, Asteraceae e Myrtaceae (Fig. 7b).

Figura 7 – Famílias mais representativas no componente adulto (≥ 5 cm de DAP) segundo abundância (a) e riqueza (b).



Fonte: Próprio autor (2016)

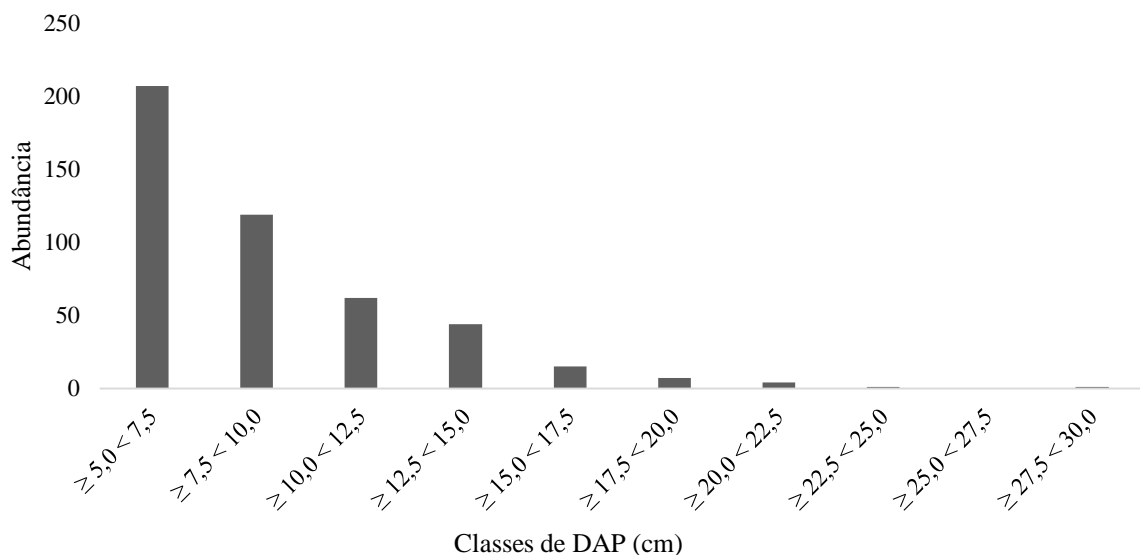
Asteraceae e Primulaceae são dominantes no ambiente de estudo, em relação à abundância, por apresentarem espécies pioneiras e secundárias iniciais de grande plasticidade (GROKOVISKI; CERVI; TARDIVO, 2009; FREITAS; KINOSHITA, 2015). Estas espécies são muitas vezes essenciais aos processos de sucessão, possibilitando o estabelecimento de espécies secundárias tardias e clímax, por meio de alterações nas condições de sombreamento,

disponibilidade de matéria orgânica do solo, atração da fauna, entre outros (FERRETTI et al., 1995; MACIEL et al., 2003; SCHORN; GALVÃO, 2006).

A riqueza, segundo as famílias, foi mais uniforme (homogênea) do que em outros estudos realizados na região (CITADINI-ZANETTE, 1995; SCHORN; GALVÃO, 2006; COLONETTI et al., 2009; MARTINS, 2010; GUISLON, 2014), podendo este padrão ser justificado possivelmente pelo fato de o ambiente estudado encontrar-se em estágio inicial de sucessão ecológica.

A distribuição dos indivíduos em classes de diâmetro (Fig. 8) corrobora o padrão para outros estudos fitossociológicos do componente adulto onde a maioria dos indivíduos se encontra nas menores classes (CITADINI-ZANETTE, 1995; MARTINS, 2010; GUISLON, 2014; BOSA et al., 2015). A ausência de muitos indivíduos nas maiores classes de diâmetro é atribuída ao ambiente em estágio inicial de sucessão ecológica secundária, onde ocorrem menos indivíduos adultos e de grande porte (CHAZDON, 2012). Muito provavelmente os espécimes com maiores valores de DAP são remanescentes da vegetação florestal anterior ao distúrbio, ou pertencem a espécies pioneiras de crescimento rápido.

Figura 8 – Distribuição dos indivíduos adultos encontrados na área estudada do PAESF segundo a abundância e as classes de DAP.



Fonte: Próprio Autor (2016)

3.1.2 Componente regenerante

Das 89 espécies amostradas, 82 ocorrem no componente regenerante (Tab. 3), sendo este componente aproximadamente duas vezes mais rico que o adulto. Esta proporção

pode ser explicada pelo fato de que neste componente ocorrem não apenas as espécies adaptadas às condições derivadas da perturbação no ambiente, mas também daquelas adaptadas às condições geradas pelo componente adulto que foi se estabelecendo gradativamente.

Tabela 3 – Regeneração Natural Total (RNT) para espécies de hábito arbóreo encontradas na área de estudo no PAESF, com respectivos Grupos Ecológicos (GE), onde RN1 = Regeneração Natural na classe de altura 1 ($\geq 0,2$ m, e $< 1,0$ m), RN2 = Regeneração Natural na classe de altura 2 (≥ 1 m e < 3 m); RN3 = Regeneração Natural na classe 3 ($\geq 3,0$ m de altura e < 5 cm de DAP) e RNT: Regeneração Natural Total, Pio = espécie pioneira, Sin = espécie secundária inicial, Sta = espécie secundária tardia, e Cli = espécie Clímax.

Espécie	RN1	RN2	RN3	RNT	GE
<i>Piptocarpha axillaris</i>	2,33	4,83	4,82	11,98	Pio
<i>Miconia cabucu</i>	5,34	3,12	1,40	9,86	Pio
<i>Myrsine umbellata</i>	2,72	3,34	2,50	8,56	Sin
<i>Myrsine coriacea</i>	2,64	2,21	3,21	8,06	Sta
<i>Myrsine lorentziana</i>	1,81	2,02	1,24	5,06	Sin
<i>Myrcia splendens</i>	3,27	1,26	0,32	4,84	Sin
<i>Vernonanthura discolor</i>	0,91	1,91	1,72	4,54	Pio
<i>Psychotria vellosiana</i>	1,92	1,48	0,39	3,79	Sta
<i>Euterpe edulis</i>	3,05	0,54	0,00	3,59	Cli
<i>Posoqueria latifolia</i>	2,61	0,79	0,00	3,40	Sin
<i>Actinostemon concolor</i>	1,18	1,24	0,69	3,12	Sta
<i>Psychotria suterella</i>	1,22	0,80	0,00	2,02	Sta
<i>Xylopia brasiliensis</i>	1,37	0,39	0,10	1,86	Sta
<i>Faramea montevidensis</i>	1,04	0,67	0,12	1,83	Cli
<i>Clethra scabra</i>	0,66	0,51	0,61	1,78	Pio
<i>Guapira opposita</i>	0,79	0,63	0,29	1,71	Sta
<i>Esenbeckia grandiflora</i>	0,43	0,52	0,60	1,54	Sin
<i>Nectandra oppositifolia</i>	0,63	0,61	0,29	1,53	Sta
<i>Hieronyma alchorneoides</i>	0,76	0,39	0,10	1,25	Sin
<i>Annona rugulosa</i>	0,45	0,39	0,27	1,11	Sta
<i>Matayba guianensis</i>	0,82	0,10	0,10	1,01	Pio
<i>Alchornea triplinervia</i>	0,64	0,19	0,12	0,96	Sin
<i>Cordia concolor</i>	0,51	0,32	0,10	0,92	Cli
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	0,69	0,19	0,00	0,88	Sta
<i>Casearia sylvestris</i>	0,37	0,29	0,19	0,85	Sin
<i>Guatteria australis</i>	0,00	0,44	0,37	0,81	Sin
<i>Cabrlea canjerana</i>	0,48	0,12	0,10	0,70	Sta
<i>Rudgea jasminoides</i>	0,39	0,29	0,00	0,69	Cli
<i>Cyathea phalerata</i>	0,00	0,57	0,10	0,67	Pio
<i>Psidium cattleianum</i>	0,27	0,19	0,19	0,66	Sta
<i>Protium kleinii</i>	0,32	0,19	0,10	0,61	Cli
<i>Magnolia ovata</i>	0,32	0,19	0,00	0,51	Sta
<i>Solanum pseudoquina</i>	0,19	0,29	0,00	0,48	Pio
<i>Sorocea bonplandii</i>	0,34	0,12	0,00	0,47	Sta
<i>Jacaranda puberula</i>	0,10	0,32	0,00	0,41	Pio
<i>Myrcia spectabilis</i>	0,19	0,12	0,10	0,41	Sin

Espécie	RN1	RN2	RN3	RNT	GE
<i>Ardisia guianensis</i>	0,29	0,10	0,00	0,39	Sin
<i>Cupania vernalis</i>	0,39	0,00	0,00	0,39	Pio
<i>Chrysophyllum viride</i>	0,17	0,10	0,10	0,37	Pio
<i>Myrcia pubipetala</i>	0,27	0,10	0,00	0,37	Sin
<i>Aegiphila integrifolia</i>	0,00	0,32	0,00	0,32	Sin
<i>Copaifera trapezifolia</i>	0,00	0,10	0,19	0,29	Sta
<i>Pera glabrata</i>	0,19	0,10	0,00	0,29	Sta
<i>Schefflera morototoni</i>	0,00	0,10	0,19	0,29	Sta
<i>Casearia decandra</i>	0,22	0,00	0,00	0,22	Cli
<i>Ocotea silvestris</i>	0,22	0,00	0,00	0,22	Cli
<i>Aspidosperma parvifolium</i>	0,00	0,10	0,10	0,19	Cli
<i>Cedrela fissilis</i>	0,19	0,00	0,00	0,19	Sta
<i>Chrysophyllum inornatum</i>	0,10	0,00	0,10	0,19	Pio
<i>Daphnopsis fasciculata</i>	0,19	0,00	0,00	0,19	Pio
<i>Endlicheria paniculata</i>	0,10	0,10	0,00	0,19	Sta
<i>Inga striata</i>	0,10	0,00	0,10	0,19	Sin
<i>Ocotea mandioccana</i>	0,10	0,10	0,00	0,19	Cli
<i>Sapium glandulosum</i>	0,10	0,10	0,00	0,19	Pio
<i>Bathysa australis</i>	0,00	0,00	0,15	0,15	Sta
<i>Garcinia gardneriana</i>	0,00	0,15	0,00	0,15	Sta
<i>Aegiphila brachiata</i>	0,00	0,10	0,00	0,10	Sta
<i>Aiouea saligna Meisn.</i>	0,10	0,00	0,00	0,10	Sin
<i>Amaioua intermedia</i>	0,10	0,00	0,00	0,10	Sta
<i>Brosimum glazioui</i>	0,00	0,00	0,10	0,10	Cli
<i>Campomanesia guaviroba</i>	0,00	0,10	0,00	0,10	Sta
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	0,10	0,00	0,00	0,10	Pio
<i>Croton macrobotrys</i>	0,00	0,00	0,10	0,10	Sin
<i>Erythroxylum deciduum</i>	0,10	0,00	0,00	0,10	Pio
<i>Ficus cestrifolia</i>	0,00	0,10	0,00	0,10	Sta
<i>Ficus luschnathiana</i>	0,10	0,00	0,00	0,10	Sta
<i>Heliocarpus popayanensis</i>	0,10	0,00	0,00	0,10	Pio
<i>Ilex theezans</i>	0,00	0,00	0,10	0,10	Pio
<i>Lamanonia ternata</i>	0,10	0,00	0,00	0,10	Pio
<i>Luehea divaricata</i>	0,00	0,10	0,00	0,10	Sin
<i>Miconia pusilliflora</i>	0,10	0,00	0,00	0,10	Sta
<i>Miconia valtheri</i>	0,00	0,10	0,00	0,10	Sta
<i>Myrcia anacardiifolia</i>	0,10	0,00	0,00	0,10	Cli
<i>Myrcia brasiliensis</i>	0,00	0,00	0,10	0,10	Sta
<i>Myrciaria cuspidata</i>	0,00	0,10	0,00	0,10	Sta
<i>Nectandra megapotamica</i>	0,10	0,00	0,00	0,10	Cli
<i>Piptocarpha regnelii</i>	0,00	0,00	0,10	0,10	Pio
<i>Pisonia ambigua</i>	0,10	0,00	0,00	0,10	Sin
<i>Prunus myrtifolia</i>	0,00	0,10	0,00	0,10	Sin
<i>Sloanea guianensis</i>	0,10	0,00	0,00	0,10	Cli
<i>Xylosma prockia</i>	0,00	0,10	0,00	0,10	Pio
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	0,10	0,00	0,00	0,10	Pio
Total	44,68	33,79	21,53	100,00	-

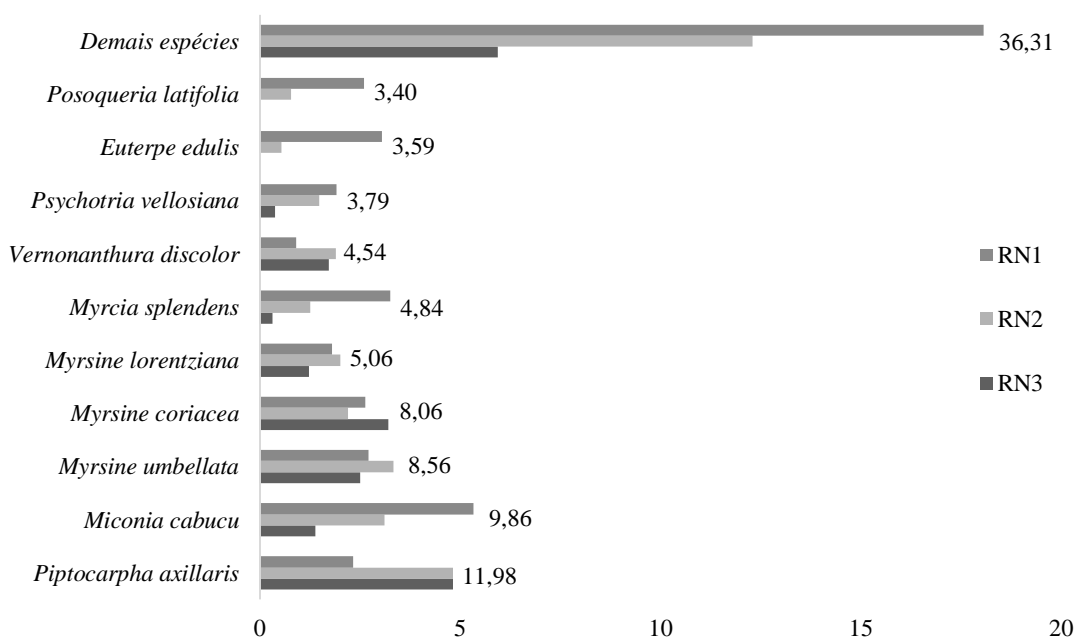
Na regeneração foi encontrado apenas uma espécie ameaçada de extinção, *E. edulis* (MARTINELLI; MORAES, 2013), com densidade estimada de 985 indivíduos por ha. Tal dado aponta a grande importância do PAESF na conservação da biodiversidade, que devido à alta representatividade de determinadas espécies, em seus ambientes conservados, geram propágulos para áreas adjacentes em sucessão ecológica.

Das 10 espécies que apresentaram maior Regeneração Natural, oito pertencem aos estádios iniciais de sucessão, sendo três pioneiras e cinco secundárias iniciais.

As dez espécies mais representativas em RNT somam 68,63% do valor de regeneração natural total para todas as espécies. Este resultado está próximo ao obtido em um levantamento no interior do PAESF, onde as 10 espécies arbóreas mais importantes somaram 57,59% da Regeneração Natural Total (SOUZA, 2015).

Piptocarpha axillaris apresentou o maior valor de regeneração natural, decorrente principalmente dos valores de regeneração obtidos nas maiores classes de tamanho (Fig. 9), sugerindo que a espécie pioneira está sendo substituída na área. Este mesmo padrão ocorre em *V. discolor*, pertencente à mesma família botânica.

Figura 9 – Espécies mais importantes segundo a Regeneração Natural Total (RNT) comparadas as demais espécies amostradas, com detalhe do valor de RNT, pelos descritores RN1 = Regeneração Natural na classe de altura 1 ($\geq 0,2$ m e $< 1,0$ m), RN2 = Regeneração Natural na classe de altura 2 (≥ 1 m e < 3 m) e RN3 = Regeneração Natural na classe 3 ($\geq 3,0$ m de altura e < 5 cm de DAP)



Fonte: Próprio Autor (2016)

Algumas das espécies mais representativas mostram um equilíbrio na regeneração natural nas diferentes classes de altura (*M. coriacea*, *M. lorentziana* e *M. umbellata*), sendo todas estas pertencentes ao gênero *Myrsine*. Este grupo é composto principalmente de espécies de estádios sucessionais iniciais que podem tolerar certo sombreamento (FREITAS; KINOSHITA, 2015).

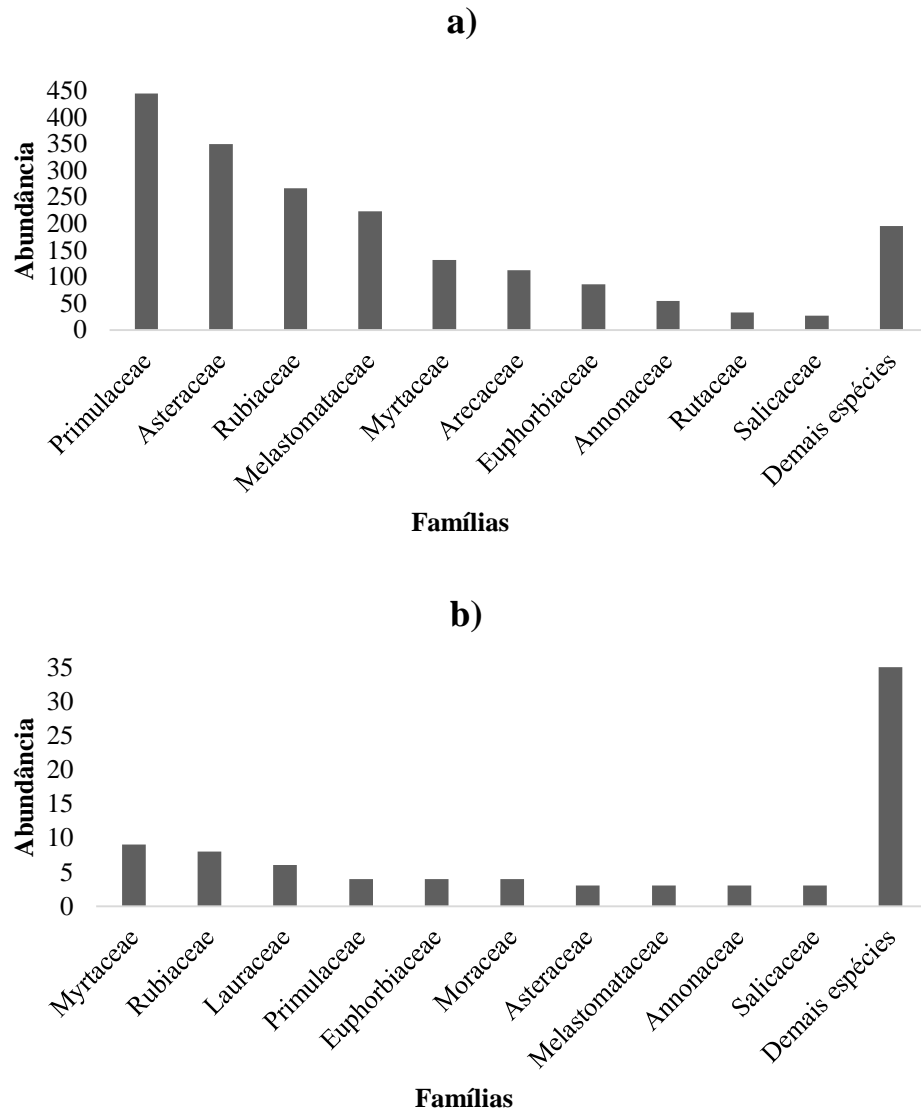
Neste estudo *M. cabucu* mostrou grande incremento na regeneração natural, especialmente nas menores classes. Padrão semelhante é encontrado para outras espécies não pioneiras como *M. splendens*, *P. vellosiana*, *E. edulis*, e *P. latifolia*.

Euterpe edulis e *P. latifolia*, ambas espécies clímax, não foram encontradas na Classe 3 de regeneração natural, estando com maior representatividade na Classe 1, atribuindo esta ausência à dinâmica da sucessão ecológica, onde espécies clímax aumentam sua representatividade em ambientes avançados (BUDOWSKI, 1965; FERRETTI et al., 1995; SCHORN; GALVÃO, 2006).

A discrepância entre os valores da RN para as espécies está relacionada a dois diferentes processos: a) substituição gradual das espécies, segundo as fase serais da sucessão, onde espera-se que as pioneiras sejam substituídas pelas espécies de estádios mais avançados; b) alta taxa de mortalidade das espécies, sendo que para algumas delas são necessários muitos indivíduos nas menores classes de altura para garantir sua representatividade nos estratos posteriores (FERRETTI et al., 1995; MACIEL et al., 2003; SCHORN; GALVÃO, 2006).

No componente regenerante foram amostrados indivíduos de 36 famílias diferentes, sendo Primulaceae, Asteraceae e Rubiaceae as mais abundantes (Fig. 10a), enquanto que para riqueza, as famílias mais representativas foram Myrtaceae, Rubiaceae e Lauraceae (Fig. 10b).

Figura 10 – Famílias mais representativas na Regeneração Natural (< 5 cm de DAP e $\geq 0,2$ m de altura) segundo abundância (a) e riqueza (b).



Fonte: Próprio Autor (2016)

As famílias mais abundantes foram aquelas que apresentaram espécies pioneiras e secundárias iniciais, ao passo que as famílias mais ricas encontradas neste trabalho, coincidem com aquelas registradas em estudos nas áreas mais conservadas no PAESF e que, via de regra, pertencem a estádios sucessionais mais avançados (GUISLON, 2014; SOUZA, 2015), apontando para o fato de que a regeneração destes ambientes está representada pelas famílias que futuramente irão compor os estratos adultos da floresta secundária madura, bem como seu componente regenerante.

3.2 ESTRATÉGIAS DE POLINIZAÇÃO, DISPERSÃO E GRUPOS ECOLÓGICOS

A maior parte das espécies foi enquadrada na estratégia de polinização zoofílica (Fig. 11a). A zoofilia é mais comum entre as angiospermas, sendo um dos caracteres chave na diversificação do grupo. Este processo garante a chegada do pólen ao estigma de outras flores, sem dependência exclusiva de fatores abióticos (FRIEDMAN, 2009; GUREVITCH; SCHEINER; FOX, 2009).

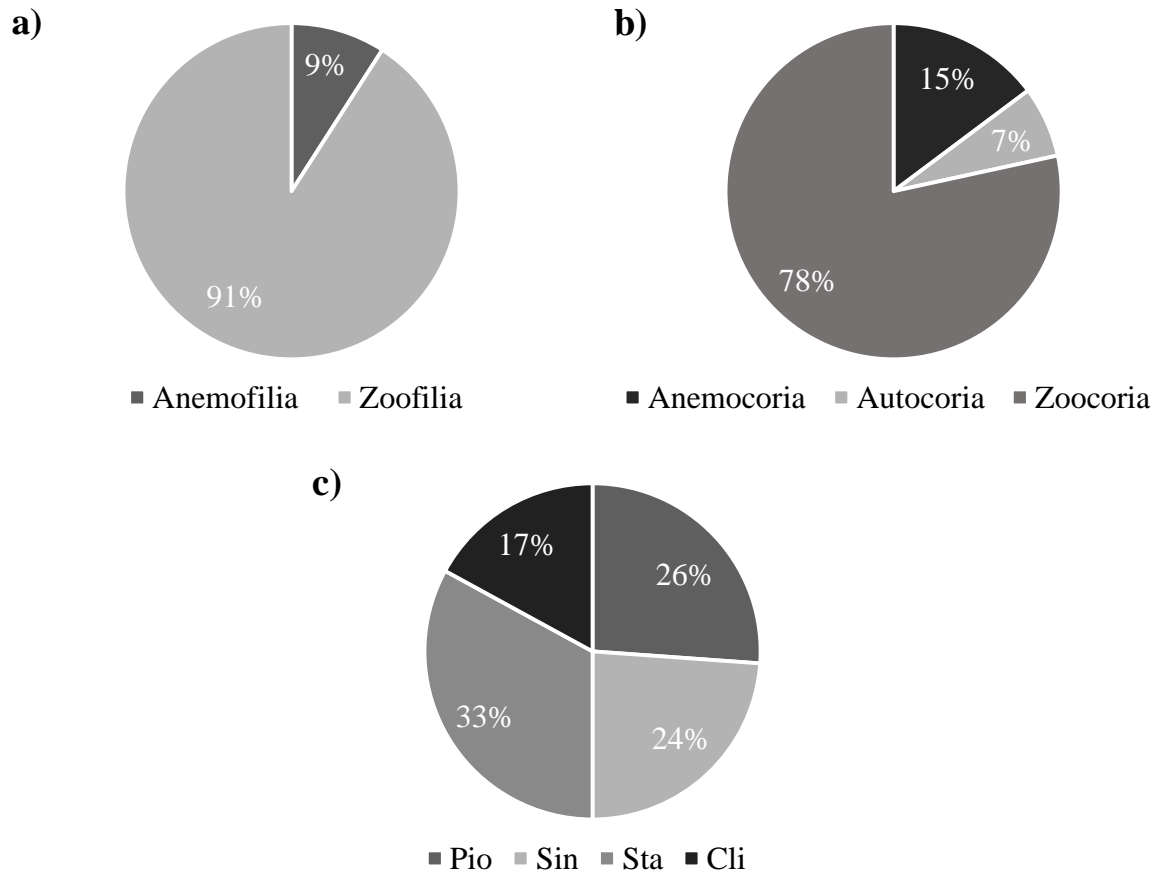
A relação entre plantas e animais na dispersão de sementes é outra das peças chaves na diversificação de angiospermas (CAMPASSI, 2006; GUREVITCH; SCHEINER; FOX, 2009), sendo esta estratégia dominante em todo ao bioma Mata Atlântica, com maior representatividade para a Floresta Ombrófila (CAMPASSI, 2006), fato que corrobora com os resultados obtidos no presente estudo (Fig. 11b)

Florestas tropicais tendem a apresentar grande número de espécies animais, incrementando sua influência nos processos de polinização e dispersão de sementes (TABARELLI; PERES, 2002; FRIEDMAN, 2009). Em estudos realizados na Mata Atlântica tem-se que a zoofilia e a zoocoria são as estratégias mais comuns em florestas primárias e secundárias (CITADINI-ZANETTE, 1995; TABARELLI; PERES, 2002; OLIVEIRA-FILHO et al., 2004; COLONETTI et al., 2009; MARTINS, 2010; GUISLON, 2014; BOSA et al., 2015; SOUZA, 2015).

Os grupos ecológicos mais representativos foram os de espécies secundárias iniciais e tardias, que juntos correspondem a 55% das espécies vegetais (Fig. 11c). O menor número de espécies pioneiras e o maior de espécies clímax podem estar associados ao fato de as pioneiras tenderem a desenvolver com grande densidade de indivíduos em poucas espécies (alta dominância), e as clímax apresentam baixa abundância com muitas espécies (alta diversidade) (BUDOWSKI, 1965; GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001; OLIVEIRA-FILHO et al., 2004).

O menor número de espécies pioneiras, encontrado neste estudo, atribui-se ao ambiente em sucessão ecológica inicial, pois no processo de recuperação de uma floresta (sucessão ecológica) inicialmente desenvolvem-se poucas espécies pioneiras e com grande abundância (OLIVEIRA-FILHO et al., 2004; SCHORN; GALVÃO, 2006), como verificado no presente estudo.

Figura 11 – Riqueza de espécies arbóreas amostradas na área de estudo no PAESF segundo as estratégias de polinização (a) e dispersão (b) (excluindo Monilophyta) e grupos ecológicos (c).



Fonte: Próprio Autor (2016)

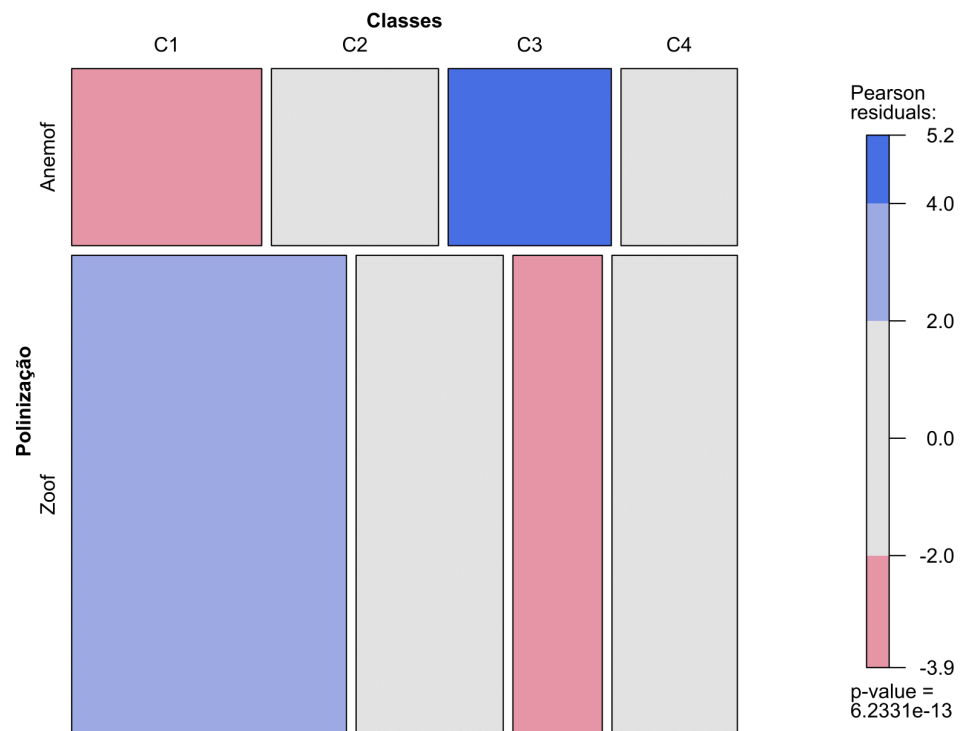
Considerando os processos reprodutivos de polinização a maior parte dos indivíduos amostrados teve os animais como vetores, denotando a forte interação com a fauna neste processo (Fig. 12).

As pressões seletivas sobre as estratégias de polinização decorrem do ambiente onde a planta se encontra, de sua forma, da competição com outras espécies por polinizadores e da estacionalidade (YAMAMOTO; KINOSHITA; MARTINS, 2007), sendo que no ambiente estudado as condições bióticas e abióticas favoreceram a anemofilia na maior classe da regeneração e a zoofilia na menor (Figura 12).

Espécies com polinização anemofílica tendem a ser mais representativas em ambientes abertos e menos em florestas de estádios avançados (CITADINI-ZANETTE, 1995; SCHORN; GALVÃO, 2006; YAMAMOTO; KINOSHITA; MARTINS, 2007; FRIEDMAN, 2009; MARTINS, 2010; GUISLON, 2014). No presente estudo, embora o componente adulto não tenha apresentado desvio significativo com as estratégias de polinização, a maior classe da regeneração natural aponta o maior desvio do esperado, com grande representatividade para a

anemofilia, que pode ser justificada por neste componente ocorrer maior concentração de *Myrsine* spp.

Figura 12 – Mosaico mostrando a relação entre as estratégias de polinização e as diferentes classes de tamanho para os espécimes amostrados (excluindo Monilophyta). As diferenças de coloração indicam valores dos resíduos de Pearson segundo teste χ^2 , onde: estratégias de polinização zoofílica (Zoof) e anemofílica (Anemof); classes de altura e diâmetro C1 ($\geq 0,2$ m e $< 1,0$ m de altura), C2 ($\geq 1,0$ m e $< 3,0$ m de altura), C3 ($\geq 3,0$ m de altura e < 5 cm de DAP) e C4 (≥ 5 cm de DAP).

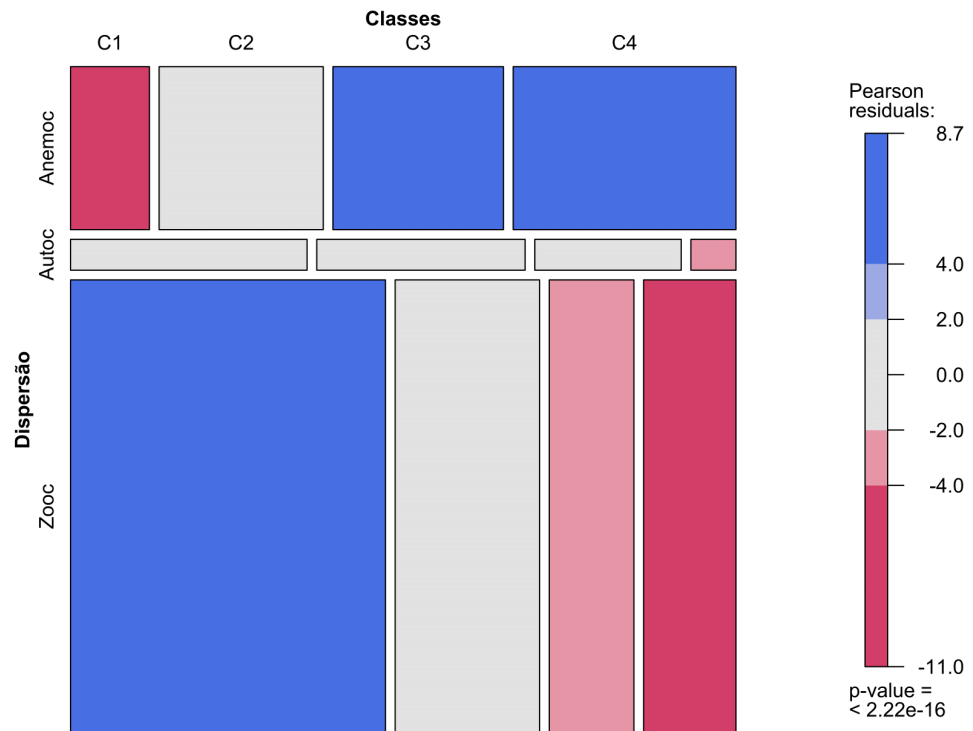


Fonte: Próprio Autor (2016)

Neste estudo o gênero *Myrsine*, representado por *M. coriacea*, *M. lorentziana* e *M. umbellata* obteve grande abundância nas classes C1, C2, C3 e C4, com respectivamente, 153, 138, 150 e 109 indivíduos, totalizando uma densidade absoluta 2845 indivíduos por hectare, cuja presença pode estar associada ao mecanismo simples de polinização (anemofilia) que independe de outros organismos (FREITAS; KINOSHITA, 2015), facilitando seu sucesso reprodutivo em ambientes perturbados.

A maior parte dos indivíduos pertence a espécies zoocóricas, seguido de espécies anemocóricas e, por último, autocóricas (Fig. 13).

Figura 13 – Mosaico mostrando a relação entre as estratégias de dispersão e as diferentes classes de tamanho para os espécimes amostrados (excluindo Monilophyta). As diferenças de coloração indicam valores dos resíduos de Pearson segundo teste χ^2 , onde: estratégias de dispersão zoocórica (Zooc) e anemocórica (Anemo); classes de altura e diâmetro C1 ($\geq 0,2$ m e $< 1,0$ m de altura), C2 ($\geq 1,0$ m e $< 3,0$ m de altura), C3 ($\geq 3,0$ m de altura e < 5 cm de DAP) e C4 (≥ 5 cm de DAP).



Na Floresta Ombrófila Densa a maioria das espécies possui estratégia de dispersão zoocórica, sendo este um processo característico da maioria dos ambientes, mesmo em fases de sucessão ecológica secundária (CITADINI-ZANETTE, 1995; TABARELLI; PERES, 2002; CAMPASSI, 2006; MARTINS, 2010; DOMINGUES; GOMES; QUIRINO, 2013; GUISLON, 2014; BOSA et al., 2015; SOUZA, 2015). Ambientes de altitude, como o estudado, tendem a apresentar grande número de espécies desta estratégia, especialmente quando relacionados à alta pluviosidade (CAMPASSI, 2006). A representatividade de indivíduos de dispersão zoocórica pode estar relacionada também ao ambiente de entorno da área amostrada que, sendo conservado, proporciona um bom habitat à fauna, que pode chegar à área estudada contribuindo para o aumento significativo destas espécies no levantamento.

No presente estudo a espécie mais abundante (403 indivíduos) está enquadrada na estratégia de dispersão anemocórica, porém outras espécies que apresentaram mais de 90 indivíduos, como *M. cabucu*, *M. coriacea*, *M. lorentziana*, *M. splendens*, *M. umbellata*, *P. latifolia*, e *P. vellosiana* (com a exceção de *V. discolor*), tiveram os animais como dispersores, totalizando 1198 indivíduos (50,23%).

A dispersão anemocórica é facilitada em áreas abertas, pois é mais fácil a ocorrência de ventos com intensidade suficiente para dispersar os frutos/sementes a uma maior distância e a diferentes ambientes. Com o avanço da sucessão e o aumento da densidade de indivíduos arbóreos, a dispersão anemocórica é dificultada, ao passo que ambientes fechados de estádios sucessionais mais avançados possibilitam melhores condições à fauna, aumentando sua representatividade na dispersão (TABARELLI; PERES, 2002; CAMPASSI, 2006; FRIEDMAN, 2009). Esta substituição está em completo acordo com os resultados deste trabalho, onde ao longo do gradiente das classes de tamanho constatou-se a troca da anemocoria pela zoocoria.

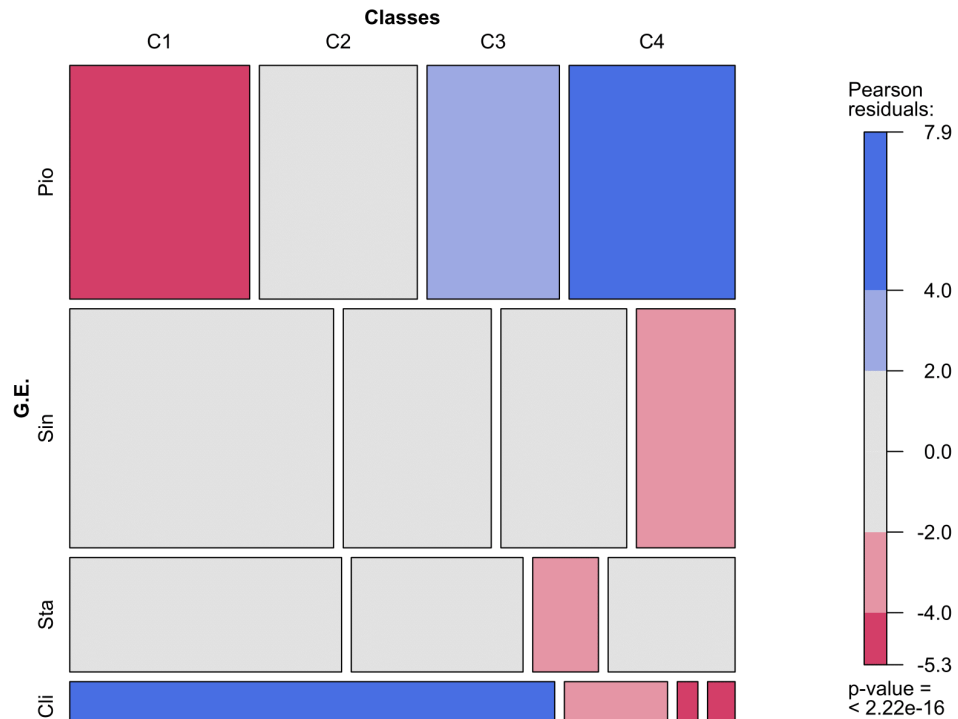
Alguns estudos mostram que a autocoria é uma estratégia intimamente ligada ao estado sucessional e aos estratos das florestas, sendo sua representatividade aumentada em ambientes mais avançados (TABARELLI; PERES, 2002; GIEHL et al., 2007). Neste estudo ficou evidenciado o incremento da proporção desta estratégia ao longo do avanço das classes de tamanho, estando este dado de acordo com a literatura.

Os grupos ecológicos mais representativos em número de espécimes foram o das pioneiras e secundárias iniciais, sendo a menos abundante o clímax (Fig. 8).

Os dados apontam que a ocorrência de espécies pioneiras e clímax apresentam os maiores desvios do esperado. Mais de 50% dos indivíduos de espécies clímax ocorreram na menor classe, por se estabelecer mais facilmente em condições de sombreamento, podendo ainda ter dificultada sua ocorrência nos estratos maiores devido à incidência solar (MACIEL et al., 2003; SCHORN; GALVÃO, 2006).

O padrão de distribuição dos grupos ecológicos ao longo das classes de tamanho remete à substituição das espécies nas fases serais da sucessão secundária, onde as espécies pioneiras diminuem sua representatividade nas menores classes de DAP e altura e, conseqüentemente, nos estratos adultos futuro (SCHORN; GALVÃO, 2006).

Figura 14 – Mosaico mostrando a relação entre os grupos ecológicos e as diferentes classes de tamanho para os espécimes amostrados. As diferenças de coloração indicam valores dos resíduos de Pearson segundo teste χ^2 , onde: Grupos Ecológicos: pioneiro (Pio), secundário inicial (Sin), secundário tardio (Sta) e clímax (Cli); Classes de altura e diâmetro C1 ($\geq 0,2$ m e $< 1,0$ m de altura), C2 ($\geq 1,0$ m e $< 3,0$ m de altura), C3 ($\geq 3,0$ m de altura e < 5 cm de DAP) e C4 (≥ 5 cm de DAP).



As espécies pioneiras, neste estudo, estavam representadas principalmente por *M. cabucu*, *P. axillaris* e *V. discolor*, que juntas somaram 32,5% dos indivíduos amostrados (775). Deste total, grande parte ocorreu na maior classe, como espécies que chegaram e se estabeleceram primeiro no ambiente, e como regenerantes, nas menores classes de tamanho, devido principalmente aos propágulos gerados no componente adulto (SILVA et al., 2010). Deve-se considerar que, mesmo que a abundância entre a menor classe da regeneração (C1) e adultos (C4) esteja próxima, não aponta para um equilíbrio dinâmico deste grupo. Para que uma população tenha um número qualquer de indivíduos adultos é necessária uma regeneração muito maior (CHAZDON, 2012), que neste estudo para as espécies pioneiras, não foi obtida. As espécies secundárias (iniciais e tardias) corresponderam a 55,2% dos indivíduos amostrados (1316). Dentro destes dois grupos ecológicos a maioria dos indivíduos foi compreendida nas menores classes (C1 e C2) que somam 64,7% e 69,7% dos indivíduos para secundárias iniciais e tardias, respectivamente. Os maiores desvios foram encontrados nas maiores classes (C3 e C4), onde a representatividade em número de indivíduos foi menor que o esperado. Os principais fatores que devem limitar a ocorrência destes grupos nas maiores classes devem-se,

provavelmente, à competição com espécies pioneiras e a alta incidência solar (FERRETTI et al., 1995; SCHORN; GALVÃO, 2006; CHAZDON, 2012).

O grupo ecológico com espécies clímax foi o menos abundante, correspondendo a 7,76% dos espécimes amostrados. Este grupo apresentou grandes desvios onde sua representatividade na menor classe (C1) foi acima do esperado e nas demais classes foi abaixo. O grupo ecológico das clímax tende a se desenvolver com grande número de espécies com poucos indivíduos cada (FERRETTI et al., 1995), dado corroborado também por este estudo. Espécies clímax são limitadas pela incidência solar, sendo esta a mais provável justificativa para sua baixa ocorrência nas maiores classes. Este grupo ecológico tende a chegar a ambientes perturbados posterior a outros, sendo levados a germinar apenas em condições de sombreamento (FERRETTI et al., 1995; OLIVEIRA-FILHO et al., 2004), por isto ocorrendo preferencialmente na menor classe amostrada.

3.3 ÍNDICES ECOLÓGICOS E SIMILARIDADE ENTRE CLASSES

É possível observar um padrão de incremento na riqueza, abundância, diversidade e equitabilidade nas menores classes. A exceção se encontra na classe 3 (C3) que, em todos os aspectos considerados, tem os menores valores. Essa tendência se deve por ser uma classe restritiva em que inclui apenas os indivíduos de altura superior ou igual a três metros que ainda apresentam DAP menor que 5 cm.

Tabela 3 – Abundância (Abn), riqueza (S), diversidade de Shannon-Wiener (H') e equitabilidade nas classes amostradas e para a comunidade secundária como um todo, onde: C1 ($\geq 0,2$ m e $< 1,0$ m de altura), C2 ($\geq 1,0$ m e $< 3,0$ m de altura), C3 ($\geq 3,0$ m de altura e < 5 cm de DAP) e C4 (≥ 5 cm de DAP) e Total (todos os indivíduos amostrados).

Fator	C1	C2	C3	C4	Total
Abn	938	579	408	460	2385
S	61	56	39	44	89
H'	3,168	3,041	2,442	2,684	3,161
J	0,7707	0,7554	0,6665	0,7093	0,7043

Fonte: Arquivo do Autor (2016)

A abundância tende a aumentar nas menores classes, onde há muitos indivíduos juvenis que poderão fazer parte da população adulta, sendo este um padrão comum em levantamentos na Mata Atlântica (MARTINS, 2010; GUISLON, 2014; SOUZA, 2015).

A riqueza foi mais elevada nas menores classes (C1 e C2). O estabelecimento de espécies em pastagem abandonadas inicialmente responde à natureza do distúrbio e à disponibilidade de propágulos (CHAZDON, 2012). No ambiente estudado, devido à presença de florestas mais conservadas no entorno, pode-se afirmar que a ocorrência das espécies nas classes de tamanho se deve à propágulos oriundos de árvores adultas do próprio ambiente em que se desenvolvem e de propágulos vindos da floresta circunjacente que podem se estabelecer devido as modificações das condições de incidência solar, edáfica, microclimática e de competição (HOLL, 1999; CHAZDON, 2012).

Florestas secundárias recuperam a riqueza e a diversidade gradualmente e levam séculos para apresentarem índices como o de florestas primárias (OLIVEIRA-FILHO et al., 2004). O valor da diversidade (H'), considerando todas as classes, obtido neste trabalho foi de 3,16, sendo inferior ao obtido para a flora arbórea do interior do PAESF, que resultou em um índice de 4,18 (GUISLON, 2014). É possível perceber que o aumento da diversidade em relação à diminuição das classes de tamanho é resultado da substituição gradual de espécies pioneiras e secundárias iniciais dominantes por espécies secundárias tardias e clímax, bem como ao incremento no número de espécies da classe maior de tamanho (CHAZDON, 2012).

Todas as classes apresentaram similaridade entre si, segundo os índices de Morisita-Horn e Jaccard (Tab.4).

Tabela 4 – Similaridade entre as espécies das classes de tamanho definidas para amostragem segundo os índices de Morisita-Horn (acima da diagonal) e Jaccard (abaixo da diagonal), no estudo realizado no PAESF, sul de Santa Catarina.

	C1	C2	C3	C4
C1		0,84	0,67	0,66
C2	0,54		0,86	0,81
C3	0,39	0,48		0,89
C4	0,40	0,43	0,54	

Fonte: Arquivo do Autor (2016)

Os maiores valores alcançados pelo índice de Morisita-Horn apontam que mesmo que a similaridade em relação à ocorrência de espécies (similaridade de Jaccard) não seja alta, a distribuição do número de indivíduos das espécies (similaridade de Morisita-Horn) em comum se dá de maneira semelhante.

O menor valor de similaridade segundo Morisita-Horn se dá na comparação entre C1 e C4, onde a maior e a menor classe de tamanho apresentam as maiores diferenças na composição de espécies e distribuição de indivíduos. Comparação de classes próximas (C1 x

C2, C2 x C3 e C3 x C4), para este índice, apresentam altos valores de similaridade. A comparação de espécies pelo índice de Jaccard mostra o mesmo padrão, que apresenta os maiores valores nas comparações entre classes próximas (C1 x C2, C2 x C3 e C3 x C4).

O padrão obtido onde as maiores similaridades ocorreram comparando classes próximas, aponta para a substituição gradual das espécies ao longo da sucessão ecológica (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001; SCHORN; GALVÃO, 2006; CHAZDON, 2012), onde classes de tamanho próximas tendem a apresentar grande número de indivíduos de espécies semelhantes.

4 CONCLUSÃO

A vegetação das áreas de pastagem abandonadas do PAESF apresenta elevada riqueza, com diferenças entre o componente adulto e regenerante. As espécies predominantes do ambiente são *M. cabucu*, *M. coriacea*, *M. lorentziana*, *M. umbellata*, *P. axillaris* e *V. discolor*. Dentre essas espécies apenas *M. cabucu* apresenta forte incremento nas menores classes.

As diferentes classes de tamanho da comunidade em sucessão secundária apresentam peculiaridades quanto à composição de espécies e distribuição dos indivíduos. As menores classes são as que mais se aproximam da vegetação dos ambientes conservados de entorno, e as maiores aquelas com maior representatividade de espécies características de ambientes perturbados.

As estratégias de polinização e de dispersão são similares as esperadas para a Mata Atlântica, estando a zoofilia e a zoocoria como estratégias dominantes, com representatividade maior nas menores classes de altura.

As espécies pioneiras e secundárias iniciais se destacaram em número de indivíduos, enquanto que as clímax e secundárias tardias (em relação a sua abundância) foram em número de espécies

REFERÊNCIAS

- ABAURRE, G. W. **Crescimento de espécies florestais pioneiras e não pioneiras sob diferentes espaçamentos em plantio de recomposição florestal**. 2009. 25 f. Monografia (Graduação em Engenharia Florestal) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. de M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2014.
- ALMEIDA, D. S. **Recuperação ambiental da mata atlântica**. Ilhéus: Editus, 2000.
- ARONSON, J.; van ANDEL, J. Challenges for ecological theory. In: van ANDEL, J.; ARONSON, J. (Ed.). **Restoration Ecology: the new frontier**. Oxford: Blackwell Publishing, 2005. p. 223-233.
- BOSA, D. M. PACHECO, D.; ROMAGNA, M.; SANTOS, R.; Florística e estrutura vertical do componente arbóreo de uma Floresta Ombrófila Densa montana em Santa Catarina, Brasil. **Revista Árvore**, v. 39, n. 1 p.49-58, 2015.
- BUDOWSKI, G. N. Distribution of tropical American rain forest species in the light of succession processes. **Turrialba**, v. 15, n. 1, p. 40–42, 1965.
- BYNG, J. W.; CHASE, M. W.; CHRISTENHUSZ, M. J. M.; FAY, M. F.; JUDD, W. S.; MABBERLEY, D. J.; SENNIKOV, A. N.; SOLTIS, D. E.; SOLTIS, P. S.; STEVENS, P. F. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 181, n. 1, p. 1–20, 2016.
- CABRERA, A. L.; KLEIN, R. M. Compostas: verninae. In: REITZ, R. (Ed.). **Flora Ilustrada Catarinesne**. Itajaí, Herbário Barbosa Rodrigues, 1980. p. 266-270
- CAMPANILI, M.; SCHAFFER, W. B. **Mata Atlântica: patrimônio nacional dos brasileiros**. Brasília: MMA, 2010.
- CAMPASSI, F. **Padrões geográficos das síndromes de dispersão e características dos frutos de espécies arbustivo-arbóreas em comunidades vegetais da Mata Atlântica**. 2006. 84 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiróz, Piracicaba, 2006
- CHAZDON, R. Regeneração de florestas tropicais. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**, v. 7, n. 3, p. 195–218, 2012.
- CHRISTENHUSZ, M. J. M.; REVEAL, J. L.; FARJON, A.; GARDNER, M. F. C.; MILL, R. R.; CHASE, M. W. A new classification and linear sequence of extant gymnosperms. **Phylotaxa**, n. 19, p. 55–70, 2011.
- CITADINI-ZANETTE, V. **Florística, fitossociologia e aspectos da dinâmica de um**

remanescente de mata atlântica na microbacia do rio Novo, Orleans, SC. 1995. 249 f. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1995.

CITADINI-ZANETTE, V.; SANTOS, R.; REMUS, G.; SOBRAL, M. 2003. Myrtaceae do sul de Santa Catarina: subsídio para recuperação de ecossistemas degradados. **Revista Tecnologia e Ambiente**, Criciúma, v. 9, n. 2, p. 61-75, 2003.

COLONETTI, S.; CITADINI-ZANETTE, V.; MARTINS, R.; SANTOS, R. dos; ROCHA, E.; JARENKOV, J. A. Florística e estrutura fitossociológica em Floresta Ombrófila Densa submontana na barragem do rio São Bento, Siderópolis, Estado de Santa Catarina. **Acta Scientiarum Biological Science**, v. 31, n. 4, p. 397-405, 2009.

CORADIN, L. **Espécies exóticas invasoras: situação brasileira.** Brasília: MMA, 2006.

DINIZ, É. S. **Dinâmica de uma floresta atlântica semidecídua.** 2013. 100 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2013.

DOMINGUES, C. Â. J.; GOMES, V. G. N.; QUIRINO, Z. G. M. Síndromes de dispersão na maior área de proteção da Mata Atlântica paraibana. **Biotemas**, v. 26, n. 3, p. 99-108, 2013.

ENGEL, V. L.; PARROTTA, J. A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA, R. E.; MORAES, L. F. D.; ENGEL, V. L.; GANDARA, F. B. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais.** Botucatu: FEPAF, 2003, p. 1-26.

FATMA. Fundação do Meio Ambiente. **Plano de Manejo do Parque Estadual da Serra Furada: Diagnóstico e Planejamento.** Florianópolis: FATMA, 2009.

FERRETTI, A. R.; KAGEYAMA, P. Y.; ARBOCZ, G. F.; SANTOS, J. D.; BARROS, M. I. A.; LORZA, R. F.; OLIVEIRA, C. Classificação das espécies arbóreas em grupos ecológicos para revegetação com nativas no estado de São Paulo. **Florestar Estatístico**, v. 3, n. 7, p. 73-77, 1995.

FINOL, U. H. Nuevos parâmetros a considerar se em el análisis estructural de las selvas virgenes tropicales. Mérida: **Rev. Florestal Venezolana**, v. 18, n. 13, p. 29-42, 1971.

FREITAS, M. de F.; KINOSHITA, L. S. *Myrsine* (Myrsinoideae- Primulaceae) no sudeste e sul do Brasil. **Rodriguésia**, v. 66, n. 1, p. 167-189, 2015.

FRIEDMAN, J. **The ecology and evolution of wind pollination.** 2009. 250 f. Tese (Doutorado em Filosofia) – University of Toronto, Toronto, 2009.

GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. Status do *hotspot* Mata Atlântica: uma síntese. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. (Ed.). **Mata atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas.** Belo Horizonte: Fundação SOS mata atlântica, 2005. p. 3-11.

GALVÃO, A. P. M.; MEDEIROS, A. C. S. **Restauração da Mata Atlântica em áreas de sua primitiva ocorrência natural.** Colombo: Embrapa Florestas, 2002.

- GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R.; MARTINS, S. V. Theoretical bases of the forest ecological restoration. In: RODRIGUES, R. R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. (Ed.). **High diversity Forest restoration in degraded areas**. New York: Nova Science Publishers, 2007. p. 27-60.
- GIEHL, E. L. H.; ATHAYDE, E. A.; BUDKE, J. C.; GESING, J. P. A.; EINSIGER, S. M.; CANTO-DOROW, T. S. do. Espectro e distribuição vertical das estratégias de dispersão de diásporos do componente arbóreo em uma Floresta Estacional no sul do Brasil. **Acta Botanica Brasílica**, v. 21, n. 1, p. 137–145, 2007.
- GOMIDE, G. L. A. **Estrutura e dinâmica de crescimento de florestas tropicais primária e secundária no estado do Amapá**. 1997. 179 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, 1997.
- GROKOVISKI, L.; CERVI, A. C.; TARDIVO, R. C. O gênero *Piptocarpha* R.Br. (Asteraceae: Vernonieae) no Estado do Paraná, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 2, n. 23, p. 486–498, 2009.
- GUARIGUATA, M. R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, v. 148, n. 1, p. 185–206, 2001.
- GUISLON, V. A. **Composição florística e estrutural da comunidade arbórea a Floresta Ombrófila Densa Montana no Parque Estadual da Serra Furada, Santa Catarina**. 2014. 40 f. Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso de Ciências Biológicas) – Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma, 2014.
- GUREVITCH, J.; SCHEINER, S. M.; FOX, G. A. **Ecologia vegetal**. 2.ed. Porto Alegre: Artmed, 2009.
- HOLL, K. D. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. **Biotropica**, v. 31, n. 2, p. 229–242, 1999.
- IBGE. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. (Manuais Técnicos em Geociências).
- KAGEYAMA, P. Y.; CASTRO, C. F. D. A. Sucessão secundária, estrutura genética e plantações de espécies arbóreas nativas. **Scientia Forestalis**, n. 41-42, p. 83–93, 1989.
- KLEIN, A. S.; CITADINI-ZANETTE, V.; SANTOS, R.; PEREIRA, J. L. Florística, aspectos ecológicos e reprodutivos da comunidade vascular em área degradada pela mineração de carvão. In: MILIOLI, G.; SANTOS, R. dos; CITADINI-ZANETTE, V. (Ed.). **Mineração de carvão, meio ambiente e desenvolvimento sustentável no Sul de Santa Catarina: uma abordagem interdisciplinar**. Curitiba: Juruá, 2009. p. 159-190.
- KLEIN, R. M. A importância sociológica das mirtáceas nas florestas riograndenses. In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 34, Porto Alegre, 1983. **Anais...** Porto Alegre, SBB, 1984, v.2, p. 367-375.
- LACERDA, M. S. **Composição florística e estrutura da comunidade arbórea num gradiente altitudinal da mata atlântica**. 2001. 136 f. Tese (Doutorado em Biologia vegetal)

– Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2001.

LARCHER, W. **Ecofisiologia vegetal**. São Carlos: RiMa, 2000.

MACIEL, M. de N. M.; WATZLAWICK, L. F.; SCHOENINGER, E. R.; YAMAJI, F. M. Classificação ecológica das espécies arbóreas. **Revista acadêmica: ciências agrárias e ambientais**, v. 1, n. 2, p. 69–78, 2003.

MARTINELLI, G.; MORAES, A. M. **Livro vermelho da Flora do Brasil**. Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisas Jardim Botânica do Rio de Janeiro, 2013.

MARTINS, R. **Composição e estrutura vegetacional em diferentes formações na Floresta Atlântica, Sul de Santa Catarina, Brasil**. 2010. 151 f. Tese (Doutorado em Botânica) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2010.

MARTINS, S. V. **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Viçosa: UFV, 2012.

MORELLATO, P. C. As estações do ano na floresta. In: MORELLATO, P. C.; LEITÃO-FILHO, H.F. (Ed.). **Ecologia e preservação de uma Floresta Tropical Urbana: Reserva Santa Genebra**. Campinas: Unicamp, 1995. p. 37-41.

MORI, S.A.; BOOM, A. M.; CARVALHO, A. M.; SANTOS, T. S. Ecological importance of myrtaceae in eastern brazilian wet forest. **Biotropica**, v.15, n. 1, p. 68-70, 1983.

MORO, M. F.; MARTINS, F. R. Métodos de levantamento do componente arbóreo arbustivo. In: FELFILI, J. M.; EISENLOH, P.V.; MELO, M. M. R. F.; ANDRADE, L. A.; MEIRA NETO, J. A. A. (Ed.). **Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de casos**. Viçosa: UFV, 2011. p. 174-213.

MÜELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. 2.ed.. New Jersey: The blackburn press, 2002.

MURRAY-SMITH, C.; BRUMMITT, N. A.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; BACHMAN, S.; MOAT, J.; LUGHADHA, E. M. N.; LUCAS, E. J. Plant diversity hotspots in the Atlantic coastal forests of Brazil. **Conservation Biology**, v. 23, n. 1, p. 151–163, 2009.

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

NEVES, A. C. M. **Determinantes do desmatamento na Mata Atlântica: uma análise econômica**. 2006. 83 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Econômicas) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006.

OLIVEIRA, L. C. de. **Distribuição de trepadeiras em diferentes ambientes de uma Floresta Atlântica subtropical**. 2016. 76f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma, 2016.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; CARVALHO, D. A.; VILELA, E. A.; CURI, N.; FONTES, M. A. L. Diversity and structure of the tree communities of a fragment of tropical secondary forest of the brazilian atlantic fores domain 15 and 40 years after logging. **Revista Brasileira de**

Botânica, v. 27, n. 4, p. 685–701, 2004.

PADILHA, P. T. **Comunidade epifítica vascular do Parque Estadual da Serra Furada, Sul de Santa Catarina**. 2014. 54 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma, 2014.

PARSONS, J. J. Spread of african pasture grasses to the american tropics. **Journal of Range Management**, v. 25, n. 1, p. 12–17, 1972.

PASETTO, M. R. **Composição florística e chave de identificação vegetativa das espécies arbóreas do Parque Estadual da Serra Furada, SC**. 2011. 68 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma, 2011.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2015. Disponível em <<https://www.R-project.org/>>.

RODRIGUES, E. **Ecologia da restauração**. Londrina: Planta, 2013.

SAMPAIO, A. B.; SCHMIDT, I. B. Espécies exóticas invasoras em Unidades de Conservação Federais do Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 3, n. 2, p. 32–49, 2013.

SANTOS JUNIOR, R. **Comunidades herbáceas terrícolas em Floresta Atlântica primária e secundária no sul do Brasil**. 2014. 36 f. Dissertação. (Mestrado em Botânica) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2014.

SANTOS, R. dos; CITADINI-ZANETTE, V.; LEAL FILHO, L. S.; MARTINS, R. Florística e estrutura da comunidade arbórea em fragmentos florestais. In: MILIOLI, G.; SANTOS, R.; CITADINI-ZANETTE, V. (Ed.). **Mineração de carvão, meio ambiente e desenvolvimento sustentável no Sul de Santa Catarina: uma abordagem interdisciplinar**. Curitiba: Juruá, 2009.

SCHORN, L. A.; GALVÃO, F. Dinâmica da regeneração natural em três estádios sucessionais de uma Floresta Ombrófila Densa em Blumenau, SC. **Floresta**, v. 36, n. 1, p. 59-74, 2006.

SILVA, R. T. da. **Florística e estrutura da sinúsia arbórea de um fragmento urbano de Floresta Ombrófila Densa do município de Criciúma, Santa Catarina**. 2006. 61 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma, 2006.

SILVA, W. C. da; MARANGON, L. C.; FERREIRA, R. L. C.; FELICIANO, A. L. P.; APARÍCIO, P. da S.; JUNIOR, R. F. C. Estrutura horizontal e vertical do componente arbóreo em fase de regeneração natural na Mata Santa Luzia, no Município de Catende-PE. **Revista Árvore**, v. 34, n. 5, p. 863–869, 2010.

SMITH, A. R.; PRYER, K. M.; SCHUETTPELZ, E.; KORALL, P.; SCHNEIDER, H. WOLF, P. G. A classification for extant ferns. **Taxon**, v. 55, n. 3, p.705-731, 2006.

SOUZA, J. C. **Regeneração natural da comunidade arbórea da Floresta Ombrófila Densa montana do Parque Estadual da Serra Furada, sul de Santa Catarina, Brasil**. 2015. 43 f. Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso de Ciências Biológicas) –

Universidade do Extremo Sul Catarinense, 2015.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. Clareiras naturais e a riqueza de espécies pioneiras em uma floresta atlântica montana. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 2, n. 59, p. 251–261, 1999.
TONHASCA-JÚNIOR, A. **Ecologia e história natural de Mata Atlântica**. Rio de Janeiro: Interciência, 2005.

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

VOLPATO, M. M. L. **Regeneração natural em uma floresta secundária no domínio de Mata Atlântica**: uma análise fitossociológica. 1994. 123 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1994.

VUONO, Y. S. Inventário fitossociológico. In: SYLVESTRE, L. S.; ROSA, M. M. T. (Ed.). **Manual metodológico para estudos na Mata Atlântica**. Seropédica: EDUR, 2002. p.51-65.

YAMAMOTO, L. F.; KINOSHITA, L. S.; MARTINS, F. R. Síndromes de polinização e de dispersão em fragmentos da Floresta Estacional Semidecídua montana, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 21, n. 3, p. 553–573, 2007.