

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE JUIZ DE FORA**

**Pós-graduação em Ecologia Aplicada ao Manejo e Conservação dos  
Recursos Naturais**

**IMPACTO DO INCÊNDIO FLORESTAL NA COMUNIDADE ARBÓREA DE  
UMA FLORESTA OMBRÓFILA MISTA ALUVIAL ALTOMONTANA NA  
SERRA DA MANTIQUEIRA MERIDIONAL (MINAS GERAIS)**

**Lucas Deziderio Santana**

**JUIZ DE FORA - MG**

**Março, 2016**

**LUCAS DEZIDERIO SANTANA**

**IMPACTO DO INCÊNDIO FLORESTAL NA COMUNIDADE ARBÓREA DE  
UMA FLORESTA OMBRÓFILA MISTA ALUVIAL ALTOMONTANA NA  
SERRA DA MANTIQUEIRA MERIDIONAL (MINAS GERAIS)**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada ao Manejo e Conservação dos Recursos Naturais da Universidade Federal de Juiz de Fora, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Ecologia Aplicada ao Manejo e Conservação dos Recursos Naturais

**Orientador:** Prof. Dr. Fabrício Alvim Carvalho

JUIZ DE FORA - MG

Março, 2016

Ficha catalográfica elaborada através do programa de geração automática da Biblioteca Universitária da UFJF, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

Deziderio Santana, Lucas.

Impacto do incêndio florestal na comunidade arbórea de uma Floresta Ombrófila Mista Aluvial Altomontana na Serra da Mantiqueira Meridional (Minas Gerais) / Lucas Deziderio Santana. -- 2016.

81 f.

Orientador: Fabrício Alvim Carvalho

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Instituto de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, 2016.

1. Fitossociologia. 2. Fogo. 3. Floresta Atlântica. 4. Floresta com Araucária. 5. Unidade de Conservação. I. Alvim Carvalho, Fabrício, orient. II. Título.

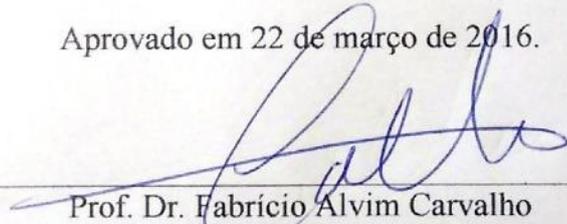
**“IMPACTO DO INCÊNDIO FLORESTAL NA COMUNIDADE ARBÓREA DE  
UMA FLORESTA OMBRÓFILA MISTA ALUVIAL ALTOMONTANA NA SERRA  
DA MANTIQUEIRA MERIDIONAL (MINAS GERAIS).”**

**Lucas Deziderio Santana**

Orientador: Prof. Dr. Fabrício Alvim Carvalho

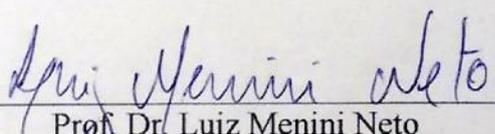
Dissertação apresentada ao Instituto de Ciências Biológicas, da Universidade Federal de Juiz de Fora, como parte dos requisitos para obtenção do Título de Mestre em Ecologia Aplicada ao Manejo e Conservação de Recursos Naturais.

Aprovado em 22 de março de 2016.



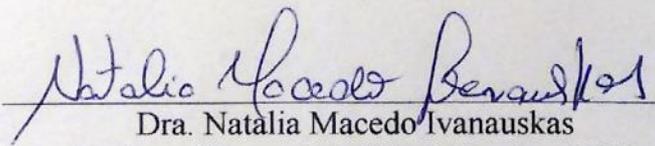
---

Prof. Dr. Fabrício Alvim Carvalho  
Universidade Federal de Juiz de Fora - UFJF



---

Prof. Dr. Luiz Menini Neto  
Centro de Ensino Superior - CES/JF



---

Dra. Natalia Macedo Ivanauskas  
Instituto Florestal de São de Paulo - IFSP

## **AGRADECIMENTOS**

Como é bom chegar neste momento! Passa um filme pela cabeça e percebo que várias pessoas foram primordiais para elaboração deste trabalho, por isso, começo agradecendo:

À Deus, nosso bem maior, por estar sempre comigo e me amparar nos Seus braços seja nos momentos alegres ou tristes;

Aos meus pais (M<sup>a</sup> Isabel e Nilton), por nunca terem desistido de mim e mesmo não entendendo muito bem o que eu faço, me apoiam incondicionalmente e sempre estão dispostos a me ouvir;

Aos meus familiares, por todo amor transmitido mesmo eu estando longe e por toda preocupação.

Ao orientador Prof<sup>o</sup> Fabrício Alvim, por toda confiança depositada desde a graduação e pela amizade, por ter me mostrando como a ecologia é interessante e instigadora. Obrigado por sempre estar disposto a ouvir e ensinar coisas novas.

Aos amigos do laboratório pela ajuda no campo e pelas dúvidas esclarecidas. Em especial, José Hugo, Thiago, Diego, Cassiano, Mariano, José Felipe, Monize, Nilson e Renato.

Aos amigos Thiago e Diego, por todo companheirismo dentro e fora do laboratório, por sempre me incentivarem buscar coisas novas e por me mostrarem que a estatística não é tão complexa assim, posso dizer que ter a amizade de vocês foi primordial para esta conquista. Aos amigos de sempre e que compartilharam comigo este desafio da pós-graduação, Guilherme e Luciana, ter vocês perto de mim sempre foi e sempre será um prazer.

Ao Zé Hugo, por ter me apresentado o PESP e por sempre estar disposto a ajudar, muito obrigado.

Aos amigos do herbário CESJ, pela acolhida, pela ajuda na identificação das espécies e pelo bom humor que sempre estão, com certeza, este lugar é especial. Em especial, Ludymila, Camila, Luciana, Andressa, Michele, Kelly e Júlia.

À eterna família cubo mágico, em especial, Aleson, Alanzinho, Aldier, Kior e Vitão, obrigado por me aturarem por todo este tempo, mas podemos dizer que apesar de todas as discussões formamos uma família.

Aos amigos, em especial a galera da Biologia/ UFJF e da Pós-graduação em Ecologia. Cada papo de corredor, cada conselho, todas as palavras de incentivo foram

primordiais para eu continuar este trabalho e ter vocês perto de mim tornou a saudade de casa menor.

Aos mestres, por todo o conhecimento transmitido. Em especial, a Professora Fátima Salimena (Fatinha), por todo carinho que sempre teve comigo e por me mostrar como a natureza deve ser admirada.

Aos taxonomistas Kelly Antunes, Miltom Groppo Jr. e Vinícius Antonio de Oliveira Dittrich, pela identificação das Myrtaceae, Aquifoliaceae e Pteridófitas, respectivamente.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) (Processo: 454008/ 2014-7) e à Fundação de Amparo à Pesquisa de Minas Gerais (FAPEMIG) (Processo: APQ 2165/ 14) pela apoio financeiro nos projetos Flora da Serra do Papagaio, sem o qual este trabalho tornar-se-ia inviável.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), por intermédio do PGECOL-UFJF, pela bolsa concedida durante todo o mestrado.

Aos funcionários do Parque Estadual da Serra do Papagaio (PESP). Em especial, ao Emanuel (Manu), por toda ajuda em campo e por ser uma pessoa tão acolhedora e prestativa e sem esquecer dos bolos e das pizzas que sempre estava nos esperando depois das coletas. À Clarice, por toda a logística e pela excelente receptividade de sempre. Ao Jean (Montanha), por todo o bom humor.

Aos funcionários da pós-graduação em Ecologia, em especial ao Júlio, por toda ajuda durante estes dois anos.

Ao Instituto Estadual de Florestal (IEF/MG) pela concessão da licença para realização desta pesquisa no PESP.

Ao PESP, pela beleza de cada manhã, pelo maravilhoso pôr-do-sol, pelas lindas cachoeiras (apesar de eu não ter entrado em nenhuma), enfim, por toda a beleza que me surpreendia a cada minuto.

E por fim, à todos que uma de forma ou de outra me ajudaram a concretizar este trabalho!

**O sucesso nasce do querer, da determinação e persistência em se chegar a um objetivo. Mesmo não atingindo o alvo, quem busca e vence obstáculos, no mínimo fará coisas admiráveis.**

**José de Alencar**

## RESUMO

### **(Impacto do incêndio florestal na comunidade arbórea de uma Floresta Ombrófila Mista Aluvial Altomontana na Serra da Mantiqueira Meridional (Minas Gerais)).**

Incêndios florestais podem impactar severamente a vegetação, dependendo da sua intensidade, duração, frequência e o tipo vegetacional atingido. Sabendo que os incêndios são uma das principais causas para o declínio da Floresta Ombrófila Mista (FOM) e que trabalhos quantitativos nesta fitofisionomia são raros, estudar o impacto causado por um incêndio florestal neste tipo de vegetação é bastante relevante. Para tanto, a seguinte hipótese foi levantada: incêndios florestais são capazes de alterar a estrutura, composição, diversidade e os grupos ecológicos do estrato arbóreo de comunidades florestais. O estudo foi realizado no Parque Estadual da Serra do Papagaio (PESP), que engloba o único remanescente de Floresta Ombrófila Mista em uma Unidade de Conservação de proteção integral em Minas Gerais. Duas áreas foram escolhidas para comparação, uma que não possui histórico de incêndio nos últimos 30 anos (Área I) e outra que sofreu um incêndio antrópico recentemente (2011) (Área II). Em cada área foram alocadas 25 parcelas permanentes de 20 x 10 m e toda vegetação arbustiva-arbórea com DAP  $\geq 4,8$  cm foi amostrada. Em parte, a hipótese inicial foi refutada, pois não houve diferença na composição de espécies e nos grupos ecológicos, apenas na diversidade e na estrutura da comunidade (densidade, área basal). A Área II apresentou menos indivíduos vivos (redução de 30%) e menor área basal (redução de 35%) do que a Área I. O número de indivíduos mortos entre as áreas apresentou diferença significativa, sendo que a maioria dos indivíduos mortos concentrou-se nas menores classes de diâmetro (DAP  $< 9,8$  cm). Este trabalho foi importante pois mostrou que um incêndio florestal é capaz de exercer papel relevante na modificação da estrutura e diversidade da vegetação. Logo, medidas preventivas contra incêndios na FOM são sempre importantes para a preservação desta fisionomia tão ameaçada no país.

**Palavras Chave:** Fitossociologia, Fogo, Floresta Atlântica, Floresta com Araucária, Unidade de Conservação.

## **ABSTRACT**

### **(Impact of forest fire in the tree community of an Upper Montane Alluvial Mixed Rain Forest in the Southern of Mantiqueira Mountain Range (Minas Gerais State)).**

Forest fire can severely impact the vegetation depending on its intensity, duration, frequency and the type of vegetation affected. Knowing that forest fires is one of the main causes of the decline of Mixed Rain Forest (MRF) and also the quantitative study in this vegetation type is rare, therefore, is important to study the impact of forest fire in this type of vegetation. The following hypothesis was raised: forest fires is able to change the structure, composition, diversity and ecological groups of tree community. The study was conducted in the Parque Estadual da Serra do Papagaio (PESP), which includes the single remnant of MRF in a Conservation Unit of integral protection in Minas Gerais State. Two areas were chosen to comparison, one that has no history of forest fires in the last 30 years (Area I) and another that has anthropogenic forest fire recently (2011) (Area II). Were allocated 25 permanent plots of 20 x 10 m in each area and every shrub and tree vegetation with  $DBH \geq 4.8$  cm was measured, identified and height estimated. The initial hypothesis was refuted partially, because there was difference only in diversity and community structure (density and basal area). The Area II presented less live individuals (reduction of 30%) and less basal area (reduction of 35%) than community of Area I. The number of dead individuals differed significantly between the two areas, where most dead individuals were concentrated in the smaller diameter classes ( $DBH < 9.8$  cm). This study was important to show that forest fire has relevant role in modifying the structure and diversity of vegetation, therefore, preventive efforts against fire in MRF are important to preserve this threatened physiognomy.

**Keywords:** Araucaria Forest, Atlantic Forest, Conservation Unit, Fire, Phytosociology

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1:** Localização do Parque Estadual da Serra do Papagaio (MG), com delimitação dos municípios que o parque engloba. Fonte: adaptado de imagem obtida em <http://www.profundacaomantiqueira.org/index-2.html#> e <http://www.serradopapagaio.org.br/pesp.asp>.....23
- Figura 2:** A – D: Área do parque composta por vários capões de Floresta Ombrófila Densa em meio ao Campos de altitude; E - F: Interior da Floresta Ombrófila Densa. Fotos: L.D.Santana e J.H.C.Ribeiro.....25
- Figura 3:** A – C: Vista da Floresta Ombrófila Mista Altomontana de diferentes pontos do parque; D: Interior da Floresta Ombrófila Mista Altomontana; E – F: Área de transição dos Campos de Altitude para Floresta Ombrófila Mista Altomontana; G – H: Detalhe do Ribeirão Santo Agostinho. Fotos: L.D. Santana e J.H.C. Ribeiro .....26
- Figura 4:** Alocação das parcelas na área de estudo. Pontos brancos são referentes as parcelas na Área I (sem histórico de incêndio florestal). Pontos amarelos são referentes as parcelas na Área II (com histórico de incêndio florestal). Altitude em que se encontra as parcelas=  $\approx 1700\text{m}$ .....27
- Figura 5:** Curvas de rarefação baseadas no número de indivíduos (A) e amostras (B) das Áreas I (sem incêndio) e II (com incêndio) do fragmento de Floresta Ombrófila Mista Altomontana do PESP.....36
- Figura 6:** Dendrograma de similaridade das parcelas comparando a Área I com a Área II. A saber: quadrados cheios são referentes a Área I (sem incêndio) e quadrados vazios referentes a Área II (com incêndio). A) coeficiente quantitativo de Morisita-Horn; correlação cofenética = 0,74 e B) coeficiente qualitativo de Jaccard; correlação cofenética = 0,63. Método de ligação: UPGMA.....37
- Figura 7:** Diagrama de ordenação resultante da análise de correspondência distendida (DCA) mostrando disposição das parcelas das Áreas I (sem incêndio) e II (com incêndio) em relação à composição quantitativa (densidade absoluta) de espécies amostradas no fragmento de Floresta Ombrófila Mista Altomontana do PESP. A saber: quadrados cheios

são referentes a Área I e quadrados vazios referentes a Área II. Eixo 1 = 0,24; Eixo 2 = 0,16.....38

**Figura 8:** Distribuição dos indivíduos arbóreos vivos da comunidade (A) e das três espécies com maior Valor de Importância (B- *Podocarpus lambertii*; C- *Araucaria angustifolia*; D- *Myrceugenia alpigena*) por classe de diâmetro (cm) das Áreas I (sem incêndio) e II (com incêndio) da Floresta Ombrófila Mista Altomontana do PESP.....39

**Figura 9:** Distribuição dos indivíduos arbóreos mortos em pé das Áreas I (sem incêndio) e II (com incêndio) por classes de diâmetro (cm) da Floresta Ombrófila Mista Altomontana do PESP.....40

**Figura 10:** Somatório das áreas basais das Áreas I (sem incêndio) e II (com incêndio) por classes de diâmetro (cm) da Floresta Ombrófila Mista Altomontana do PESP.....41

**Figura 11:** Distribuição dos indivíduos arbóreos vivos das Áreas I (sem incêndio) e II (com incêndio) em classes de altura (m) da Floresta Ombrófila Mista Altomontana do PESP.....42

**Figura 12:** Distribuição dos indivíduos e das espécies em grupos ecológicos das Áreas I (sem incêndio) e II (com incêndio). Grupos Sucessionias (A e B); Síndromes de Dispersão (C e D); Status de Conservação (E e F).....43

## LISTA DE TABELAS

- Tabela 1:** Parâmetros fitossociológicos das espécies arbóreas amostradas nas duas áreas (Área I: sem incêndio; Área II: com incêndio) da Floresta Ombrófila Mista Altomontana do Parque Estadual da Serra do Papagaio-MG, Brasil. Espécies ordenadas segundo o VI da Área I.....33
- Tabela 2:** Parâmetros de riqueza, diversidade e estrutura das duas áreas (Área I: sem incêndio; Área II: com incêndio) estudadas na Floresta Ombrófila Mista Altomontana do Parque Estadual da Serra do Papagaio-MG, Brasil. Letras diferentes indicam diferenças estatísticas ( $p < 0,05$ ).....35
- Tabela 3:** Estatística descritiva dos grupos funcionais das Áreas I e II da Floresta Ombrófila Mista Altomontana do PESP, Minas Gerais – Brasil. Siglas: CWM – média ponderada da comunidade baseada na abundância relativa de indivíduos por espécie; DP – desvio-padrão.....44
- Tabela 4:** Levantamento dos trabalhos realizados em fragmentos de Floresta Ombrófila Mista no Brasil com seus respectivos valores de área basal, número de indivíduos, critério de inclusão, estado e altitude.....48
- Tabela 5:** Parâmetros fitossociológicos da Área I (sem histórico de incêndio florestal) da Floresta Ombrófila Mista Altomontana do PESP-MG. Espécies ordenadas de forma decrescente segundo o valor de importância (VI %)......75
- Tabela 6:** Parâmetros fitossociológicos da Área II (com histórico de incêndio florestal) da Floresta Ombrófila Mista Altomontana do PESP-MG. Espécies ordenadas de forma decrescente segundo o valor de importância (VI %)......77
- Tabela 7:** Grupo sucessional (GS), Síndrome de dispersão (SD), Status de conservação (SC), número de registro do coletor e número de registro da espécie utilizada para comparação na identificação das espécies da Floresta Ombrófila Mista Altomontana do PESP-MG.....79

## SUMÁRIO

1 – INTRODUÇÃO.....	14
2 - OBJETIVOS .....	21
<b>2.1 – Objetivo geral</b> .....	21
<b>2.2 – Objetivos específicos</b> .....	21
3 - MATERIAL E MÉTODOS .....	22
<b>3.1 - Área de estudo</b> .....	22
<b>3.2 - Amostragem e coleta dos dados</b> .....	27
<b>3.3 - Análise dos dados</b> .....	28
<b>3.3.1 – Estrutura da vegetação</b> .....	28
<b>3.3.2 – Diversidade</b> .....	29
<b>3.3.3 – Comparação entre as duas áreas</b> .....	29
<b>3.3.4 – Grupos ecológicos e Status de conservação</b> .....	30
4 – RESULTADOS .....	32
<b>4.1 - Composição Florística e Fitossociológica</b> .....	32
<b>4.2 – Riqueza, Diversidade e Heterogeneidade</b> .....	35
<b>4.3 – Estrutura</b> .....	38
<b>4.5 – Grupos Ecológicos e Status de conservação</b> .....	42
5 – DISCUSSÃO .....	45
<b>5.1 – Padrões gerais da vegetação da Floresta Ombrófila Mista Altomontana do Parque Estadual da Serra do Papagaio</b> .....	45
<b>5.2 – Efeitos do incêndio florestal na estrutura e diversidade da comunidade</b> ...	49
6 – CONCLUSÕES .....	58
7 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	59
APÊNDICE I .....	75
APÊNDICE II.....	77
APÊNDICE III .....	79

## 1 – INTRODUÇÃO

As montanhas abrigam uma grande diversidade biológica, sobretudo com relação à flora (MARTINELLI, 2007). Estruturalmente, podem ser reconhecidas pela combinação de grandes altitudes e terrenos inclinados, clima diverso e alta ocorrência de endemismos (UNEP/CBD/AHTEG-MB, 2003). São de grande importância para a manutenção da biodiversidade e dos recursos naturais (PRATT; PRESTON, 1998; PRICE, 1998). No entanto, estas regiões montanhosas vêm sofrendo grandes impactos nos últimos tempos, principalmente devido às ações antrópicas (CÂMARA, 2005; COSTA; HERMANN, 2006).

A presença humana no Complexo da Mantiqueira iniciou antes mesmo do Brasil colônia, onde tribos indígenas se espalhavam por toda a região e já exerciam pressões sobre o ambiente nativo, seja através de plantios ou uso do fogo para auxiliar na caça e nas lavouras. Já no século XIX, o naturalista Auguste de Saint-Hilaire, após várias viagens ao longo da Mantiqueira, relata que a região já era ocupada por vários povoados (SAINT-HILAIRE, 1974; SILVA; VIANA; MOTA, 2008). Mais recentemente, no século XX, a região foi alvo do garimpo de ouro e de um grande desmatamento das florestas em função do uso da madeira para produção de carvão, o que prejudicou ainda mais as áreas nativas (IEF, 2009; SILVA; VIANA; MOTA, 2008).

O Parque Estadual da Serra do Papagaio (PESP) está inserido no Complexo Serrano da Mantiqueira, com várias regiões atingindo altitudes acima de 1500 metros, abrigando importantes remanescentes de Floresta Ombrófila Altomontana no domínio da Floresta Atlântica (IEF, 2009; SILVA; VIANA; MOTA, 2008). A Serra da Mantiqueira, transpondo-se a Serra do Mar, forma o segundo degrau do Planalto Brasileiro (ALMEIDA; CARNEIRO, 1998; MOREIRA; CAMELIER, 1977). Abrange parte dos estados de São Paulo, Rio de Janeiro, Minas Gerais e Espírito Santo e é considerada uma das mais importantes cadeias de montanhas do sudeste brasileiro (COSTA; HERMANN, 2006; MACHADO-FILHO et al., 1983).

A Serra da Mantiqueira tem sua formação datada no Cretáceo e caracteriza-se por uma imponente escarpa voltada para o Vale do Paraíba, cujos desníveis excedem a 2.000 metros (ALMEIDA; CARNEIRO, 1998). Em conjunto com a Serra do Mar, representa o orobioma mais frio e úmido do leste da América do Sul (SEGADAS-VIANNA; DAU, 1965 *apud* MEIRELES; KINOSHITA; SHEPHERD, 2014). Devido à elevada riqueza de

espécies da fauna e flora e o alto grau de endemismo, esta cadeia montanhosa foi considerada como uma área de importância biológica especial (COSTA; HERMANN, 2006) e listada como uma das áreas de maior importância em biodiversidade do mundo (LE SAOUT et al., 2013). Contudo, devido sua localização na região sudeste do Brasil, onde a maioria da população brasileira está concentrada (LINO; ALBUQUERQUE; DIAS, 2007), esta formação geográfica vem sofrendo grandes ameaças na sua conservação (DRUMMOND et al., 2009).

Segundo MACHADO-FILHO et al. (1983), duas grandes regiões são reconhecidas na Serra da Mantiqueira: a Mantiqueira Meridional e a Mantiqueira Setentrional. A primeira é composta pelas unidades geomorfológicas dos Planaltos de Campos de Jordão e do Itatiaia, enquanto a segunda compreende três unidades geomorfológicas denominadas: Patamares Escalonados do Sul Capixaba, Maciço do Caparaó e Serranias da Zona da Mata Mineira.

A distribuição atual da FOM remonta ao fim da última era glacial (BEHLING; PILLAR, 2007; KOCH; CORRÊA, 2010). Em tempos de clima mais frio, a Floresta Ombrófila Mista estendia-se até o nordeste brasileiro, contudo, quando a temperatura da Terra começou a se elevar e o sul do país tornou-se mais úmido, esta formação vegetal regressou principalmente para o Planalto Meridional brasileiro, porém, algumas populações ficaram isoladas em locais de grandes altitudes na Serra da Mantiqueira e na Serra do Mar, onde o clima frio e úmido permitiu sua existência até os dias atuais (BAUERMANN; BEHLING, 2009; CARLUCCI et al., 2011; KERSTEN; BORGIO; GALVÃO, 2015; KOCH; CORRÊA, 2010; PINTO et al., 2012; SOLÓRZANO-FILHO, 2001).

A FOM possui uma forte ligação com os campos, sobretudo nos terrenos suavemente ondulados do planalto e onde o solo não consegue sustentar uma vegetação mais alta (IVANAUSKAS; ASSIS, 2012). Estudos paleobotânicos apontam uma grande predominância de Poaceae e Cyperaceae no início do Holoceno até 2850 anos atrás; no entanto, a medida que a temperatura e a precipitação na Terra aumentavam, houve uma expansão das matas com araucária para os campos e para as montanhas (BEHLING; PILLAR, 2007; BEHLING, 1995). Atualmente, estudos apontam que os incêndios e/ou a herbivoria são umas das principais causas que impedem maior expansão da floresta sobre os campos naturais (HERINGER; JACQUES, 2001).

A distribuição da FOM tem seu limite sul no norte do estado do Rio Grande do Sul, a oeste ultrapassa o Rio Paraná alcançando a província de Misiones na Argentina e

algumas porções no Paraguai (IBGE, 2012; KERSTEN; BORGIO; GALVÃO, 2015). Contudo, seu limite extremo ao norte é controverso, alguns autores atribuem este limite as serras próximas aos 20° S, no entanto, esta fitofisionomia já não é mais vista na região, apenas alguns indivíduos isolados de *Araucaria angustifolia* são encontrados no Parque Nacional da Serra do Caparaó. Com isso, o remanescente mais ao norte da FOM conhecido está justamente no Parque Estadual da Serra do Papagaio, com uma área de cerca de 50 ha, ocupando principalmente os fundos de vale (IEF, 2009; KERSTEN; BORGIO; GALVÃO, 2015).

A Floresta Ombrófila Mista apresenta a *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze como o seu símbolo maior, por isso, esta fisionomia também é chamada de Floresta com Araucária (IBGE, 2012; IVANAUSKAS; ASSIS, 2012; KERSTEN; BORGIO; GALVÃO, 2015; KOCH; CORRÊA, 2010; PINTO et al., 2012). A *A. angustifolia* é uma espécie aciculifoliada, longeva e única representante da família Araucariaceae nativa na flora brasileira; contudo, nos últimos anos sofreu uma redução populacional drástica em suas áreas de distribuição natural, o que a colocou na categoria “Em perigo” no Livro Vermelho da Flora do Brasil (CARLUCCI et al., 2013; KERSTEN; BORGIO; GALVÃO, 2015).

Além da araucária, a FOM resguarda uma riqueza de espécies elevada (IBGE, 2012; SANTIAGO, 2014; VIBRANS et al., 2013) e o termo Ombrófila Mista remete-se, justamente, às características e à origem deste ambiente. O termo “Ombrófila” caracteriza o ambiente úmido que esta fitofisionomia precisa para se estabelecer e “Mista” diz respeito à origem dos gêneros que ocorrem neste ambiente, isto é, uma parte dos gêneros tem origem temperada (austral-antártica-andina), como por exemplo, *Araucaria* e *Drymis* e outra parte tem origem tropical (afro-brasileira), como o *Podocarpus* e a maioria das latifoliadas. Desta forma tem uma floresta geologicamente mista (IBGE, 2012; SANTIAGO, 2014; VIBRANS et al., 2013).

No entanto, apesar da FOM distribuir-se atualmente pelas regiões Sudeste e Sul do país e apresentar a araucária como seu símbolo maior, alguns estudos apontam a baixa similaridade entre os trechos de floresta destas regiões e até mesmo uma baixa similaridade entre os próprios fragmentos de FOM que ocorrem no sudeste (SANTIAGO, 2014; SOUZA, 2008). Isto ocorre porque no sul a FOM distribui-se de forma contínua, podendo compartilhar um maior número de espécies, já na região Sudeste a FOM está restrita a fragmentos florestais isolados no alto das cadeias de montanha (IBGE, 2012; KERSTEN; BORGIO; GALVÃO, 2015), de modo que, ela sofre maior influência das

formações vegetacionais adjacentes, o que leva a um maior compartilhamento de espécies e, conseqüentemente, maior semelhança entre estas áreas. No entanto, no trabalho com epífitas vasculares realizado por FURTADO (2013), os resultados são divergentes daqueles encontrados para as espécies arbóreas, isto é, as áreas de FOM não se agruparam com as áreas de Floresta Ombrófila Densa, além disso, as áreas de FOM da Serra da Mantiqueira agruparam-se entre si com um índice de similaridade pouco abaixo de 0,25. Esta similaridade deve em parte às altitudes mais elevadas e ao histórico de formação desta fitofisionomia na região (FURTADO, 2013).

Vale destacar que apesar dos avanços científicos dos últimos anos, estudos de flora ao longo de toda a extensão da FOM ainda são escassos, principalmente os estudos quantitativos (KERSTEN; BORGIO; GALVÃO, 2015; VIBRANS et al., 2013). Em uma compilação de dados KERSTEN; BORGIO; GALVÃO (2015) verificaram que até o ano de 2013, apenas 75 artigos quantitativos sobre a vegetação da FOM haviam sido publicados em periódicos científicos, sendo que a grande maioria concentra-se no estado do Paraná (46). Nos estados de Minas Gerais e Rio de Janeiro ainda não há trabalhos desta natureza. Com relação ao PESP, esta carência de estudos não é diferente, e os poucos trabalhos que podem ser citados são: a Avaliação Ecológica Rápida (AER) desenvolvida como parte da proposta de Plano de Manejo do PESP (SILVA; VIANA; MOTA, 2008), a flora da família Gesneriaceae (PEREIRA et al., 2013), o levantamento florístico (excetuando epífitas) desenvolvido por SANTIAGO (2014) e o estudo de diversidade e estrutura de epífitas vasculares sobre *Podocarpus lambertii* Klotzsch ex Endl. desenvolvido por FURTADO; MENINI NETO (2015).

Mesmo alguns remanescentes de Floresta Ombrófila Mista estando dentro de Unidades de Conservação (UC) de proteção integral (maioria em Santa Catarina) (KERSTEN; BORGIO; GALVÃO, 2015), esta fitofisionomia é um dos ecossistemas florestais mais ameaçados do país e estima-se que apenas cerca de 3% da cobertura original da formação tenham restado, incluindo áreas exploradas e em regeneração (BAUERMANN; BEHLING, 2009). A redução drástica desta fitofisionomia é reflexo de uma intensa pressão exploratória que a *A. angustifolia* sofreu nas últimas décadas (CARLUCCI et al., 2011; KOCH; CORRÊA, 2010). Somado a isto, uma das principais causas para o declínio da FOM atualmente são os incêndios florestais, que costumam iniciar nas vegetações campestres adjacentes e, fora de controle, atingem porções consideráveis da floresta (KLAUBERG et al., 2010).

Os incêndios florestais são um dos principais fatores de redução das florestas no mundo (COCHRANE, 2003; DARYAYI et al., 2013; GOLDAMMER, 1999; SILVA, 1998; XAUD; MARTINS; SANTOS, 2013). No entanto, os danos causados por eles ainda não são bem compreendidos, principalmente nas florestas tropicais (COCHRANE; SCHULZE, 1999; COCHRANE, 2003; EDWARDS; KROCKENBERGER, 2006). Até pouco tempo no Brasil, trabalhos sobre o impacto de incêndios florestais em florestas úmidas eram raros (COCHRANE, 2003); contudo, as evidências das alterações climáticas e a potencialização das emissões dos gases de efeito estufa por este evento (COCHRANE; BARBER, 2009; FLANNIGAN; STOCKS; WOTTON, 2000) chamaram a atenção da comunidade científica para tais estudos, em sua maioria desenvolvido na Amazônia (ALENCAR; SOLORZANO; NEPSTAD, 2004; BUSH et al., 2008; COCHRANE; SCHULZE, 1999; IVANAUSKAS; MONTEIRO; RODRIGUES, 2003; XAUD; MARTINS; SANTOS, 2013), com trabalhos escassos nas demais formações florestais. Para a FOM pode ser citado o estudo RIBEIRO; MARTINS; IVANAUSKAS (2012) em Campos do Jordão-SP, onde um incêndio florestal afetou uma área de reflorestamento.

Além dos impactos dos incêndios florestais ainda não serem muito bem compreendidos, na literatura ainda há muita confusão com este termo, principalmente quando utilizado juntamente com os termos fogo e queimada. Com isso, para uma melhor compreensão do assunto, faz-se necessário uma diferenciação destas nomeações. Fogo é o nome dado ao desenvolvimento simultâneo de calor, luz e chama, diz respeito a uma reação química que ocorre pela combinação de um material combustível com um comburente (oxigênio) (IBAMA, 2016; ICMBIO, 2010; SOARES; BATISTA, 2007). Queimada é uma prática agrícola ou florestal em que o fogo é utilizado de forma racional, isto é, com o controle da sua intensidade e limitado a uma área predeterminada, atuando como um fator de produção (IBAMA, 2016; JESUS; SANTOS, 2011; SANTOS; SOARES; BATISTA, 2006; SOARES; BATISTA, 2007). Já o incêndio florestal, fato que ocorreu em porções na FOM do PESP, é o termo utilizado para determinar um fogo incontrolável que se espalha livremente e consome diversos tipos de materiais combustíveis existentes em uma floresta e, muitas vezes, é ocasionada por queimadas que não foram devidamente autorizadas, aceiradas e monitoradas. Os incêndios florestais podem ser provocados tanto pelo homem (intencional ou negligência) como por causa natural (raios) (IBAMA, 2016; ICMBIO, 2010; SILVA, 1998; SOARES; BATISTA, 2007).

Diferente dos ecossistemas savânicos, a maioria das árvores que ocorrem nas florestas úmidas não apresentam estruturas de proteção contra os incêndios (HOFFMANN; ORTHEN; DO NASCIMENTO, 2003; HOFFMANN et al., 2012; PIVELLO, 2011). De acordo com HARDESTY; MYERS; FULKS (2005), a relação dos ecossistemas com o fogo podem ser de três tipos: os independentes de fogo, que são aqueles ecossistemas que nunca ou raramente passaram por um incêndio, devido às condições climáticas que estão sujeitos ou por não apresentarem nenhuma biomassa para ocasionar o incêndio. Os dependentes de fogo, são aqueles ambientes que passam por periódicos eventos de incêndio e que depende deles para manter seus processos ecológicos, além disso apresentam espécies adaptadas ao fogo, como por exemplo as espécies savânicas. Por fim, os ecossistemas sensíveis ao fogo, como por exemplo, as florestas ombrófilas, são aqueles ambientes que são altamente danificados pelos incêndios florestais, o que pode acarretar na morte de vários indivíduos, perturbar os processos ecológicos e eliminar algumas espécies.

Por não passar por vários episódios de incêndios, as florestas tornam-se menos resilientes que as savanas quanto ao efeito do fogo (EITEN, 1982 *apud* OLIVEIRA-FILHO; FLUMINHAN-FILHO, 1999). Nas florestas, a maioria das árvores apresentam ritidoma muito fino (COCHRANE, 2003; NASCIMENTO et al., 2000), resultando em maior mortalidade em incêndios. Sabendo que a espessura do ritidoma geralmente aumenta com o diâmetro do caule, o qual é depende do estágio de desenvolvimento da planta, pode-se inferir então que os indivíduos mais jovens são os mais afetados pelos incêndios (COCHRANE; SCHULZE, 1999; HERINGER; JACQUES, 2001; NEPSTAD; MOREIRA; ALENCAR, 1999). Somado a isto, como observado por IVANAUSKAS; MONTEIRO; RODRIGUES (2003) alguns indivíduos também morrem não pela ação direta das chamas no momento do incêndio, mas sim como resultado da desidratação das copas, devido a elevada temperatura, associada à perda em volume de suas raízes.

Os danos causados pelos incêndios florestais são vários, como por exemplo, ressecamento do solo, morte de indivíduos, além de poder afetar o crescimento e a reprodução das plantas (RIBEIRO et al., 2012a; SILVA, 1998). No entanto, a resposta das plantas aos impactos vão variar de acordo com a intensidade, frequência, duração e a formação vegetacional atingida (COCHRANE, 2003; HERINGER; JACQUES, 2001; HOFFMANN et al., 2012). Incêndios muito severos e recorrentes em uma formação florestal podem levar à desestruturação da composição florística, com reflexo na diversidade de espécies (MALKISNON et al., 2011; PEIXOTO et al., 2012), alterar a

estrutura da comunidade, causando principalmente redução na densidade de indivíduos (COCHRANE; SCHULZE, 1999; SILVA et al., 2005) e afetar a interação solo-planta por décadas (CERTINI, 2005; SARAVANAN et al., 2014). Porém, quando este ocorre de forma menos severa, abre clareiras na comunidade e a luminosidade na floresta aumenta, com isso, pode ser crucial para o incremento de novas espécies que antes já tinham sido excluídas pela competição (IVANAUSKAS; MONTEIRO; RODRIGUES, 2003; PEIXOTO et al., 2012; SILVA et al., 2005).

Por muitas vezes as Unidades de Conservação (UC) no Brasil são atingidas por incêndios florestais, o que gera grande prejuízo para a conservação da biodiversidade e manutenção de processos ecológicos, visto que, estas áreas geralmente resguardam um grande número de espécies raras e/ou ameaçadas de extinção (IEF, 2009; MEDEIROS; FIEDLER, 2003; MONTEIRO, 2012; SANTOS; SOARES; BATISTA, 2006). As principais causas dos incêndios florestais nas Unidades de Conservação no Brasil têm sido principalmente queimadas que saem do controle, para renovação de pastagens e limpeza de restos de cultura nas propriedades vizinhas (MEDEIROS; FIEDLER, 2003; SOARES; BATISTA; SANTOS, 2006). Além disso, não pode ser ignorado que as UC's, mesmo após a sua criação, passam por vários conflitos socioambientais, onde muitos proprietários que estão ao redor da UC se sentem prejudicados e ateam fogo nestas áreas, o que pode transformar em um incêndio florestal de grandes proporções. O PESP por muitas vezes já passou por esta situação (IEF, 2009).

Levando em consideração os impactos causados pelos incêndios sobre a vegetação (COCHRANE; SCHULZE, 1999; COCHRANE, 2003; SLIK et al., 2008), e sabendo que estes danos ainda são pouco conhecidos, principalmente nas florestas ombrófilas (COCHRANE, 2003), o presente estudo testou a seguinte hipótese: incêndios florestais são capazes de alterar a estrutura, composição, diversidade e grupos ecológicos de comunidades arbóreas de Floresta Ombrófila Mista Altomontana.

## 2 - OBJETIVOS

### 2.1 – Objetivo geral

O presente estudo teve por objetivo avaliar o impacto de um incêndio sobre a comunidade arbórea da Floresta Ombrófila Mista Altomontana do Parque Estadual da Serra do Papagaio (PESP), Minas Gerais – Brasil. Além disso, visto a carência de estudos nesta formação florestal, principalmente em Minas Gerais, o trabalho buscou trazer informações fitossociológicas a respeito dessa comunidade.

### 2.2 – Objetivos específicos

- Avaliar o impacto do incêndio florestal sobre a composição, estrutura e diversidade de espécies arbóreas da Floresta Ombrófila Mista Altomontana do PESP;
- Analisar o impacto do incêndio na estrutura fitossociológica e na estrutura demográfica das principais espécies;
- Avaliar qual classe diamétrica foi mais afetada com o incêndio florestal;
- Analisar através de técnicas multivariadas o grau de similaridade e heterogeneidade entre as comunidades;
- Analisar o impacto do incêndio sobre os grupos ecológicos (síndromes de dispersão e grupos sucessionais) e *status* de conservação;
- Analisar a estrutura e diversidade das espécies arbóreas da comunidade, e comparar com os padrões obtidos em outros fragmentos de FOM.

### 3 - MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 - Área de estudo

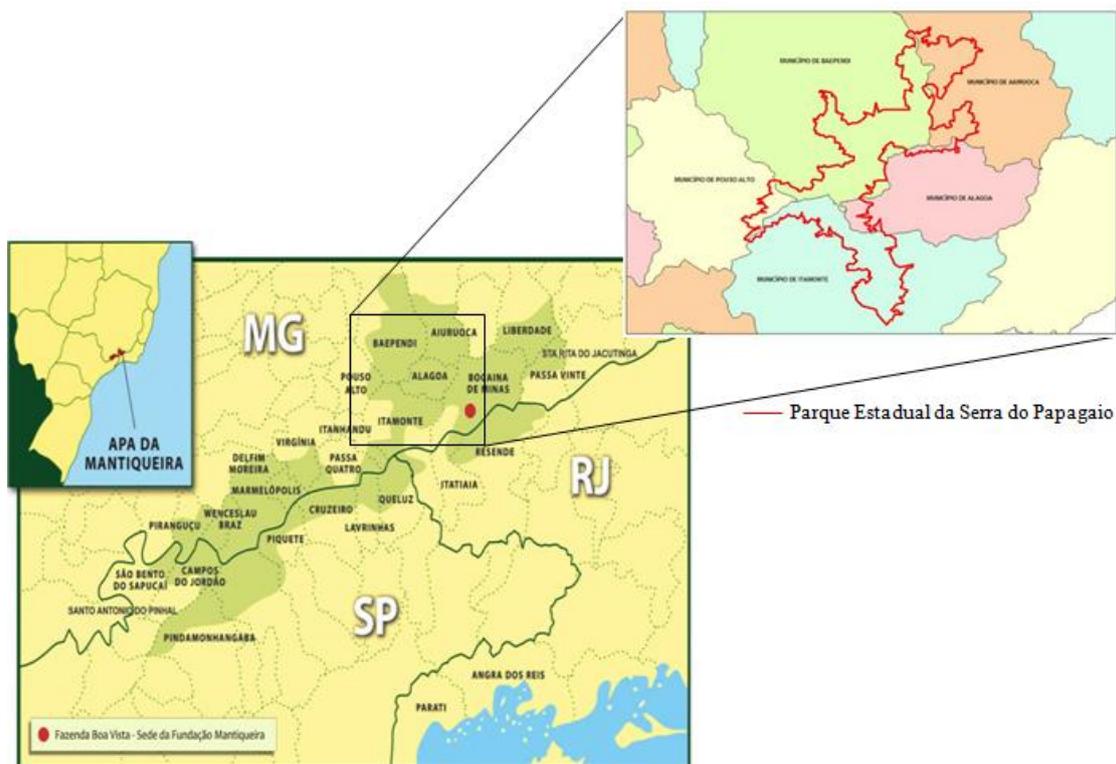
O Parque Estadual da Serra do Papagaio (PESP) está localizado no Complexo da Mantiqueira, ao Sul do estado de Minas Gerais, interliga-se geograficamente com a porção norte do Parque Nacional do Itatiaia e, por compor um conjunto montanhoso contínuo, legalmente preservado, essas duas unidades de conservação juntas protegem um dos maiores fragmentos de vegetação nativa da Mantiqueira (IEF, 2015). LE SAOUT et al. (2013) comentam que a APA da Serra da Mantiqueira, juntamente com o Parque Nacional do Itatiaia, estão entre os dez lugares mais importantes para a conservação da biodiversidade do planeta, devido a sua diversidade e por abrigarem um grande número de espécies ameaçadas de extinção.

A presença humana na região do PESP já existia antes mesmo do Brasil colônia, onde tribos indígenas se espalharam por toda região. Mais recentemente, a região foi intensamente explorada para produção de carvão (1940 - 1975) e garimpo de ouro (1950 - 1980). Com isso, tanto a vegetação quanto os cursos d'água foram revirados, alterando a paisagem nesses locais. Além disso, o uso dos campos nativos para pastagem na região vem de longa data (séculos XVII – XIX), o que pressionou até mesmo o interior das florestas, devido ao pastoreio e o pisoteio do gado (SILVA; VIANA; MOTA, 2008).

Embora o Decreto de criação do PESP date de 1998, a área já estava sendo protegida desde 1990, através do Decreto nº 31.368, de 2 de julho de 1990, que criou a Estação Ecológica do Papagaio, sob a jurisdição da Fundação Estadual de Meio Ambiente – FEAM (IEF, 2009). Atualmente o Parque abrange uma área de 22.917 hectares dos municípios de Aiuruoca, Alagoa, Baependi, Itamonte e Pouso Alto (Figura 1), nas coordenadas 22°08'34.95"S e 44°43'43.21"O (coordenadas referentes à sede administrativa do PESP), abrigando desta forma um importante remanescente de Floresta Atlântica do Estado (IEF, 2009).

A origem das formas do relevo do PESP está relacionada com as falhas originadas durante o ciclo orogênico Brasileiro, no Neoproterozóico, pela colisão entre as placas tectônicas Africana e do São Francisco. O parque apresenta um relevo bastante acidentado, as cotas altimétricas variam de 1.000 a mais de 2.000 metros, sendo que cerca de 50% da região está acima de 1800 m. No entanto, a FOM ocorre predominantemente

nas altitudes entre 1600 e 1700 m.s.m. O ponto mais alto do parque é o Pico do Santo Agostinho, a 2359 metros, localizado na Serra do Garrafão, na região central do PESP (IEF, 2009; SILVA; VIANA; MOTA, 2008).



**Figura 1:** Localização do Parque Estadual da Serra do Papagaio (MG), com delimitação dos municípios que o parque engloba. Fonte: adaptado de imagem obtida em <http://www.profundacaomantiqueira.org/index-2.html#> e <http://www.serradopapagaio.org.br/pesp.asp>

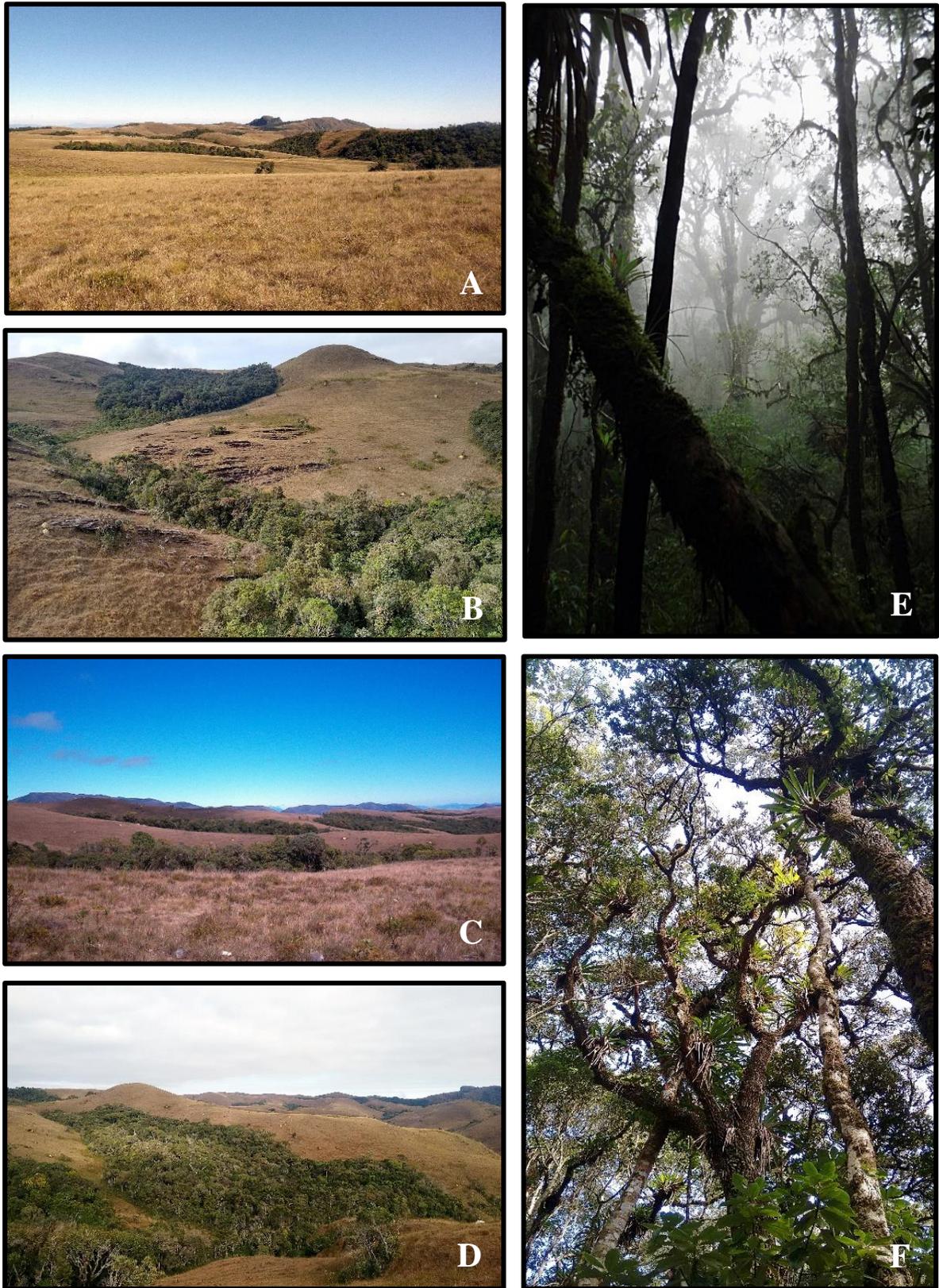
A distribuição dos solos no PESP está fortemente relacionada ao notável controle estrutural que originou as formas de relevo que compõem a paisagem atual. Nas encostas mais expostas e elevadas ocorrem os Neossolos Litólicos e Cambissolos Háplicos, com teores muito baixos de matéria orgânica e alta susceptibilidade a erosão. Nos campos de altitude predominam os Neossolos Litólicos, apresentam os menores valores de carbono orgânico total nos horizontes superficiais, devido à baixa produção de biomassa e constante ocorrência de incêndios nestes ambientes. Já nas porções da paisagem, onde o controle estrutural permite um maior acúmulo de solo, detritos e umidade, observa-se a predominância de cambissolos húmicos e hísticos, neossolos húmicos e organossolos, com altos teores de alumínio. Sobre estes solos, encontram-se os fragmentos de floresta ombrófila. A FOM ocorre predominantemente sobre cambissolos húmicos e hísticos (IEF, 2009; SILVA; VIANA; MOTA, 2008).

O clima na região é do tipo Cwb, segundo a classificação de Köppen (ALVARES et al., 2013), com inverno frio e seco, e chuvas elevadas no verão. A precipitação média anual situa-se próxima a 1568 mm. Há uma sazonalidade da chuva ao longo do ano, com cerca de 80% da chuva concentrada no período de outubro a março, porém não se verifica mês totalmente seco na região. Já a temperatura média anual fica em torno de 20,6 °C. As temperaturas mínimas registradas no inverno estão normalmente entre 0°C e 10°C, com ocorrências de geadas e com estiagem no mesmo período. O verão é ameno e com pluviosidade elevada, porém os dias mais quentes podem registrar temperaturas próximas dos 30° C (IEF, 2009; PMB, 2013)

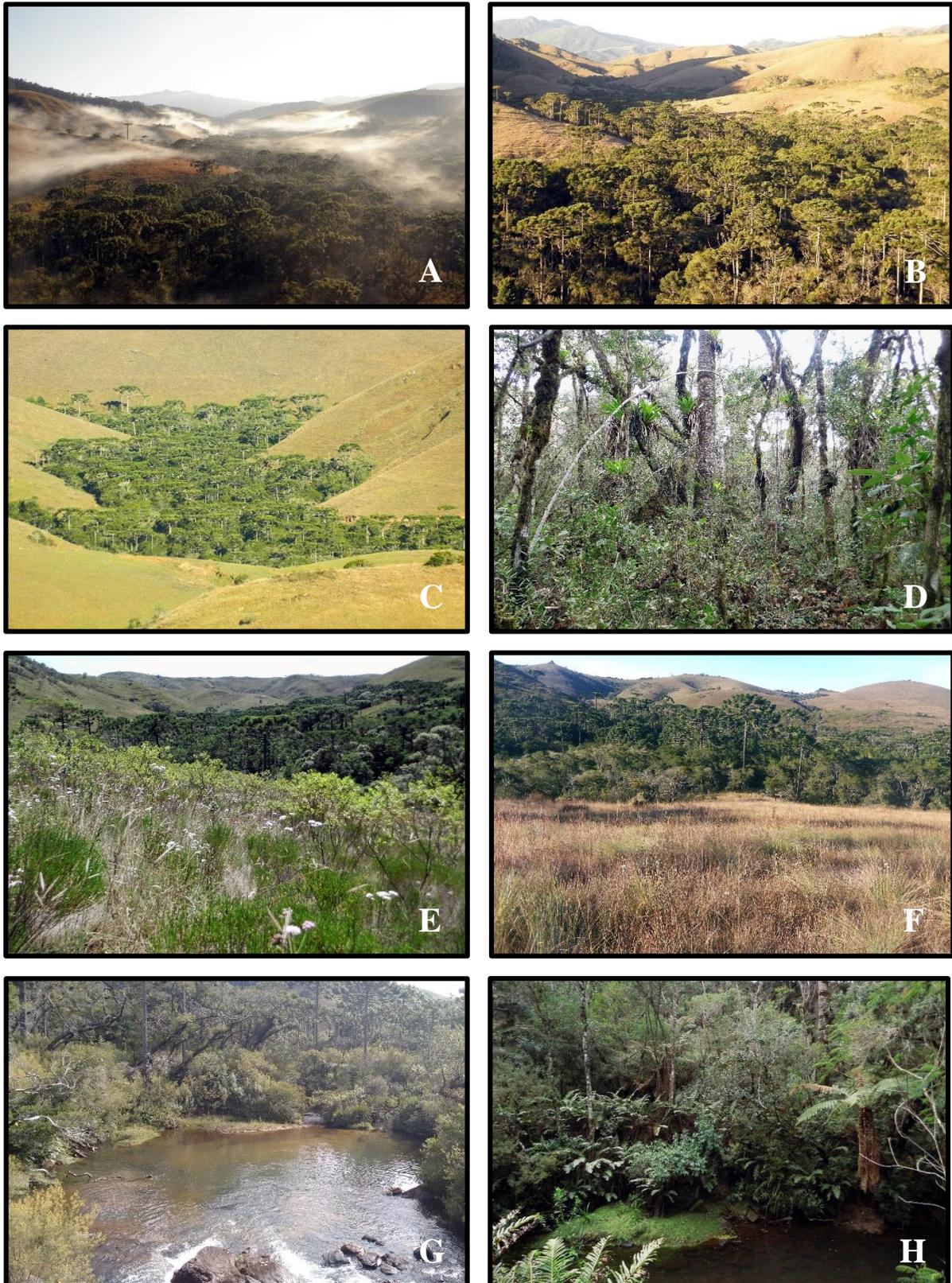
Com relação a hidrologia, o PESP está inserido nas unidades pertencentes à bacia hidrográfica do Rio Grande: GD1 (bacia alto Rio Grande) e GD4 (bacia do Rio Verde). A rede de drenagem é composta por 48, 2% do rio Baependi, 31, 1% do rio Aiuruoca e 20, 7% do rio Verde, importantes afluentes do Rio Grande, constituinte da bacia do rio Paraná (IEF, 2009).

Segundo a classificação da vegetação do IBGE (2012), pode-se dizer que a vegetação do PESP é composta principalmente por Refúgios Vegetacionais Altomontano (Campos de Altitude), Floresta Ombrófila Densa Montana e Altomontana (Figura 2) e Floresta Ombrófila Mista Altomontana (IEF, 2009; SILVA; VIANA; MOTA, 2008), sendo esta última objeto do presente trabalho (Figura 3). Já com relação a classificação fitofisionômica de OLIVEIRA FILHO (2009), a Floresta Ombrófila Mista do PESP é classificada como Floresta Mista Lati-aciculifoliada Nebular Perenifólia Tropical Superomontana de Talvegue. Vale ressaltar que daqui para frente será usado o termo FOM para tratar da Floresta Ombrófila Mista Altomontana do PESP.

A FOM no PESP ocorre predominantemente nos fundos de vale, sendo os interflúvios ocupados por campos naturais. O fragmento florestal acompanha o ribeirão Santo Agostinho de forma contínua (caracterizando uma floresta aluvial) por aproximadamente 5 km de extensão e em alguns pontos com cerca de 100 m de largura. Apresenta um dossel de *Araucaria angustifolia* com até 30 m de altura e um segundo estrato composto principalmente por *Podocarpus lambertii* (variando de 10 a 15 m de altura) (FURTADO; MENINI NETO, 2015; SANTIAGO, 2014).



**Figura 2:** A – D: Área do parque composta por vários capões de Floresta Ombrófila Densa em meio ao Campos de altitude; E - F: Interior da Floresta Ombrófila Densa. Fotos: L.D.Santana e J.H.C.Ribeiro

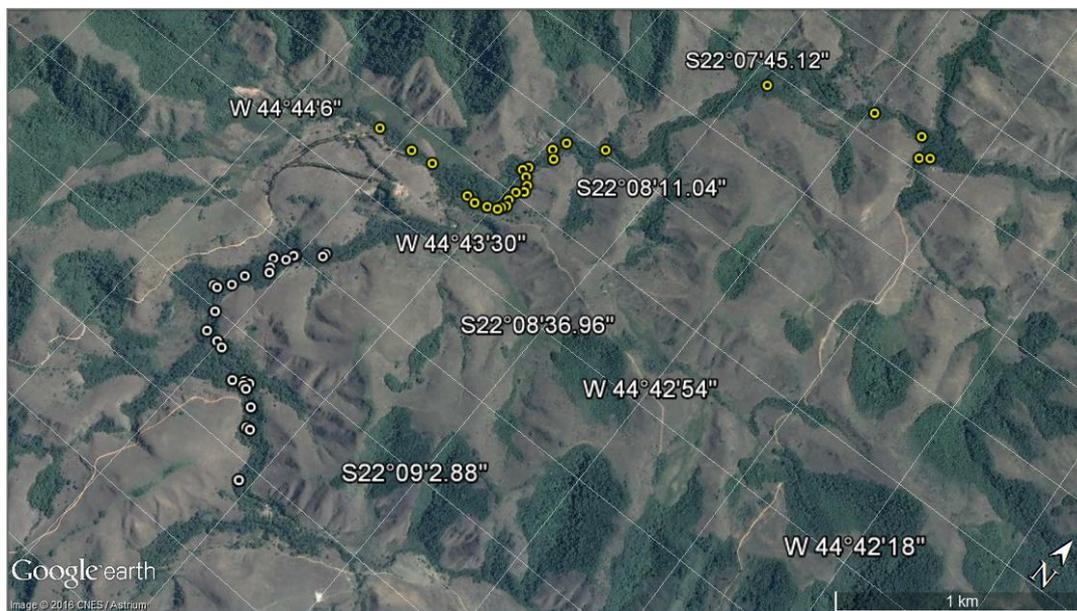


**Figura 3:** A – C: Vista da Floresta Ombrófila Mista Altomontana de diferentes pontos do parque; D: Interior da Floresta Ombrófila Mista Altomontana; E – F: Área de transição dos Campos de Altitude para Floresta Ombrófila Mista Altomontana; G – H: Detalhe do Ribeirão Santo Agostinho. Fotos: L.D.Santana e J.H.C.Ribeiro

O PESP frequentemente sofre com incêndios florestais, tanto naturais, quanto antrópicos e a FOM por algumas vezes já foi atingida por esses incêndios (IEF, 2009). No ano de 2011, um incêndio de grandes proporções no parque que começou nos campos de altitude, próximos a antiga Fazenda Santa Rita, atingiu diversos pontos ao longo da FOM.

### 3.2 - Amostragem e coleta dos dados

A coleta dos dados foi realizada de setembro de 2014 a junho de 2015. Duas áreas foram comparadas: uma que não possui histórico de incêndio florestal nos últimos 30 anos, considerada mais conservada (Área I) e outra área que foi atingida por um incêndio florestal antrópico recentemente (2011) (Área II). Em cada área foram alocadas 25 parcelas de 20 x 10 m, totalizando 0,5 ha por área e 1 ha no total (Figura 4), sendo este um padrão muito utilizado em FOM (HIGUCHI et al., 2012; POLISEL et al., 2014; RIBEIRO et al., 2012b, 2013a; SOUZA, 2008). As parcelas foram delimitadas de forma permanente, georreferenciadas com a utilização de um aparelho GPS, permitindo, desta forma, acompanhar a dinâmica da vegetação.



**Figura 4:** Alocação das parcelas na área de estudo. Pontos brancos são referentes as parcelas na Área I (sem histórico de incêndio florestal). Pontos amarelos são referentes as parcelas na Área II (com histórico de incêndio florestal). Altitude em que se encontra as parcelas=  $\approx 1700\text{m}$ .

Na Área I, após a delimitação do universo amostral, foram sorteados 25 pontos para alocação das parcelas, sendo excluídos os pontos que haviam menos de 20 metros

de largura de FOM. Já na Área II, foram mapeados locais onde haviam evidências do incêndio, tanto no tronco quanto na copa das árvores, e em seguida 25 parcelas foram sorteadas e alocadas. Nas duas áreas as parcelas foram alocadas sempre próximas (cerca de 15 metros) e paralelas ao curso d'água.

Todos os indivíduos arbustivo-arbóreos vivos com  $DAP \geq 4,8$  cm (diâmetro a altura do peito a 1,3 m de altura do solo) foram medidos quanto ao DAP e altura. Todos os indivíduos foram marcados com plaquinhas de alumínio e identificados, quando possível, até o nível de espécie. Para os indivíduos perfilhados, foi medido o DAP de cada perfilho separadamente, isto é, cada perfilho foi considerado como sendo um indivíduo. Os indivíduos mortos ainda em pé dentro das parcelas com  $DAP \geq 4,8$  cm também foram medidos, no entanto, não foram identificados.

O material botânico coletado, fértil ou vegetativo, foi identificado utilizando-se a coleção do herbário da UFJF (CESJ) para comparação. O material fértil foi depositado no herbário CESJ, e o material vegetativo foi depositado na coleção dendrológica do Laboratório de Ecologia Vegetal da UFJF. A classificação das famílias de angiospermas seguiu a proposta da APG III (CHASE; REVEAL, 2009), enquanto as pteridófitas estão de acordo com o sistema de classificação de SMITH et al. (2006). A sinonímia e a grafia das espécies foi checada segundo a Lista da Flora do Brasil 2020 (BFG, 2015).

### **3.3 - Análise dos dados**

#### **3.3.1 – Estrutura da vegetação**

Os parâmetros fitossociológicos foram calculados através do software Microsoft Office Excel 2013® e analisados segundo KENT; COKER (1992), obtendo-se os seguintes parâmetros, definidos por FELFILI; RESENDE, 2003: frequência absoluta (FA), frequência relativa (FR), densidade absoluta (DA), densidade relativa (DR), área basal (AB), dominância relativa (DoR) e Valor de Importância (VI).

Histogramas de distribuição de diâmetro, com intervalos fixos de 5 cm, foram elaborados para os indivíduos vivos e mortos em pé, para as principais espécies em VI e para a comunidade. Histograma de distribuição em classes de altura foi elaborado para a comunidade, utilizando intervalo fixo de 5 metros. Além disso, histograma com intervalo fixo de 5 cm também foi elaborado para o somatório das áreas basais e para comparar a distribuição das áreas basais pelas classes de diâmetro entre os ambientes o teste de Kolgomorov-Smirnov foi aplicado. Os intervalos fixos de 5 cm foram utilizados

conforme o padrão seguido pelo grupo de estudo do Laboratório de Ecologia Vegetal da Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF). Os gráficos foram elaborados com o programa SigmaPlot 11.0.

Além disso, conforme realizado por CARVALHO; FAGG; FELFILI (2010), uma análise de Qui-quadrado ( $\chi^2$ ) foi aplicada para avaliar se as distribuições dos indivíduos mortos em pé nas parcelas da Área II ocorrem de forma agrupada ( $P < 0,05$ ) ou estocástica ( $P > 0,05$ ). Esta análise foi realizada no software PAST 3.10 (HAMMER; HARPER; RYAN, 2001).

### **3.3.2 – Diversidade**

A diversidade de espécies foi analisada através do índice de diversidade de Shannon ( $H'$ ), que considera a transformação logarítmica ( $\ln$ ) da densidade, sendo mais influenciado pelas espécies “raras” na amostra. O índice de equabilidade de Pielou ( $J$ ), baseado em  $H'$ , foi utilizado para estimativa da uniformidade da comunidade, como forma de aferir o quão próximo a diversidade  $H'$  obtida estaria da diversidade  $H'$  hipotética máxima (MAGURRAN, 2004). Os estimadores não-paramétricos “*Jackknife*” de 2ª ordem e Chao 2 foram utilizados para projetar a riqueza de espécies que pode ser alcançada a partir da heterogeneidade encontrada nas amostras (MAGURRAN, 2004). As análises foram feitas no programa PAST 3.10 (HAMMER; HARPER; RYAN, 2001).

### **3.3.3 – Comparação entre as duas áreas**

Os dados de estrutura (densidade e área basal médias) da comunidade por terem uma distribuição normal (HAMMER, 2010), foram testadas através da análise de variância (ANOVA) e teste de Tukey ( $\alpha = 0,01$ ). Já as médias da densidade e da área basal das três espécies de maior VI foram testadas a partir do teste não paramétrico de Mann-Whitney ( $\alpha = 0,01$ ). O teste não paramétrico foi utilizado pois os dados não apresentaram distribuição normal (HAMMER, 2010).

O teste  $t$  de HUTCHESON (1970) com nível de significância de 0,01%, o qual fornece um método para calcular o teste  $t$  para duas comunidades, a fim de detectar diferenças estatísticas entre elas (MAGURRAN, 2004), foi utilizado para comparar a diversidade de espécies de Shannon ( $H'$ ) entre as áreas.

O programa EstimateS 9 (COLWELL; ELSSENHORN, 2014) foi usado para calcular curvas esperadas de acumulação de espécies (curvas de rarefação (1000

randomizações) baseadas no número de parcelas e no número de indivíduos amostrados), respeitando todos os pressupostos do teste (GOTELLI; COLWELL, 2001), com os respectivos intervalos de confiança a 95% de probabilidade, para comparar a riqueza de espécies entre as áreas.

Para a análise da similaridade florística entre as parcelas das duas áreas estudadas, o método de classificação utilizado foi a Análise de Agrupamento Hierárquico (cluster) (VAN TONGEREN, 1995) que gera um dendrograma que apresenta os grupos formados e ligados hierarquicamente, gerado na presente análise através do método de agrupamentos de médias não ponderadas (UPGMA). Foi utilizado nesta análise, tanto o coeficiente de Morisita-Horn para análise quantitativa, quanto o de Jaccard para análise qualitativa. Os resultados dos coeficientes variam de 0 a 1, sendo uma similaridade considerada significativa  $> 0,5$  para dados quantitativos (FELFILI et al., 2011) e  $> 0,25$  para dados qualitativos (MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974).

Além disso, a análise de correspondência segmentada (DCA) foi aplicada para avaliar a substituição das espécies ao longo do espaço (gradiente ambiental). Esta técnica de análise indireta de gradientes é utilizada em estudos ecológicos de comunidades para ordenar de forma integrada os dados de espécies em relação às suas unidades amostrais, e seu resultado expressa o produto da variabilidade na distribuição das espécies pelas unidades amostrais ao longo da comunidade (LEPŠ; ŠMILAUER, 2003). Para realização da DCA foi elaborada uma matriz de densidade de espécies por parcelas das duas áreas amostradas. Estas análises foram realizadas no software PAST 3.10 (HAMMER; HARPER; RYAN, 2001).

### **3.3.4 – Grupos funcionais e Status de conservação**

As espécies foram enquadradas em dois grupos ecológicos: grupo sucessional e síndromes de dispersão. A classificação das espécies em grupos sucessionais seguiu o modelo proposto por OLIVEIRA-FILHO; SCOLFORO (2008) considerando-se as características ecológicas das espécies para classificá-las, tendo como principal fator de inclusão nas categorias, a quantidade de luz de que dependem para seu desenvolvimento, sendo: Pi (Pioneiras) = espécies que apresentam maior dependência de luz para realizar seus processos fisiológicos do que as demais categorias, com maior ocorrência em clareiras, bordas e locais abertos, tais como pastagens ou áreas abandonadas, sendo pouco frequentes em sub-bosque; SI (secundárias iniciais) = espécies que apresentam dependência intermediária de luz, sendo frequentes em clareiras, bordas ou sub-bosque,

característicos por serem locais pouco sombreados, estando ausentes em áreas muito sombreadas; ST (secundárias tardias) = espécies pouco dependentes de luz para realizar seus processos fisiológicos, com maior ocorrência em sub-bosque podendo permanecer por toda a sua vida nesse ambiente, ou romper o sub-bosque e se estabelecer no dossel, ou ainda se apresentar como uma emergente. Em casos onde a espécie não pôde ser classificada, foi estabelecida a categoria NC (não classificada).

A classificação quanto às síndromes de dispersão foi baseada nos critérios morfológicos de frutos e sementes estabelecidos por VAN DER PIJL (1982) sendo as espécies classificadas em: Zoo (zoocóricas) = espécies que apresentam diásporos adaptados à dispersão por animais; Ane (anemocóricas) = espécies com diásporos adaptados à dispersão pelo vento; Aut (autocóricas) = espécies que possuem autodispersão.

Além disso, as espécies foram categorizadas em grupos de Status de Conservação, conforme as classes propostas por OLIVEIRA-FILHO (2006). O critério numérico adotado foi a frequência relativa da espécie nas 190 listagens que compõem o inventário florestal de Minas Gerais, aplicada da seguinte forma: > 60% = Ab (Abundante); > 40% a 60% = Co (Comum); > 25% a 40% = Fr (Frequente); > 15% a 25% = Oc (Ocasional); > 7,5% a 15% = Ra (Rara); > 2,5% a 7,5% = MR (Muito Rara); < 2,5% = RR (Raríssima).

Em todas as análises, foram criados histogramas de frequência, tanto para a riqueza, quanto para a abundância de espécies, no programa SigmaPlot 11.0.

Além disso, a média ponderada da comunidade (CWM: community-weighted mean) (LAVOREL et al., 2008), baseada na abundância relativa de indivíduos por espécie, foi gerada para cada grupo funcional em cada parcela utilizando o pacote “FD” (LALIBERTÉ; LEGENDRE; SHIPLEY, 2014) através do *software* R. Posteriormente, a diferença nos grupos funcionais entre as Áreas I e II foi testada através do teste não paramétrico de Mann-Whitney ( $\alpha = 0,05$ ).

## 4 – RESULTADOS

### 4.1 - Composição Florística e Fitosociológica

Na Área I (sem histórico de incêndio) foram amostrados 1158 (881 desconsiderando os perfilhos como indivíduos) indivíduos vivos ( $2316 \text{ ind.ha}^{-1}$ ), distribuídos em 22 famílias, 27 gêneros e 41 espécies (Tabela 1). Dentre as espécies, duas foram identificadas até o nível de família e cinco até o nível de gênero. Já na Área II (com histórico de incêndio) foram amostrados 808 (671 desconsiderando os perfilhos como indivíduos) indivíduos vivos ( $1616 \text{ ind.ha}^{-1}$ ), distribuídos em 20 famílias, 26 gêneros e 39 espécies (Tabela 1). Destas espécies, duas foram identificadas apenas até o nível de família e quatro foram identificadas apenas até o nível de gênero.

A composição de espécies foi bem semelhante entre as duas áreas, evidenciado pelo compartilhamento de 34 (74%) das 46 espécies amostradas. Na tabela fitossociológica fica claro este compartilhamento. No entanto, relativo ao VI, houve uma mudança entre a Área I (sem histórico de incêndio) e Área II (com histórico de incêndio), isto é, com algumas espécies ganhando ou perdendo posições no *ranking* de VI.

As famílias com maior riqueza nas duas áreas foram Myrtaceae (12 espécies) e Primulaceae (4), respectivamente, que somaram aproximadamente 40% da riqueza de espécies de cada área. Além destas, na Área I destaca-se Asteraceae (3 espécies) e na Área II, destacam-se as famílias Asteraceae (4 espécies) e Aquifoliaceae (3). As demais famílias são representadas por apenas uma ou duas espécies. Com relação aos gêneros, os mais representativos na Área I foram *Myrcia* e *Myrsine* com quatro espécies cada. Já na Área II os mais representativos foram *Myrcia* (5 espécies), *Myrsine* (4) e *Ilex* (3).

Foi observado, nas duas áreas, comunidades arbóreas com forte dominância específica; isto é, com uma forte concentração dos Valores de Importância (VI) nas três primeiras espécies (*Podocarpus lambertii* Klotzsch ex Endl., *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze e *Myrceugenia alpigena* (DC.) Landrum), que somaram mais de 50% do VI total de cada área.

Foram encontradas três espécies ameaçadas de extinção. Segundo os critérios do Livro Vermelho da Flora do Brasil (MARTINELLI; MORAES, 2013) as espécies *Araucaria angustifolia*, *Dicksonia sellowiana* e *Myrsine glazioviana* enquadram-se na categoria “Em perigo”. Já com relação as categorias da IUCN (International Union for Conservation of Nature) (IUCN, 2015) a espécie *A. angustifolia* encontra-se na categoria “ criticamente Ameaçada”.

**Tabela 1:** Parâmetros fitossociológicos das espécies arbóreas amostradas nas duas áreas (Área I: sem incêndio; Área II: com incêndio) da Floresta Ombrófila Mista Altomontana do Parque Estadual da Serra do Papagaio-MG, Brasil. Espécies ordenadas segundo o VI da Área I. Siglas- DA: densidade absoluta; AB: área basal (m<sup>2</sup>); VI: valor de importância (%). A saber: ○ indica que a espécie não mudou sua posição sociológica; ↓ a espécie caiu no ranking de VI; ↑ a espécie subiu na posição sociológica; – não foi encontrado a espécie em uma das áreas de estudo.

Família	Espécie	Área I			Área II			Área I	Área II	Posição VI
		DA	AB	VI (%)	DA	AB	VI (%)			
Podocarpaceae	<i>Podocarpus lambertii</i> Klotzsch ex Endl.	239	13,885	24,65	177	8,037	24,13	1°	1°	○
Araucariaceae	<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	96	9,924	16,25	87	7,391	19,64	2°	2°	○
Myrtaceae	<i>Myrceugenia alpigena</i> (DC.) Landrum	249	1,770	11,84	239	2,167	16,92	3°	3°	○
Primulaceae	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	105	1,066	6,60	23	0,143	2,69	4°	7°	↓
Myrtaceae	<i>Myrcia laruotteana</i> Cambess.	73	0,480	4,50	10	0,032	1,22	5°	14°	↓
Lauraceae	<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez	70	0,484	4,19	91	0,479	7,25	6°	4°	↑
Asteraceae	<i>Piptocarpha regnellii</i> (Sch.Bip.) Cabrera	39	0,655	3,38	31	0,689	4,53	7°	5°	↑
Annonaceae	<i>Annona rugulosa</i> (Schltdl.) H.Rainer	25	0,133	2,41	6	0,015	1,02	8°	16°	↓
Cyatheaceae	<i>Cyathea corcovadensis</i> (Raddi) Domin	18	0,396	1,94	2	0,059	0,48	9°	22°	↓
Dicksoniaceae	<i>Dicksonia sellowiana</i> Hook.	20	0,419	1,80	1	0,018	0,22	10°	32°	↓
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	20	0,125	1,59	–	–	–	11°	–	–
Winteraceae	<i>Drimys brasiliensis</i> Miers	20	0,088	1,55	5	0,020	0,69	12°	19°	↓
Myrtaceae	<i>Myrcia pulchra</i> (O.Berg) Kiaersk.	11	0,063	1,49	12	0,054	1,79	13°	9°	↑
Aquifoliaceae	<i>Ilex chamaedryfolia</i> Reissek	16	0,096	1,45	6	0,023	0,74	14°	18°	↓
Myrtaceae	<i>Myrcia</i> sp1	20	0,085	1,44	5	0,015	0,98	15°	17°	↓
Ericaceae	<i>Agarista oleifolia</i> (Cham.) G.Don var. <i>oleifolia</i>	13	0,078	1,23	4	0,054	0,40	16°	25°	↓
Asteraceae	<i>Moquiniastrum polymorphum</i> (Less.) G. Sancho	8	0,208	1,12	13	0,168	2,17	17°	8°	↑
Symplocaceae	<i>Symplocos</i> cf. <i>falcata</i> Brand	10	0,048	1,11	1	0,002	0,19	18°	39°	↓
Myrtaceae	<i>Myrceugenia ovata</i> (Hook. & Arn.) O.Berg	16	0,040	1,06	1	0,002	0,20	19°	38°	↓
Rosaceae	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	8	0,073	0,97	19	0,112	2,77	20°	6°	↑
Primulaceae	<i>Myrsine</i> cf. <i>gardneriana</i> A. DC.	7	0,109	0,87	11	0,058	1,60	21°	11°	↑
Asteraceae	<i>Baccharis oreophila</i> Malme	7	0,047	0,80	5	0,015	0,68	22°	20°	↑
Primulaceae	<i>Myrsine glazioviana</i> Warm.	6	0,066	0,80	2	0,009	0,40	23°	26°	↓

Fabaceae	<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	8	0,080	0,76	2	0,029	0,43	24°	23°	↑
Bignoniaceae	<i>Jacaranda cuspidifolia</i> Mart.	5	0,055	0,65	8	0,222	1,30	25°	12°	↑
Rhamnaceae	<i>Rhamnus sphaerosperma</i> Sw.	5	0,014	0,60	2	0,008	0,40	26°	29°	↓
Styracaceae	<i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn.	4	0,019	0,58	1	0,005	0,20	27°	34°	↓
Myrtaceae	Myrtaceae sp1	6	0,032	0,54	12	0,079	1,68	28°	10°	↑
Myrtaceae	Myrtaceae sp2	3	0,062	0,48	2	0,008	0,40	29°	28°	↑
Primulaceae	<i>Myrsine</i> cf. <i>lancifolia</i> Mart.	5	0,075	0,45	4	0,024	0,50	30°	21°	↑
Melastomataceae	<i>Miconia budlejoides</i> Triana	7	0,018	0,44	–	–	–	31°	–	–
Clethraceae	<i>Clethra scabra</i> Pers.	3	0,014	0,43	2	0,008	0,40	32°	27°	↑
Myrtaceae	<i>Siphoneugena</i> sp1	5	0,016	0,38	–	–	–	33°	–	–
Pentaphragaceae	<i>Ternstroemia</i> cf. <i>brasiliensis</i> Cambess.	2	0,033	0,31	–	–	–	34°	–	–
Myrtaceae	<i>Pimenta pseudocaryophyllus</i> (Gomes) Landrum	2	0,020	0,30	2	0,013	0,41	35°	24°	↑
Myrtaceae	<i>Campomanesia</i> sp1	2	0,012	0,29	–	–	–	36°	–	–
Aquifoliaceae	<i>Ilex</i> sp1	1	0,011	0,15	1	0,005	0,20	37°	33°	↑
Lauraceae	<i>Ocotea</i> sp1	1	0,009	0,15	–	–	–	38°	–	–
Myrtaceae	<i>Siphoneugena crassifolia</i> (DC.) Proença & Sobral	1	0,007	0,15	6	0,020	1,03	39°	15°	↑
Myrtaceae	<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	1	0,006	0,15	8	0,031	1,28	40°	13°	↑
Symplocaceae	<i>Symplocos celastrinea</i> Mart.	1	0,004	0,14	–	–	–	41°	–	–
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum amplifolium</i> (Mart.) O.E.Schulz	–	–	–	2	0,008	0,25	–	30°	–
Aquifoliaceae	<i>Ilex</i> cf. <i>pseudobuxus</i> Reissek	–	–	–	2	0,005	0,24	–	31°	–
Asteraceae	<i>Vernonanthura</i> sp	–	–	–	1	0,003	0,20	–	35°	–
Myrtaceae	<i>Myrcia obovata</i> (O. Berg) Nied.	–	–	–	1	0,004	0,20	–	36°	–
Myrtaceae	<i>Siphoneugena</i> sp2	–	–	–	1	0,003	0,20	–	37°	–

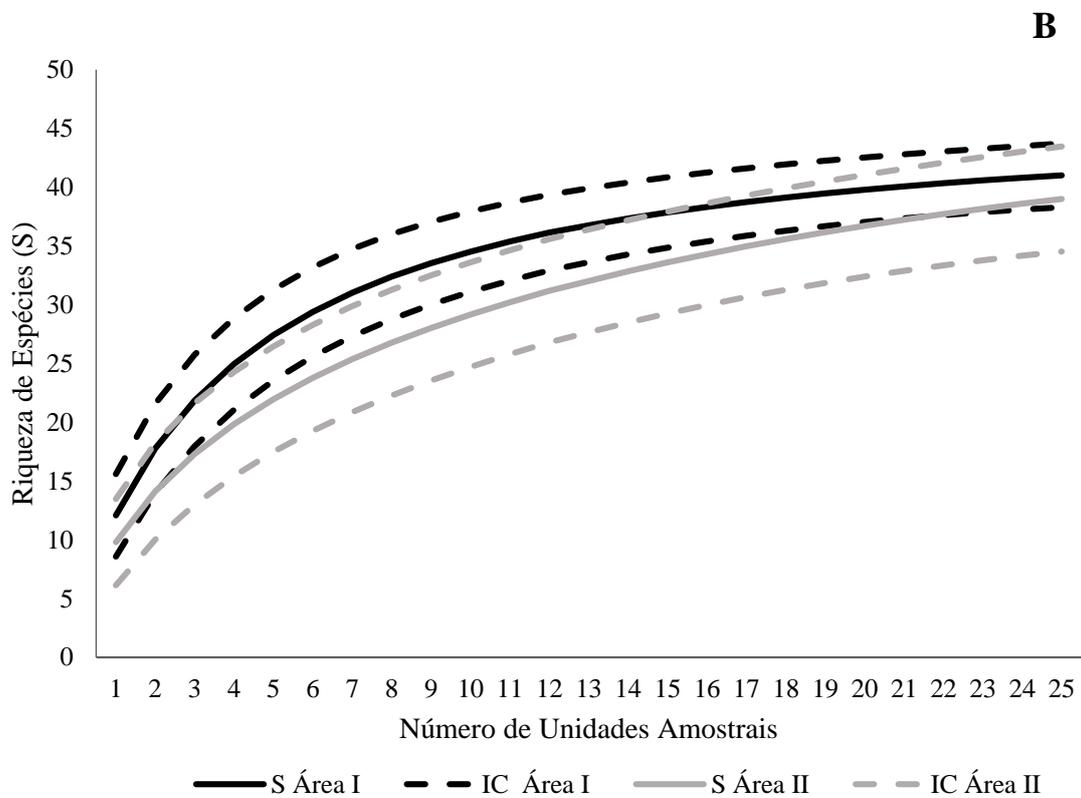
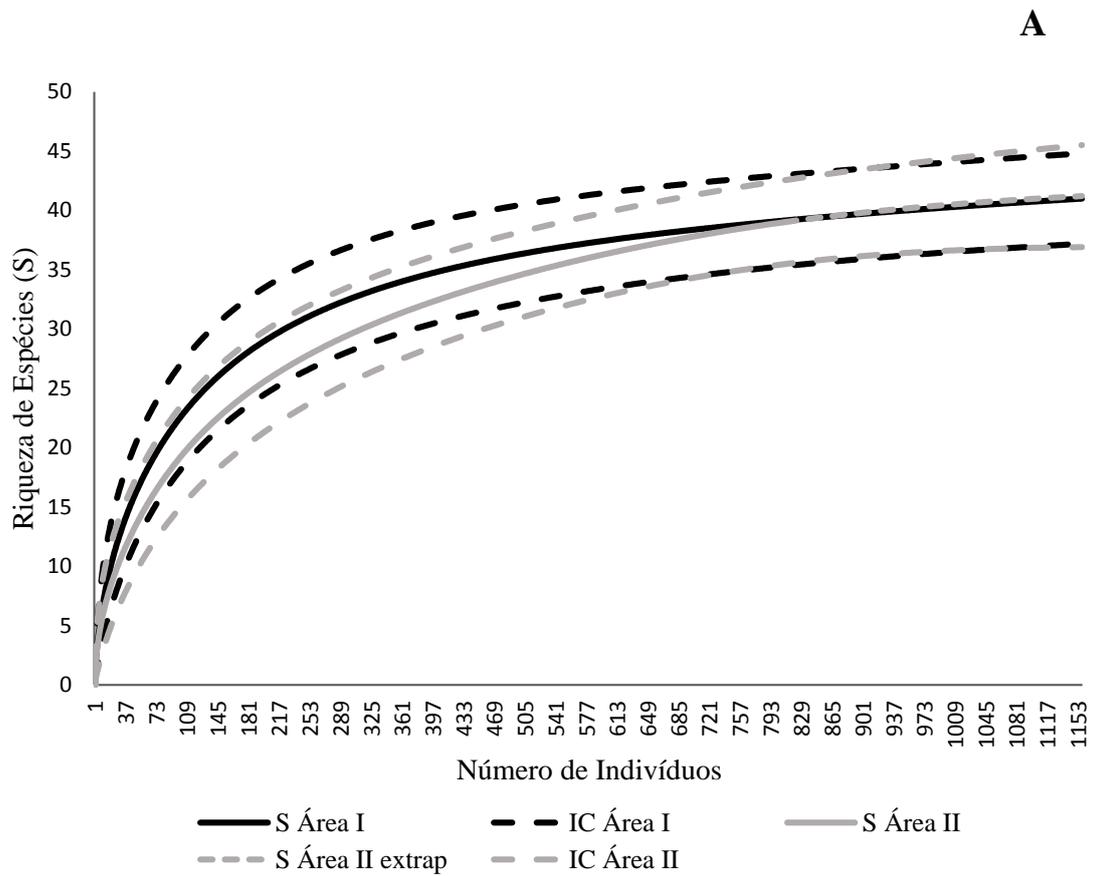
## 4.2 – Riqueza, Diversidade e Heterogeneidade

O valor do índice de diversidade de espécies ( $H'$ ) na Área I (sem incêndio) foi de 2,67 nats.ind<sup>-1</sup> e a equabilidade ( $J'$ ) foi de 0,72. Na Área II (com incêndio) o valor do índice de  $H'$  foi de 2,34 nats.ind<sup>-1</sup> e a equabilidade ( $J'$ ) foi de 0,64. O teste  $t$  de Hutcheson evidenciou uma diferença significativa no índice de diversidade de espécies ( $H'$ ) entre as áreas ( $t= 5,45$ ;  $p < 0,001$ ). De forma complementar, os estimadores não paramétricos forneceram estimativas de riqueza para a Área I de 45 espécies (Jackknife de 2<sup>a</sup> ordem) e 42 espécies (Chao 2). Já para Área II, os estimadores Jackknife 2<sup>a</sup> ordem e Chao 2 indicaram uma projeção de 53 e 45 espécies, respectivamente (Tabela 2).

**Tabela 2:** Parâmetros de riqueza, diversidade e estrutura das duas áreas (Área I: sem incêndio; Área II: com incêndio) estudadas na Floresta Ombrófila Mista Altomontana do Parque Estadual da Serra do Papagaio-MG, Brasil. Letras diferentes indicam diferenças estatísticas ( $p < 0,05$ ).

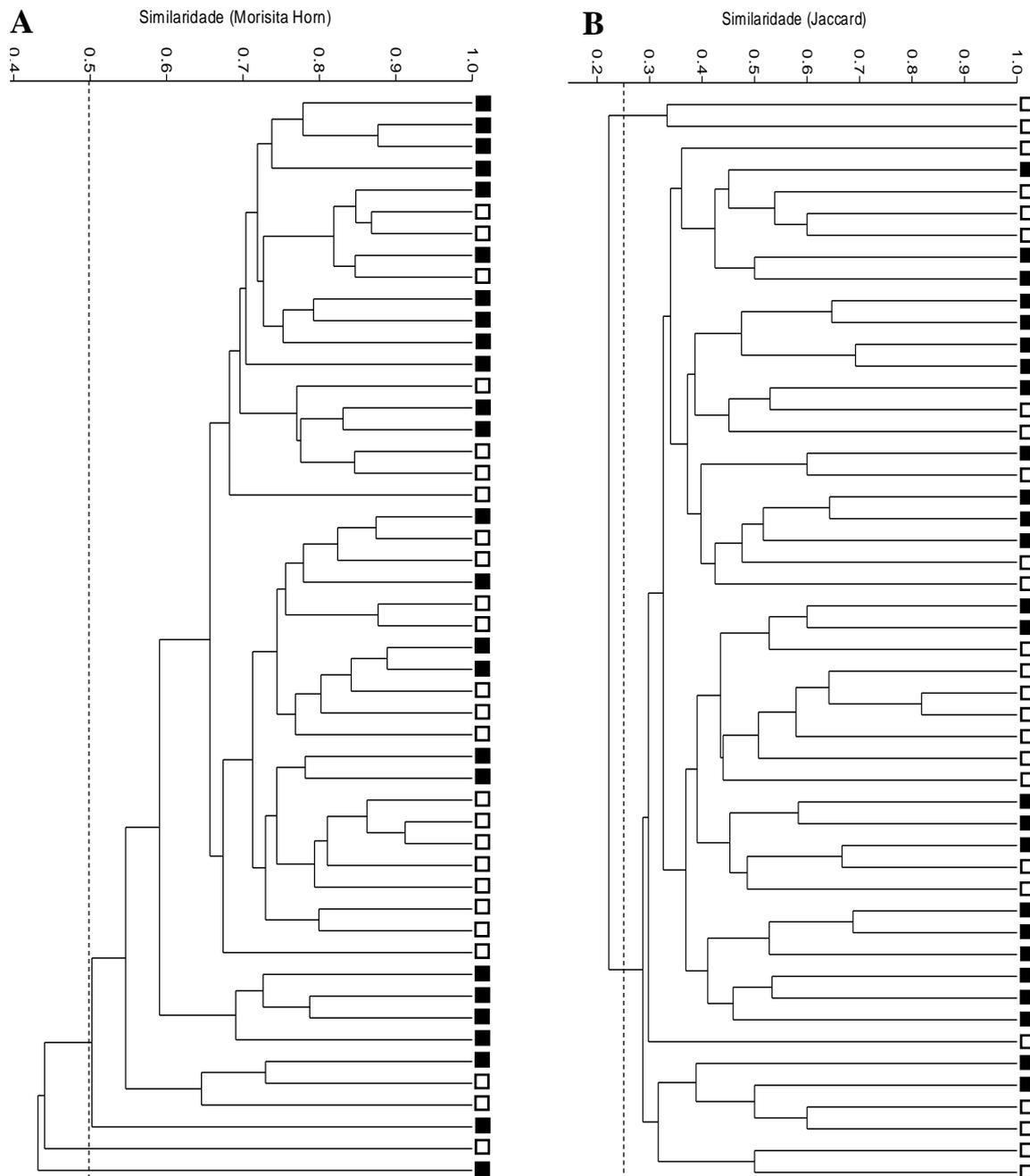
Parâmetros	Área I	Área II
<b>Riqueza e Diversidade</b>		
Número de espécies (S)	41 <sup>a</sup>	39 <sup>a</sup>
Diversidade de espécies ( $H'$ )	2,67 <sup>a</sup>	2,34 <sup>b</sup>
Equabilidade (J)	0,72	0,64
Estimador "Jackknife" de 2 <sup>a</sup> ordem	45	53
Estimador Chao 2	42	45
<b>Estrutura</b>		
Densidade de indivíduos vivos (ha <sup>-1</sup> )	2316	1616
Densidade Média ( $\pm dp$ )	46,44 ( $\pm 10,80$ ) <sup>a</sup>	32,32 ( $\pm 13,89$ ) <sup>b</sup>
Área basal total/ indivíduos vivos (m <sup>2</sup> .ha <sup>-1</sup> )	61,65	40,45
Área Basal Média ( $\pm dp$ )	1,22 ( $\pm 0,33$ ) <sup>a</sup>	0,80 ( $\pm 0,35$ ) <sup>b</sup>
Densidade de indivíduos mortos (ha <sup>-1</sup> )	138 <sup>a</sup>	604 <sup>b</sup>

As curvas de riqueza geradas por rarefação, tanto em função do número de indivíduos (Figura 5a), quanto em função do número de amostras (Figura 5b), evidenciaram uma riqueza bem semelhante entre as áreas.



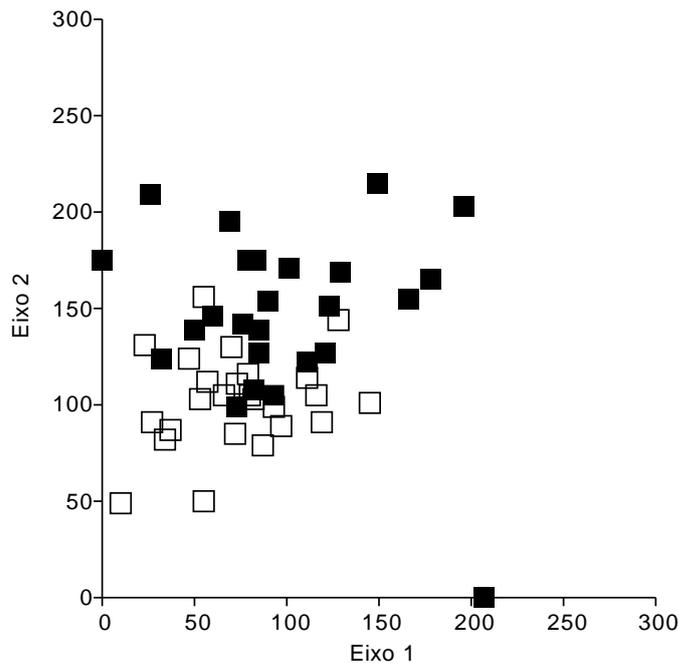
**Figura 5:** Curvas de rarefação baseadas no número de indivíduos (A) e unidades amostrais (B) das Áreas I (sem incêndio) e II (com incêndio) do fragmento de Floresta Ombrófila Mista Altomontana do PESP. Siglas: S = riqueza; IC = intervalo de confiança.

Com relação aos resultados de similaridade, utilizando o método de agrupamento, foi possível verificar uma similaridade florística considerável entre as duas áreas estudadas, tanto em termos quantitativos (Figura 6A), quanto qualitativos (Figura 6B). Além disso, não houve uma separação das parcelas da Área I em relação à Área II.



**Figura 6:** Dendrograma de similaridade das parcelas comparando a Área I com a Área II. A saber: quadrados cheios são referentes a Área I (sem incêndio) e quadrados vazios referentes a Área II (com incêndio). A) coeficiente quantitativo de Morisita-Horn; correlação cofenética = 0,74 e B) coeficiente qualitativo de Jaccard; correlação cofenética = 0,63. Método de ligação: UPGMA.

De forma complementar, o resultado da análise de correspondência distendida (DCA), indicou a presença de um gradiente curto, com baixa substituição florística entre as comunidades (Figura 7), com autovalores abaixo do significativo (Eixo 1 = 0,24; Eixo 2 = 0,16), considerando o conceito de autovalor significativo sendo  $> 0,3$  para florestas tropicais heterogêneas (FELFILI et al., 2011). Assim como na similaridade de Cluster, a DCA também não apresentou uma separação nítida das parcelas entre as duas áreas.

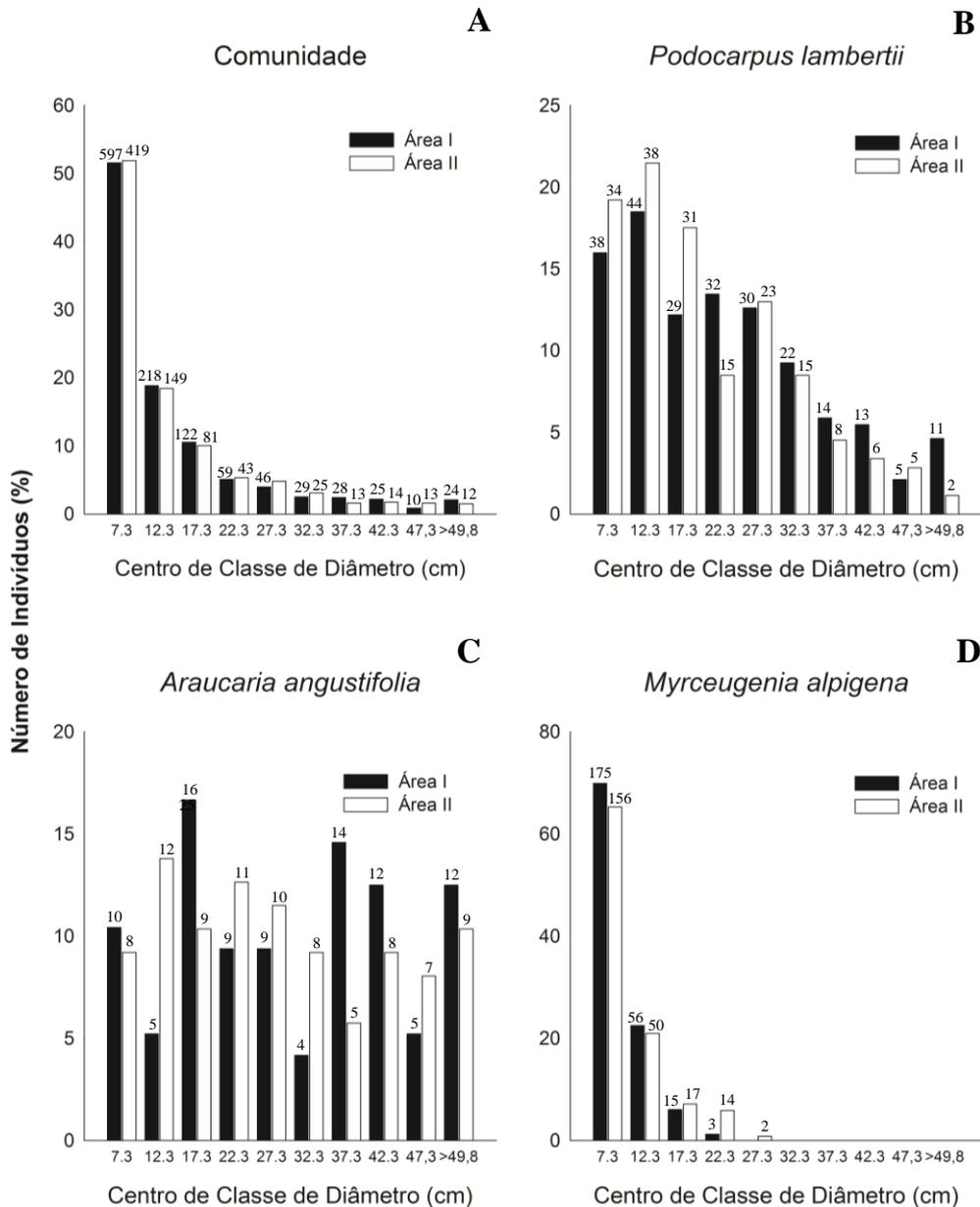


**Figura 7:** Diagrama de ordenação resultante da análise de correspondência distendida (DCA) mostrando disposição das parcelas das Áreas I (sem incêndio) e II (com incêndio) em relação à composição quantitativa (densidade absoluta) de espécies amostradas no fragmento de Floresta Ombrófila Mista Altomontana do PESP. A saber: quadrados cheios são referentes a Área I e quadrados vazios referentes a Área II. Autovalores: Eixo 1 = 0,24; Eixo 2 = 0,16.

### 4.3 – Estrutura

De acordo com o teste de Tukey, tanto a densidade média ( $F= 16,09$ ;  $p < 0,01$ ), quanto a área basal média ( $F= 19,01$ ;  $p < 0,01$ ) dos indivíduos foi maior na Área I (Tabela 2). Contudo, com relação as três espécies de maior VI, apenas *P. lambertii* apresentou diferença na área basal média entre as comunidades ( $U=136$ ;  $p < 0,05$ ). Com relação aos demais parâmetros, nenhuma espécie apresentou diferença: Densidade média (*A. angustifolia* –  $U = 277,5$ ; *M. alpigena* –  $U = 272$ ; *P. lambertii* –  $U = 285,5$ ;  $p > 0,05$ ); Área basal média (*A. angustifolia* –  $U = 244$ ; *M. alpigena* –  $U = 243$ ;  $p > 0,05$ ).

Nas duas áreas estudadas, mais de 50% dos indivíduos pertencem à classe de diâmetro com DAP entre 4,8 – 9,8 (Figura 8A), diminuindo progressivamente o número de indivíduos nas classes superiores, caracterizando desta forma um padrão “J” reverso. Nas últimas quatro classes de diâmetro só foram amostrados indivíduos de *P. lambertii* e *A. angustifolia*.

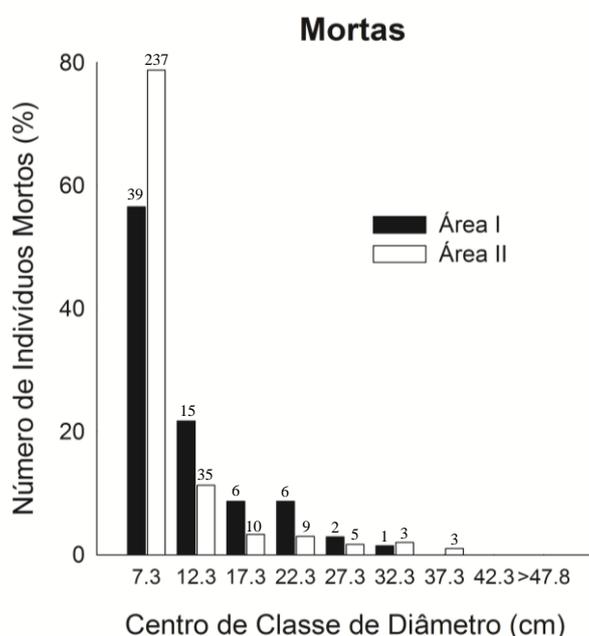


**Figura 8:** Distribuição dos indivíduos arbóreos vivos da comunidade (A) e das três espécies com maior Valor de Importância (B- *Podocarpus lambertii*; C- *Araucaria angustifolia*; D- *Myrceugenia alpigena*) por classe de diâmetro (cm) das Áreas I (sem incêndio) e II (com incêndio) da Floresta Ombrófila Mista Altomontana do PESP.

Para os indivíduos de maior VI, apenas *M. alpigena* apresentou o padrão “J” reverso (Figura 8D). Já para as demais espécies, *P. lambertii* aproximou-se do padrão “J” reverso (Figura 8B) e *A. angustifolia* demonstrou ausência de um padrão específico nas

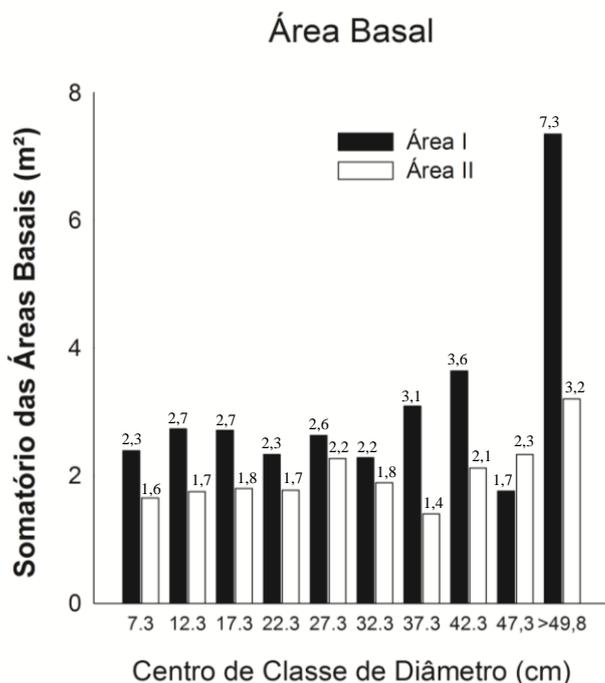
classes de diâmetro (Figura 8C). *Podocarpus lambertii* foi a espécie que apresentou o maior valor de DAP individual nas duas áreas (92,95 cm, Área I; 88,49 cm, Área II).

Os indivíduos mortos em pé, tanto na Área I quanto na Área II, também apresentaram um padrão de distribuição do tipo “J” reverso nas classes de diâmetro (Figura 9). O número de indivíduos mortos entre as áreas diferiu significativamente ( $U=63,5$ ;  $p < 0,001$ ). Na Área I foram encontrados 69 indivíduos (5,6%), e na Área II 302 indivíduos (27,2 %). No entanto, deste total de indivíduos mortos na Área II, 238 (79%) foram indivíduos jovens (DAP < 9,8 cm). Além disso, os indivíduos mortos em pé na Área II apresentaram uma distribuição estocástica ( $\chi^2 = 0,46$ ;  $p > 0,05$ ).



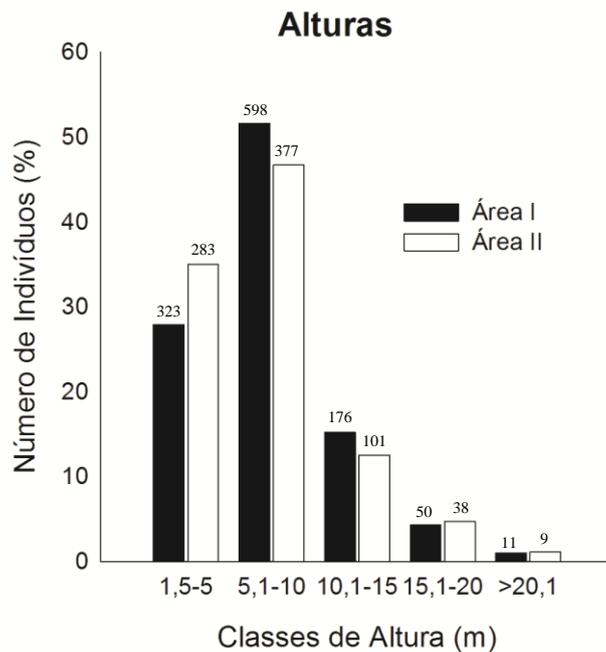
**Figura 9:** Distribuição dos indivíduos arbóreos mortos em pé das Áreas I (sem incêndio) e II (com incêndio) por classes de diâmetro (cm) da Floresta Ombrófila Mista Altomontana do PESP.

Com relação à área basal da comunidade, a Área I apresentou área basal total de 30,82 m<sup>2</sup> (61,65 m<sup>2</sup>. ha<sup>-1</sup>) e a Área II de 20,23 m<sup>2</sup> (40,46 m<sup>2</sup>. ha<sup>-1</sup>). Nas duas áreas o maior acúmulo de biomassa esteve presente principalmente nas últimas classes de diâmetro (Figura 10). E o teste de Kolmogorov-Smirnov mostrou uma diferença significativa na distribuição diamétrica do somatório das áreas basais entre as Áreas I e II.



**Figura 10:** Somatório das áreas basais das Áreas I (sem incêndio) e II (com incêndio) por classes de diâmetro (cm) da Floresta Ombrófila Mista Altomontana do PESP.

As alturas dos indivíduos nas duas áreas variaram de 1,5 m (*D. sellowiana*) a 23 m (*A. angustifolia*) (Área I: média=  $7,9 \pm 3,8$ ; Área II: média=  $7,4 \pm 4,4$ ). A maioria dos indivíduos (52% - Área I; 47% - Área II) esteve agrupada na segunda classe de altura (5 – 9,99 m) (Figura 11), onde há o predomínio principalmente de *M. alpigena*. O estrato superior (indivíduos > 10 m) foi composto principalmente por *A. angustifolia* e *P.lambertii*, no entanto, *A. angustifolia* é a espécie que domina o dossel do local. Já o estrato inferior (indivíduos < 5 m) é ocupado principalmente por *O. pulchella* e *M. alpigena*.



**Figura 11:** Distribuição dos indivíduos arbóreos vivos das Áreas I (sem incêndio) e II (com incêndio) em classes de altura (m) da Floresta Ombrófila Mista Altomontana do PESP.

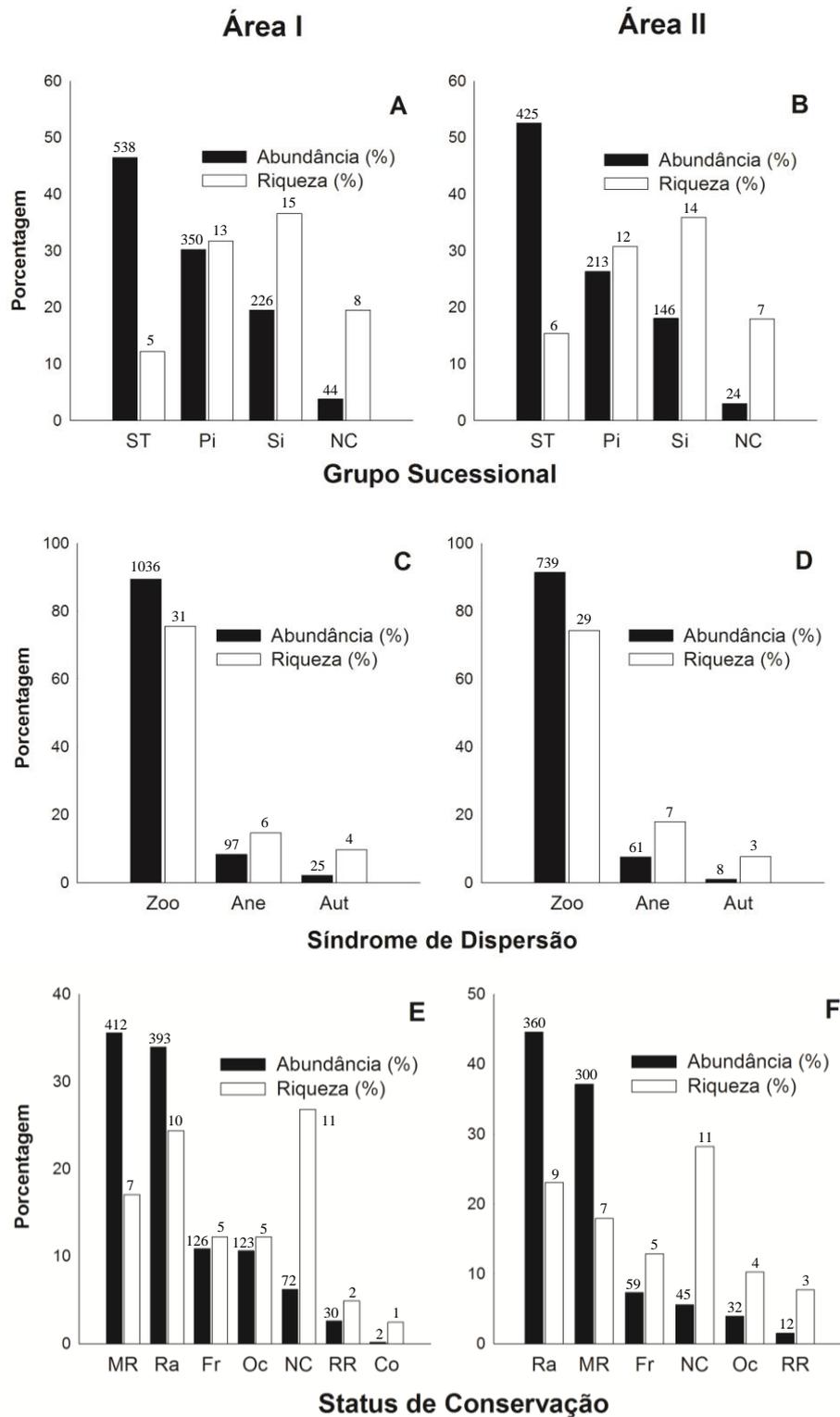
#### 4.5 – Grupos Ecológicos e Status de conservação

Com relação ao grupo sucessional, a maioria dos indivíduos foram classificados na categoria secundária tardia (Área I = 46,5%; Área II = 52,6%), seguido pelas pioneiras (Área I = 30,2%; Área II = 26,4%) e secundárias iniciais (Área I = 19,6%; Área II = 18,1%). Em contrapartida, com relação a riqueza de espécies, ocorreu o inverso, a maioria foi classificada como secundária inicial (Área I = 36,6%; Área II = 35,9%), seguido pelas pioneiras (Área I = 31,7%; Área II = 35,9%) (Figura 12 A e B).

No grupo de síndromes de dispersão houve uma predominância na categoria zoocórica (Figuras 12 C e D), tanto na abundância (Área I = 89,4%; Área II = 91,4%), quanto na riqueza (Área I = 75,6%; Área II = 74,3%).

A análise da classificação das espécies em *Status* de Conservação evidenciou, nas duas áreas, uma predominância dos indivíduos nas categorias “Muito Rara” (Área I = 35,6%; Área II = 37,1%) e “Rara” (Área I = 33,9%; Área II = 44,5%). Já com relação a riqueza, a maioria das espécies ficaram na categoria “Não classificada” (NC), com 11 espécies nesta categoria em cada área (Figura 12 E e F).

Quando comparados os grupos funcionais entre as áreas, não houve diferença significativa na maioria deles ( $p > 0,05$ ) (Tabela 3).



**Figura 12:** Distribuição dos indivíduos e das espécies em grupos ecológicos e status de conservação das Áreas I (sem incêndio) e II (com incêndio). Grupos Sucessionais (A e B); Síndromes de Dispersão (C e D); Status de Conservação (E e F). **Síglas:** ST- Secundária Tardia, Pi-Pioneira, SI- Secundária Inicial; Zoo-Zoocórica, Ane- Anemocórica, Aut- Autocórica; Co- Comum, Fr- Frequente, Oc- Ocasional, Ra- Rara, MR- Muito Rara, RR- Raríssima, NC- Não Classificada.

**Tabela 3:** Estatística descritiva dos grupos funcionais das Áreas I e II da Floresta Ombrófila Mista Altomontana do PESP, Minas Gerais – Brasil. Siglas: CWM – média ponderada da comunidade baseada na abundância relativa de indivíduos por espécie; DP – desvio-padrão.

<b>Grupos Funcionais</b>	<b>Área I</b>		<b>Área II</b>	
	CWM	DP	CWM	DP
<b>Grupo Sucessional</b>				
Secundária Tardia	0,45 <sup>a</sup>	± 0,16	0,51 <sup>a</sup>	± 0,15
Secundária Inicial	0,20 <sup>a</sup>	± 0,09	0,21 <sup>a</sup>	± 0,15
Pioneira	0,31 <sup>a</sup>	± 0,12	0,24 <sup>a</sup>	± 0,13
<b>Síndrome de Dispersão</b>				
Zoocórica	0,88 <sup>a</sup>	± 0,08	0,9 <sup>a</sup>	± 0,09
Anemocórica	0,09 <sup>a</sup>	± 0,07	0,08 <sup>a</sup>	± 0,09
Autocórica	0,02 <sup>a</sup>	± 0,04	0,01 <sup>b</sup>	± 0,02

## 5 – DISCUSSÃO

### 5.1 – Padrões gerais da vegetação da Floresta Ombrófila Mista Altomontana do Parque Estadual da Serra do Papagaio

A concentração de mais de 50% do VI em apenas três espécies indicou forte dominância específica nas áreas de estudo. No entanto, esta dominância já era esperada, pois *P. lambertii* e *A. angustifolia*, que ocupam as duas primeiras posições na tabela fitossociológica, são espécies que caracterizam esta fitofisionomia (DUARTE; CARLUCCI; PILLAR, 2009; IBGE, 2012; IVANAUSKAS; ASSIS, 2012) e no PESP são espécies que possuem grande número de indivíduos, os quais em sua maioria possuem grande área basal na FOM.

Alguns trabalhos também apontaram *P. lambertii* como a espécie de maior VI, como por exemplo, RIBEIRO; MARTINS; IVANAUSKAS (2012) estudando duas áreas de reflorestamentos puros de *A. angustifolia* em Campos do Jordão-SP, das quais uma teve o seu sub-bosque destruído pelo fogo, também encontram *P. lambertii* como a espécie de maior VI nas duas áreas. KOZERA; DITTRICH; SILVA (2006) também encontraram esta espécie com o maior VI estudando um fragmento de FOM em Curitiba-PR. Em especial para o PESP, ter esta espécie com o maior VI é de grande relevância, pois FURTADO; MENINI NETO (2015) ao estudarem as epífitas vasculares do parque encontram neste forófito riqueza e diversidade de espécies ( $H'$ ) extremamente elevada, quando comparados tanto com estudos desenvolvidos em FOM quanto com estudos em formações vegetacionais variadas no Brasil em que foi utilizada uma única espécie de forófito.

*Araucaria angustifolia*, com o segundo maior VI e com um total de 196 ind.ha<sup>-1</sup> na Área I e 174 ind.ha<sup>-1</sup> na Área II, foi a espécie de maior frequência e a única que apresentou indivíduos em todas as parcelas. Esta ocorrência em 100% das unidades amostrais também foi evidenciado por SILVA et al. (2012). Levando em consideração o grau de ameaça desta espécie (IUCN, 2015), a sua distribuição no parque com elevada densidade, área basal e frequência é de grande importância para área.

Já *M. alpigena* é uma espécie que ocorre desde o Rio Grande do Sul até à Bahia (SOBRAL et al., 2016), tendo sua distribuição limitada principalmente às altitudes mais elevadas destes estados (LANDRUM, 1981; LIMA; GUEDES-BRUNI, 2004; NASCIMENTO; GIULIETTI; QUEIROZ, 2010). Esta espécie ocupou a terceira posição no ranking de VI devido ao grande número de indivíduos distribuídos por toda área de

estudo. No entanto, seus indivíduos não atingem grandes diâmetros (o maior indivíduo amostrado desta espécie foi na Área II com DAP de 27,37 cm), sendo que mais de 60% dos indivíduos amostrados estão na primeira classe de diâmetro (DAP < 9,8). *Myrceugenia alpigena* normalmente não destaca-se entre os maiores VI's em estudos fitossociológicos, contudo, um levantamento realizado na Floresta Ombrófila Densa Altomontana (1.900 m.s.m.) no município de Camanducaia-MG FRANÇA; STEHMANN (2004) também encontraram esta espécie destacando-se entre os maiores VI's da comunidade. Como os autores comentam, apesar da floresta de Camanducaia enquadrar-se na tipologia da Floresta Ombrófila Densa Altomontana, floristicamente possui elementos da Floresta Ombrófila Mista.

Com relação aos gêneros com maior número de espécies, *Myrcia* e *Ilex* são frequentemente citados como importantes na composição da FOM (HIGUCHI et al., 2012; KOZERA; DITTRICH; SILVA, 2006; SILVA et al., 2012). Já *Myrsine* não possui uma representatividade muito grande nesta fitofisionomia, porém, é citado por OLIVEIRA-FILHO; FONTES (2000) como um gênero fortemente associado com as florestas de altitude do sudeste brasileiro. Além disso, é considerado por WEBSTER (1995) como um gênero típico de Florestas Nebulares Neotropicais, juntamente com outros gêneros também encontrados nas áreas de estudo, como por exemplo, *Drimys*, *Clethra*, *Podocarpus* e *Prunus*.

As famílias com maior riqueza específica nas áreas de estudo estão de acordo com os trabalhos realizados em FOM (HIGUCHI et al., 2012, 2013; MAUHS, 2002; SILVA et al., 2012; SOUZA et al., 2012), com destaque principal para a família Myrtaceae, que geralmente destaca-se como a principal família não só nesta fitofisionomia (DUARTE; CARLUCCI; PILLAR, 2009; KLAUBERG et al., 2010; NASCIMENTO; LONGHI; BRENA, 2001; PSCHIEDT et al., 2015; SANTOS; IVANAUSKAS, 2010; SILVA et al., 2012), mas também na maioria das florestas ombrófilas localizadas acima de 1.000 m de altitude no sudeste do Brasil (FONTES, 1997; MEIRELES; SHEPHERD; KINOSHITA, 2008; POMPEU et al., 2014). Além desta, Aquifoliaceae também é normalmente citada como uma família importante, principalmente, no sub-bosque desta formação vegetal (DURIGAN, 1999; KOZERA; DITTRICH; SILVA, 2006; MAZON, 2014).

Entre as famílias com maior riqueza amostradas, Primulaceae é a única que normalmente não é citada com grande riqueza específica em FOM. Os poucos trabalhos que citam-na como uma das famílias mais ricas encontram-se no sul do Brasil (KLAUBERG et al., 2010; NASCIMENTO; LONGHI; BRENA, 2001; RONDON-

NETO et al., 2002a). Em contrapartida, Lauraceae, normalmente mencionada nos trabalhos em FOM, juntamente com Myrtaceae, como uma das famílias mais importantes que compõem esta fitofisionomia (RONDON-NETO et al., 2002b; SILVA et al., 2013; SONEGO; BACKES; SOUZA, 2007; SOUZA et al., 2012), neste presente estudo foi representada apenas por duas espécies.

No que diz respeito à conservação, a presença de espécies ameaçadas de extinção são de grande relevância, ainda mais por estas estarem dentro de uma UC de proteção integral. *Araucaria angustifolia* e *Dicksonia sellowiana* encontram-se neste quadro pois são espécies altamente exploradas por atividades humanas (GASPER et al., 2011; MARTINELLI; MORAES, 2013; MONTAGNA et al., 2012). Já *Myrsine glazioviana* ocorre apenas nos estados de Minas Gerais e Rio de Janeiro e seu *habitat* de ocorrência tem sido severamente fragmentado nos últimos anos (MARTINELLI; MORAES, 2013). Vale destacar que, com exceção da *Araucaria angustifolia*, as outras duas espécies tiveram seu VI diminuído na Área II, principalmente por um menor número de indivíduos amostrados nesta área.

Em comparação com o trabalho florístico realizado por SANTIAGO (2014), vale destacar que houve um aumento de mais 11 espécies para a flora do PESP. Com destaque para as espécies *Baccharis oreophila* Malme, *Pimenta pseudocaryophyllus* (Gomes) Landrum, *Ilex pseudobuxus* Reissek, *Moquiniastrum polymorphum* (Less.) G. Sancho e *Symplocos cf. falcata* Brand.

Os valores do índice de Shannon ( $H'$ ) (Área I: 2,67 nats.ind<sup>-1</sup>; Área II: 2,34 nats.ind<sup>-1</sup>), em geral, estão abaixo do padrão encontrado para Floresta Ombrófila Mista (HIGUCHI et al., 2012; KLAUBERG et al., 2010; RONDON-NETO et al., 2002a, 2002b; SILVA et al., 2012; SONEGO; BACKES; SOUZA, 2007). No entanto, quando comparado apenas com trabalhos realizados em FOM Altomontana, o valor de  $H'$  da Área I fica bem próximo da maioria destes (CORDEIRO; RODRIGUES, 2007; HIGUCHI et al., 2013; LIMA et al., 2012; MARTINS et al., 2012; SOUZA et al., 2012). Em contrapartida, o valor encontrado na Área II continua sendo inferior a estes estudos.

RODERJAN et al. (2002) comentam que menor diversidade nas florestas de altitudes está associada aos rigores climáticos e edáficos que estas formações estão sujeitas. O clima frio e a presença frequente de geadas, limita o estabelecimento de algumas espécies. Corroborando este fato, em um estudo desenvolvido nas florestas montanas dos Andes, GENTRY (1993) verificou uma alta correlação em relação à diminuição da diversidade de espécies com o aumento da altitude (acima de 1500 m.s.m.).

Além dos rigores climáticos associados à altitude que a FOM do PESP está sujeita, por ser uma floresta aluvial, em alguns períodos do ano sofre também com extrema umidade (mesmo que a área não sofra alagamento), desta forma, o menor valor encontrado na diversidade de espécies ( $H'$ ) pode estar associado também à restrição ambiental imposta pela saturação hídrica do solo (IVANAUSKAS; RODRIGUES; NAVE, 1997; VILELA et al., 2000; ZACARIAS et al., 2012).

Com relação a área basal total registrada para a Área I ( $61,65 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$ ) é importante destacar que está entre um dos maiores valores já registrados na literatura para FOM (Tabela 4), evidenciando uma comunidade bem estruturada e conservada, com grande acúmulo de biomassa. Com isso, sabendo que a área basal de uma comunidade tende a aumentar com o aumento da idade da floresta, e sendo esta uma das principais características da sucessão em florestas tropicais (CHAZDON, 2008; GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001; LEBRIJA-TREJOS et al., 2010), pode-se inferir que a FOM do PESP encontra-se em um estágio avançado de sucessão ecológica. Esta informação é de extrema importância para o parque, pois reforça ainda mais a importância desta UC em Minas Gerais, que resguarda uma fitofisionomia tão ameaçada e rara no país (BAUERMAN; BEHLING, 2009; CARLUCCI et al., 2011).

Vale destacar que, mesmo com menor número de indivíduos, o maior acúmulo de biomassa está concentrado nas últimas classes de diâmetro, que são representadas principalmente pelos indivíduos de *A. angustifolia* e *P. lambertii*. BEHLING; PILLAR, (2007) e CARLUCCI et al. (2011) já destacaram a importância destas duas espécies na composição desta fitofisionomia. SOUZA et al. (2012) destacam que em florestas maduras *P. lambertii* tende atingir um porte mais elevado e SOUZA et al. (2008), estudando os padrões de regeneração da araucária, salientam que em florestas sem histórico de perturbação esta espécie atinge grandes diâmetros.

**Tabela 4:** Levantamento dos trabalhos realizados em fragmentos de Floresta Ombrófila Mista no Brasil com seus respectivos valores de área basal, número de indivíduos, critério de inclusão, estado e altitude. Tabela ordenada em forma decrescente segundo o valor de área basal. Siglas: AB = área basal; DA = densidade absoluta; DAP = limite de inclusão de diâmetro a altura do peito; Alt. = altitude.

Estudo	Estado	AB ( $\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$ )	DA ( $.\text{ha}^{-1}$ )	DAP (cm)	Alt (msm)
SONEGO; BACKES; SOUZA (2007)	RS	79,05	1444	$\geq 5$	923
CORDEIRO; RODRIGUES (2007)	PR	65,78	1397	$\geq 4,8$	1070
<b>Área I*</b>	MG	61,66	2316	$\geq 4,8$	1700
SOUZA et al. (2012)*	SP	53,60	1921	$\geq 4,8$	1467
RONDON-NETO et al. (2002b)	RS	45,01	842	$\geq 5,0$	860

SEGER et al. (2005) (Cambissolo)	PR	44,39	1430	$\geq 4,8$	900
BARDDAL et al. (2004)*	PR	42,64	2535	$\geq 4,8$	$\approx 900$
SOUZA (2008)	SP	40,50	1879	$\geq 4,8$	1000
<b>Área II*</b>	MG	40,44	1616	$\geq 4,8$	1700
SALAMI et al. (2014)	SC	39,17	1882	$\geq 5,0$	990
PSCHEIDT et al. (2015) (Interior)	SC	38,18	1546	$\geq 5,0$	1080
RONDON-NETO et al. (2002a)	PR	37,08	1972	$\geq 5,0$	900
SILVA et al. (2012)	SC	35,54	1783	$\geq 5,0$	916
HIGUCHI et al. (2013)	SC	34,80	1395	$\geq 5,0$	1399
SILVA et al., (2013)*	SC	34,45	2462	$\geq 5,0$	800
KLAUBERG et al. (2010)	SC	34,20	1150	$\geq 5,0$	1020
PSCHEIDT et al. (2015) (Borda)	SC	34,06	1482	$\geq 5,0$	1080
RIBEIRO et al. (2013b)	SP	32,49	2142	$\geq 4,8$	1174
LIMA et al. (2012)	PR	29,82	1728	$\geq 4,8$	1083
RIBEIRO et al. (2012b) (Reflorest. 1)	SP	28,13	1259	$\geq 4,8$	1550
SEGER et al. (2005) (Gleissolo)*	PR	26,61	2460	$\geq 4,8$	900
SANTOS; IVANAUSKAS (2010)	SP	8,55	1429	$\geq 4,8$	680
RIBEIRO et al. (2012b) (Reflorest. 2)	SP	4,93	488	$\geq 4,8$	1550

\* FOM Aluvial

## 5.2 – Efeitos do incêndio florestal na estrutura e diversidade da comunidade

A hipótese inicial foi aceita em parte, pois o incêndio florestal foi capaz de alterar apenas a estrutura (densidade de indivíduos e área basal) e a diversidade de espécies da comunidade arbórea; em contrapartida, a composição de espécies e os grupos ecológicos não foram alterados.

Apesar de WOODS (1989) afirmar que incêndios florestais são capazes de alterar a riqueza de espécies de uma área, isso não foi o observado no presente estudo, pois não houve separação nítida das parcelas evidenciada pelas análises de DCA e Cluster. Esta não separação das parcelas entre as Áreas I e II é reflexo do baixo *pool* regional de espécies, onde as áreas compartilham a maioria das espécies. Somado a isto, as principais espécies, em termos de densidade, são também as de maior frequência, isto é, estão distribuídas por toda a floresta. Além disso, os dados da rarefação corroboram estes resultados, pois os intervalos de confiança se sobrepuseram por toda curva.

XAVIER et al. (2009) estudando o impacto de um incêndio florestal em um fragmento de Floresta Ombrófila na Paraíba, também não observaram uma mudança na composição de espécies entre as áreas incendiadas e não incendiadas. PEIXOTO et al. (2012) salientam que a mudança na composição de espécies está relacionado com a intensidade e a frequência do incêndio. Corroborando este fato PETERSON; REICH

(2008) estudando o impacto de vários eventos de incêndios florestais em um ecótono Campo-Floresta em Minnesota (USA) e MALKISNON et al. (2011) acompanhando ao longo de 20 anos o impacto de incêndios em várias formações vegetais no norte de Israel, também observaram que quanto mais uma floresta era incendiada mais a sua composição de espécies era alterada. Assim como XAUD; MARTINS; SANTOS (2013) estudando vários fragmentos florestais com diferentes históricos de perturbação por incêndio na Amazônia Brasileira (Roraima) verificou que quando o incêndio ocorre de forma branda na floresta não há diferença na composição de espécies entre a área incendiada e a floresta primária, porém, se este atingir a floresta de forma mais severa ou for recorrente, a alteração na composição florística é nítida. Portanto, a ausência de alteração na riqueza de espécies na FOM do PESP sugere que este incêndio não atingiu grandes proporções nesta comunidade.

A diferença significativa na diversidade ( $H'$ ) entre as áreas, evidenciada pelo teste  $t$  de Hutcheson, foi reflexo da diminuição na diversidade de espécies da Área II em comparação com a Área I. Após um incêndio florestal, a morte de indivíduos é inevitável, e quando este ocorre de forma intensa ou de forma frequente pode levar a simplificação da comunidade, acarretando na diminuição da diversidade de espécies (FIEDLER et al., 2004; LIBANO; FELFILI, 2006).

Em um estudo desenvolvido em uma Floresta Ombrófila Aberta no município de Areia – PB, XAVIER et al. (2009, 2011), investigando o impacto de um incêndio florestal, tanto no estrato arbóreo quanto no regenerante, também verificaram uma redução na diversidade de espécies nos dois estratos. O estudo de AINUDDIN; GOH (2010) em uma Floresta Paludosa na Malásia também mostrou uma redução na diversidade das espécies arbustivas e herbáceas da área incendiada em comparação com a área que não sofreu incêndio. Assim como VERMA; JAYAKUMAR (2015), acompanhando o impacto do incêndio florestal em vários fragmentos de Floresta Tropical Decidual no Sul da Índia também verificaram uma redução na diversidade de espécies em todas as áreas, inclusive quanto mais eventos de incêndio o fragmento florestal tinha, menor era a diversidade.

Contudo, contrariando estes resultados, alguns trabalhos apontam um aumento significativo na diversidade de espécies após o incêndio florestal na comunidade (DARYAYI et al., 2013; SILVA et al., 2005). O aumento na diversidade de espécies neste caso pode ser explicado pela colonização de espécies pioneiras em áreas perturbadas após os incêndios. IVANAUSKAS; MONTEIRO; RODRIGUES (2003) comentam que a

colonização de espécies pioneiras logo após um incêndio é favorecida pelo aumento da luminosidade na floresta, principalmente devido à abertura de clareiras.

Com relação aos resultados da equabilidade de Pielou ( $J'$ ) (Área I: 0,72; Área II: 0,64), percebe-se que o incêndio florestal não influenciou na dominância específica, pois as duas áreas apresentaram forte dominância ecológica (baixos valores de equabilidade), isto é, não há uma uniformidade na proporção dos indivíduos entre as populações, onde algumas espécies, devido à baixa densidade das demais, concentram um grande número de seus indivíduos. No entanto, esta dominância ecológica é justificável, como discutido anteriormente, pelos rigores ambientais que estas florestas Altomontanas estão sujeitas. As poucas espécies que conseguem tolerar estes ambientes podem acabar dominando a área, como por exemplo, *A. angustifolia*, *M. alpigena* e *P. lambertii*.

A projeção da riqueza de espécies da Área I foi bem próxima da observada, ou seja, as 41 espécies amostradas representam 91% (Jackknife 2ª ordem) e 98% (Chao 2) da riqueza potencial da área, demonstrando uma baixa heterogeneidade florística deste trecho florestal (MAGURRAN, 2013). Contudo, na Área II os estimadores projetaram uma riqueza bem maior do que a observada, principalmente Jackknife 2ª ordem, que projetou riqueza superior em 26 %. Este possível aumento da riqueza na Área II pode ser justificado pela ocorrência do incêndio, que aumenta a raridade de espécies, além de desestruturar a comunidade (COCHRANE, 2003).

A distribuição dos indivíduos em classes de diâmetro evidenciou que as duas comunidades estudadas apresentam padrão “J” reverso (HARPER, 1990), ou seja, apresentam grande estoque de indivíduos jovens nas primeiras classes de diâmetro, característica típica das florestas tropicais. Com isso, pode-se inferir que a comunidade apresenta potencial de manter sua estrutura ao longo do tempo, com um bom estoque de indivíduos jovens capazes de ocupar o lugar deixado pelos indivíduos mortos. No entanto, quando avalia-se a estrutura populacional das espécies com os maiores VI's nas comunidades, apenas *M. alpigena* apresentou o padrão “J” reverso (HARPER, 1990), mostrando que tende a permanecer na comunidade ainda por um longo tempo.

Já *P. lambertii* não apresentou o padrão de estrutura populacional “J” reverso “típico” em nenhuma das áreas. No entanto, é possível visualizar um padrão próximo a este descrito, pois a espécie apresenta maior número de indivíduos jovens, contudo, não mantém constante o decréscimo do número de árvores com o aumento do diâmetro (MEYER, 1952). A ausência deste padrão pode ser consequência da herbivoria sofrida pelas plântulas desta espécie e consequente morte dos indivíduos, como verificado por

BERNARDI (2015), o que pode gerar uma flutuação populacional menos estabilizada ao longo do tempo. Além disso, LONGHI *et al.* (2009) salientam que os indivíduos de *P. lambertii* têm preferência por alguns tipos de ambientes, como por exemplo, locais não pedregosos, pouco inclinados e relativamente úmidos, portanto, na falta de algumas destas peculiaridades pode dificultar a regeneração desta espécie.

Contrariando este resultado, MANFREDI (2014) estudando a estrutura populacional de *P. lambertii* em vários fragmentos de FOM em Santa Catarina verificou o padrão “J” reverso em todas as populações estudadas. Assim como BERNARDI (2015), também em Santa Catarina, estudando os padrões demográficos desta espécie em capões de mata, também encontrou que a população apresentava o padrão “J” reverso. Contudo, SCHAAF *et al.* (2006) comentam que uma pequena quantidade de indivíduos nas menores classes de diâmetro nem sempre é um alerta para degradação populacional, pois a espécie pode apresentar poucos indivíduos jovens, no entanto, apresentam pequena probabilidade de morrer devido à competição, com isso, é bem provável que tal espécie se mantenha na floresta.

Os resultados populacionais de *A. angustifolia* mostram uma espécie com distribuição irregular nas classes diamétricas nas duas áreas estudadas, contudo, na literatura há grandes controvérsias quanto ao padrão de distribuição desta espécie. Alguns estudos encontraram um padrão “J” reverso nas classes diamétricas da araucária (ALBIERO-JUNIOR *et al.*, 2015; SCHAAF *et al.*, 2006; VALENTE; NEGRELLE; SANQUETTA, 2010), porém, como no presente estudo, vários trabalhos também apontam um padrão irregular de distribuição dos indivíduos de araucária na comunidade (MACHADO; BARTOSZEK; OLIVEIRA, 1998; MACHADO *et al.*, 2009; NEGRELLE; LEUCHTENBERGER, 2001; RIBEIRO *et al.*, 2013b; SOUZA, 2007). VALENTE; NEGRELLE; SANQUETTA (2010) estudando os aspectos ecológicos de regeneração da araucária em três distintos fragmentos de FOM com diferentes históricos de perturbação, observaram que esta espécie regenera-se com sucesso no interior de florestas maduras, até mesmo naquelas com baixa disponibilidade luminosa. Entretanto, SOARES (1979) sugere que a *A. angustifolia* necessita de distúrbios no interior da floresta para garantir sua regeneração, o que pode justificar esta oscilação no número de indivíduos nas classes de diâmetro.

Como salientam MANTOVANI; MORELLATO; REIS (2004), *A. angustifolia* apresenta variação anual na oferta das sementes, intercalando períodos de baixa e alta produção, com cada ciclo durando de dois a três anos (MATTOS, 1994). Tendo em vista

a importância desta espécie para a fauna como recurso alimentar (LAMBERS, 2003; MATTOS, 1994; SOLÓRZANO-FILHO, 2001; VALENTE; NEGRELLE; SANQUETTA, 2010) e sabendo que a oferta de sementes normalmente coincide com períodos mais estressantes na floresta (temperaturas mais baixas e menor precipitação) (MANTOVANI; MORELLATO; REIS, 2004), os períodos de baixa produção podem então gerar consequências na comunidade como, por exemplo, uma super predação das sementes, inviabilizando sua germinação (LAMBERS, 2003). Estes fatores somados podem ter gerado irregularidade nas classes diamétricas de *Araucaria*.

No entanto, ENRIGHT; MILLER; PERRY (2003) estudando os padrões demográficos da conífera *Agathis ovata* (C.Moore ex Vieill.) Warb. (Araucariaceae) em diferentes formações vegetais da Nova Caledônia (incluindo Floresta Tropical) sugerem que mesmo espécies com poucos indivíduos regenerando em uma área, não significa que ela sairá da comunidade quando se trata de espécie longeva, pois pode regenerar em ciclos de vários anos, característica esta conhecida para a *A. angustifolia* (IMAGUIRE, 1979; PALUDO; MANTOVANI; REIS, 2011; SOUZA et al., 2008). Além disso, como já comentado para *P. lambertii*, mesmo com poucos indivíduos, espécies com características de forte competidora tende a não sair da comunidade (SCHAAF et al., 2006). O monitoramento das parcelas permanentes neste estudo será de suma importância para acompanhar a dinâmica da vegetação em longa duração, e futuras análises relacionando diretamente as variáveis ambientais das parcelas com os dados da vegetação serão importantes para avaliar os principais fatores que governam a distribuição destas populações.

Entre as espécies de maior VI, apenas *P. lambertii* apresentou diferença ( $p < 0,05$ ) na área basal média entre as áreas, sendo maior na Área I. Apesar desta espécie apresentar alguns indivíduos de grande porte, estes não apresentam estruturas conhecidas de proteção contra o fogo, o que pode ter acarretado na morte de vários indivíduos.

Já as outras duas espécies não apresentaram diferença ( $p > 0,05$ ) em nenhum dos parâmetros (área basal média e número médio de indivíduos). Isto pode ter ocorrido, pois como vários autores afirmam, *A. angustifolia* é uma espécie capaz de tolerar eventos de incêndio florestal (BEHLING; BAUERMANN; NEVES, 2001; HERINGER; JACQUES, 2001; SOARES, 1979), possuindo várias características de plantas adaptadas a estas situações, como ritidoma espesso, copa alta e ausência de ramos laterais na maior parte do tronco (SOARES, 1979) e alguns comentam ainda que ela necessita deste distúrbio para sua regeneração (BEHLING; PILLAR, 2007; SOARES, 1979).

Com a passagem de um incêndio em uma floresta, a redução do número de árvores e de biomassa viva é uma consequência lógica, devido à morte das populações em parte ou no todo (SILVA et al., 2005). Com isso, a diminuição na área basal e no número de indivíduos da Área II são reflexos do incêndio, que diminui a cobertura florestal através da alta mortalidade, provocada pela incineração ou contato prolongado com ondas de calor letais, em tempo suficiente para danificar os tecidos vitais da planta (RIBEIRO et al., 2012b).

Sabendo da relação histórica dos Campos com a FOM, vale destacar, que incêndios ocorrem de forma natural nas áreas campestres (HERINGER; JACQUES, 2001), e isto não é diferente no PESP (IEF, 2009). No entanto, nos últimos anos, a frequência dos incêndios antrópicos tem aumentado nestas áreas, com isso, muitas das vezes os incêndios que iniciam nos campos atingem as florestas (IEF, 2009; SILVA; VIANA; MOTA, 2008). O problema do fogo na FOM é justamente este aumento na frequência dos incêndios antrópicos, pois a maioria das espécies que distribuem nesta formação não possuem adaptações para uma alta intensidade de incêndios, acarretando em uma grande mortalidade de indivíduos.

Em florestas úmidas, a proporção de árvores mortas após os incêndios varia muito, uma vez que o diâmetro mínimo de inclusão e o tempo decorrido pós-incêndio são variáveis importantes nestas avaliações (SILVA et al., 2005). Na Área II os indivíduos mortos representaram 27,2% do total da comunidade, no entanto, a grande maioria destes (79%) é representada por indivíduos jovens ( $DAP \leq 9,8$  cm). IVANAUSKAS; MONTEIRO; RODRIGUES (2003), estudando o impacto de um incêndio em uma Floresta Estacional Perenifólia no Mato Grosso, também encontraram alta mortalidade (94%) de indivíduos na menor classe de diâmetro ( $DAP < 10$ cm) após dez meses da passagem do fogo. SILVA et al. (2005) também registraram maior mortalidade (60%) nos indivíduos com  $DAP < 10$  cm em uma FES em Ibituruna-MG, após quatro anos do incêndio.

As árvores mais jovens ( $DAP < 10$ cm) são mais vulneráveis aos incêndios quando comparadas com as árvores maiores em diâmetro que, em geral, são mais resistentes ao contato com o fogo (HOFFMANN; SOLBRIG, 2003; RIBEIRO et al., 2012a; SILVA et al., 2005; SLIK et al., 2008; TAFT, 2003; WOODS, 1989). MEDEIROS (2002) verificou que mesmo as árvores que não atingem alturas elevadas podem sobreviver aos incêndios caso o diâmetro do caule lhe confira maior proteção. Isto ocorre porque os indivíduos menores possuem cascas menos espessas e por isso são mais susceptíveis às altas

temperaturas decorrentes do fogo (MIRANDA et al., 1993; PINARD; HUFFMAN, 1997). No entanto, florestas severamente incendiadas ou que possuem histórico recorrente de incêndios podem apresentar taxas de mortalidade semelhantes entre as classes de diâmetro (COCHRANE; SCHULZE, 1999).

Os indivíduos mortos com  $DAP \geq 9,8$  cm na Área II representaram 5,8% do total de indivíduos da comunidade. No entanto, este resultado fica bem distante do estudo desenvolvido por HOLDSWORTH; UHL (1998) na Amazônia Oriental, onde encontraram mortalidade de 44% nas parcelas incendiadas após 18 meses do ocorrido. COCHRANE (2003) em uma síntese de dados registrou que incêndios florestais são capaz de matar de 23-44% das árvores com  $DAP > 10$  cm em florestas úmidas. Esta diferença pode ser explicada pelo fato de já ter passado quatro anos do incêndio, com isso, vários indivíduos que morreram logo após o ocorrido já saíram da comunidade e não foram medidos neste levantamento.

A distribuição estocástica dos indivíduos mortos em pé na Área II é uma evidência de que o incêndio foi capaz de matar vários indivíduos ao longo de todo o fragmento incendiado. De acordo com LEE (1971) e MIRANDA et al. (1989) a mortalidade arbórea pode ser explicada sob duas formas: regular e irregular. Neste caso o que desencadeou a morte dos indivíduos foi a morte irregular, pois o incêndio ocorreu de forma inesperada sobre a vegetação, matando vários indivíduos por toda área estudada.

Com relação à área basal, é relevante destacar uma queda de 34% no valor total da Área II ( $40,46 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$ ) quando comparado com a Área I ( $61,65 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$ ), apresentando desta forma diferença estatística ( $p < 0,05$ ). Esta diferença pode ser explicada pelo maior número de indivíduos na Área I, maior número de indivíduos de grande porte (últimas classes de diâmetro), além de apresentar menor número de indivíduos mortos. Levando em consideração que o levantamento foi realizado após quatro anos do incêndio, essas perdas podem ter sido ainda maiores, como SILVA et al. (2005) comentam, dependendo do tempo decorrido do incêndio até a realização do inventário, novas árvores podem entrar na comunidade. Além disso, os indivíduos sobreviventes podem compensar em crescimento as perdas por mortalidade. No entanto, mesmo sofrendo com o incêndio florestal, o valor da área basal total da Área II está próximo de outros trabalhos realizados em FOM (BARDDAL et al., 2004; RONDON-NETO et al., 2002a, 2002b; SALAMI et al., 2014; SILVA et al., 2012, 2013).

Apesar da diferença observada na estrutura da comunidade, esta não refletiu na maioria dos grupos funcionais analisados ( $p > 0,05$ ). Isto provavelmente ocorreu porque

não houve alteração na riqueza e na distribuição quantitativa das espécies entre as áreas. LOUZADA; MACHADO; BERG (2003) salientam que o impacto de um incêndio florestal sobre a vegetação é notadamente negativo, como por exemplo, atuando no sentido de retornar a vegetação aos estádios sucessionais iniciais. No entanto, na área de estudo não foi esse o observado, o que pode ser explicado devido o incêndio não ter atingido grandes proporções dentro da floresta.

Um maior número de indivíduos e espécies no grupo das Raras e Muito Raras é um resultando que deve ser explorado e enaltecido pelos administradores desta UC, pois reforça que a área resguarda uma flora bem peculiar do estado de Minas Gerais, o que aumenta ainda mais a importância da conservação desta fitofisionomia.

Com relação ao grupos sucessionais, houve predominância tanto na abundância quanto na riqueza de espécies no grupo das secundárias. O grande número de indivíduos classificados como secundária tardia deve-se a expressiva presença de *P. lambertii* e *M. alpigena* que representam, juntas, 42% e 51% do total de indivíduos das Áreas I e II, respectivamente. Vários trabalhos em florestas topicais apontam que com o decorrer da sucessão, os indivíduos pioneiros, que demandam maior quantidade de luz para sua regeneração, vão sendo substituídos pelas secundárias (ALVES et al., 2005; CHAZDON, 2012, 2008; POLISEL; FRANCO, 2010; VACCARO; LONGHI; BRENA, 1999). Com isso, pode-se inferir que o elevado número de indivíduos na categoria das secundárias indica uma floresta conservada e que está conseguindo avançar nos estágios sucessionais.

A grande presença de indivíduos e espécies com dispersão zoocórica já vem sendo relatada em diferentes fitofisionomias (BUDKE et al., 2005; CARVALHO, 2010; MARTINS; ZANZINI; SANTIAGO, 2007; MEIRA NETO et al., 2003; NEGRINI et al., 2012). A predominância deste tipo de dispersão na área de estudo não foi diferente dos demais trabalhos, isto devido as principais espécies em VI terem dispersão zoocórica, somado a uma expressiva presença da família Myrtaceae, onde representou 30% de toda riqueza e 35% da abundância total da FOM. Como discutido anteriormente, esta família possui grande relevância na composição da FOM (HIGUCHI et al., 2012; KLAUBERG et al., 2010; REGINATO; GOLDENBERG, 2007), além disso, possui grande importância ecológica na região neotropical, pois as espécies desta família possuem frutos carnosos que são apreciados e dispersos pela fauna (SOUZA; LORENZI, 2012).

Em um estudo desenvolvido por CARVALHO (2010), em doze fragmentos florestais no estado do Rio de Janeiro, com diferentes graus de sucessão, foi verificado

que as florestas maduras apresentam de 82,3% a 90,3% dos indivíduos com dispersão zoocórica, valores estes que ficam dentro do encontrado na FOM do PESP.

A maior proporção de espécies zoocóricas confirma a importância dos animais para a dispersão de propágulos e, conseqüentemente, para a manutenção do fluxo gênico das florestas (NEGRINI et al., 2012). Muitos animais dependem parcial ou inteiramente de frutos e sementes para sua alimentação pelo menos em parte do ano (HOWE; SMALLWOOD, 1982), desta forma, a predominância deste tipo de dispersão é fator importante para a continuidade da manutenção de animais frugívoros na área. E para o PESP é reconhecido uma fauna bastante rica de animais frugívoros (IEF, 2009), inclusive com espécies ameaçadas de extinção, como por exemplo, *Chrysocyon brachyurus* (Illiger, 1815) (lobo-guará), *Alouatta guariba clamitans* (Cabrera, 1940) (bugio-ruivo), *Brachyteles* sp (muriqui) e as espécies *Tapirus terrestris* (Linnaeus, 1758) (anta) e *Tayassu pecari* (Link, 1795) (queixada) que são reconhecidos predadores e dispersores das sementes da *A. angustifolia* (KOCH; CORRÊA, 2010; SOLÓRZANO-FILHO, 2001; VIDOLIN; BIONDI; WANDEMBRUCK, 2009).

Além destas, vale destacar a presença da espécie *Amazona vinacea* (Kuhl, 1820), também conhecida como papagaio-de-peito-roxo (IEF, 2009), que se encontra “Em Perigo” segundo os critérios da IUCN (IUCN, 2015). A distribuição geográfica do papagaio-de-peito-roxo está intimamente relacionada com a distribuição da FOM (ABE, 2004) e as sementes da araucária são o principal alimento da espécie, principalmente em períodos do ano em que a temperatura diminui (ABE, 2004; SCHUNCK et al., 2011). Além disso, a área estudada é uma Floresta Aluvial, com isso, vários animais vão até o local para dessedentação, o que corrobora ainda mais a conservação da mesma.

## 6 – CONCLUSÕES

A hipótese inicial de que a comunidade seria afetada tanto em diversidade, estrutura, composição de espécies e grupos ecológicos foi aceita parcialmente, pois o incêndio alterou apenas a estrutura e a diversidade da comunidade. Na Área II (com registro de incêndio florestal), conforme confirmado pelo teste de Tukey ( $\alpha = 0,01$ ), houve redução significativa tanto no número de indivíduos quanto na área basal total da comunidade, quando comparado com a Área I (sem histórico de incêndio). Os indivíduos mortos foram, em sua maioria, indivíduos jovens ( $DAP < 10$  cm) e estes estão distribuídos de forma estocástica na comunidade, mostrando que o incêndio foi capaz de eliminar vários indivíduos ao longo de toda área estudada. A diversidade de espécies ( $H'$ ) também foi diferente entre as áreas, sendo menor na Área II, reflexo da diminuição no número de indivíduos. No entanto, as análises multivariadas evidenciaram que o incêndio florestal não foi capaz de alterar a composição de espécies, mostrando uma área que compartilha a maioria das espécies e que possui baixa heterogeneidade florística. Além disso, nenhum dos grupos ecológicos também apresentaram diferença entre as áreas, provavelmente por não ter havido alteração na composição das espécies. Contudo, este trabalho é de suma importância, pois mostra os impactos causados por um incêndio florestal em uma fitofisionomia tão rara, ameaçada no país e pouco estudada, além de mostrar a fragilidade de um fragmento florestal mesmo dentro de uma Unidade de Conservação.

## 7 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABE, L. M. **Caracterização do hábitat do papagaio-de-peito-roxo *Amazona vinacea* (Kuhl, 1820) no Município de Tunas do Paraná, Região Metropolitana de Curitiba, Paraná.** Universidade Federal do Paraná, Curitiba-PR, 2004.
- AINUDDIN, N. A.; GOH, K. Effect of forest fire on Stand Structure in Raja Musa Peat Swamp Forest Reserve, Selangor, Malaysia. **Journal of Environmental Science and Technology**, v. 3, n. 1, p. 56–62, 2010.
- ALBIERO-JUNIOR, A. et al. Population structure of *Araucaria angustifolia* in the Iguazu National Park. **Floresta**, v. 45, n. 2, p. 361–372, 2015.
- ALENCAR, A. A. C.; SOLORIZANO, L. A.; NEPSTAD, D. C. Modeling forest understory fires in an Eastern. **Ecological Applications**, v. 14, n. 4, p. 139–149, 2004.
- ALMEIDA, F. F. M. A.; CARNEIRO, D. R. C. Origem e evolução da Serra do Mar. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 28, n. 2, p. 135–150, 1998.
- ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.
- ALVES, S. L. et al. Sucessão florestal e grupos ecológicos em Floresta Atlântica de encosta, Ilha Grande, Angra dos Reis/RJ. **Revista Universidade Rural, Série Ciências da Vida**, v. 25, n. 1, p. 26–32, 2005.
- BARDDAL, M. L. et al. Caracterização florística e fitossociológica de um trecho sazonalmente inundável de floresta aluvial, em Araucária, PR. **Ciência Florestal**, v. 14, n. 2, p. 37–50, 2004.
- BAUERMANN, S. G.; BEHLING, H. Dinâmica paleovegetacional da Floresta com Araucária a partir do final do Pleistoceno: o que mostra a palinologia. In: RAMOS-COSTA, A. M. M. et al. (Eds.). **Floresta com Araucária - Ecologia, Conservação e Desenvolvimento Sustentável**. Ribeirão Preto: Holos Editora, 2009. p. 35–38.
- BEHLING, H. Investigations into the late Pleistocene and Holocene history of vegetation and climate in Santa Catarina (S Brazil). **Vegetation History and Archaeobotany**, v. 4, n. 3, p. 127–152, 1995.
- BEHLING, H.; BAUERMANN, S. G.; NEVES, P. C. P. Holocene environmental changes in the São Francisco de Paula region, southern Brazil. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 14, n. 6, p. 631–639, 2001.
- BEHLING, H.; PILLAR, V. D. Late Quaternary vegetation, biodiversity and fire dynamics on the southern Brazilian highland and their implication for conservation and management of modern Araucaria forest and grassland

- ecosystems. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 362, n. 1478, p. 243–251, 2007.
- BERNARDI, A. P. **Estrutura genética e demográfica de *Podocarpus lambertii* Klotzch ex Endl. em uma paisagem de campo**. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis-SC, 2015.
- BFG, T. B. F. G. Growing knowledge: An overview of Seed Plant diversity in Brazil. **Rodriguesia**, v. 66, n. 4, p. 1085–1113, 2015.
- BUDKE, J. C. et al. Composição florística e estratégias de dispersão de espécies lenhosas em uma floresta ribeirinha, arroio Passo das Tropas, Santa Maria, RS, Brasil. **Iheringia - Serie Botanica**, v. 60, n. 1, p. 17–24, 2005.
- BUSH, M. . et al. Fire, climate change and biodiversity in Amazonia: a Late-Holocene perspective. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 363, n. 1498, p. 1795–1802, 2008.
- CÂMARA, I. DE G. Breve história da conservação da Mata Atlântica. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. DE G. (Eds.). **Mata Atlântica: Biodiversidade, Ameaças e Perspectivas**. Belo Horizonte: Fundação SOS Mata Atlântica, 2005. p. 472.
- CARLUCCI, M. B. et al. Conservação da floresta com araucária no extremo Sul do Brasil. **Natureza e Conservacao**, v. 9, n. 1, p. 111–114, 2011.
- CARLUCCI, M. B. et al. Araucariaceae. In: MARTINELLI, G.; MORAES, M. A. (Eds.). **Livro Vermelho da Flora do Brasil**. Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2013. p. 185–186.
- CARVALHO, F. A. Síndromes de dispersão de espécies arbóreas de florestas ombrófilas submontanas do estado do Rio de Janeiro. **Revista Árvore**, v. 34, n. 6, p. 1017–1023, 2010.
- CARVALHO, F. A.; FAGG, C. W.; FELFILI, J. M. Dinâmica populacional de *Acacia tenuifolia* (L.) Willd. Em uma floresta decidual sobre afloramentos calcários no Brasil Central. **Scientia Forestalis**, v. 38, n. 86, p. 297–306, 2010.
- CERTINI, G. Effects of fire on properties of forest soils: A review. **Oecologia**, v. 143, n. 1, p. 1–10, 2005.
- CHASE, M. W.; REVEAL, J. L. A phylogenetic classification of the land plants to accompany APG III. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 161, n. 2, p. 122–127, 2009.
- CHAZDON, R. Regeneração de florestas tropicais. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais**, v. 7, n. 3, p. 195–218, 2012.
- CHAZDON, R. L. Chance and determinism in tropical forest succession. In: CARSON,

- W. P. .; SCHNITZER, S. A. (EDS) (Eds.). **Tropical Forest Community Ecology**. Chichester: Blackwell Publishing Ltd, 2008. p. 384–408.
- COCHRANE, M. A. Fire science for rainforests. **Nature**, v. 421, n. 6926, p. 913–919, 2003.
- COCHRANE, M. A.; SCHULZE, M. D. Fire as a recurrent event in tropical forests of the eastern Amazon: effects on forest structure, biomass, and species composition. **Biotropica**, v. 31, n. 1, p. 2–16, 1999.
- COCHRANE, M. A.; BARBER, C. P. Climate change, human land use and future fires in the Amazon. **Global Change Biology**, v. 15, n. 3, p. 601–612, 2009.
- COLWELL, R. K.; ELSENSOHN, J. E. EstimateS turns 20: Statistical estimation of species richness and shared species from samples, with non-parametric extrapolation. **Ecography**, v. 37, n. 6, p. 609–613, 2014.
- CORDEIRO, J.; RODRIGUES, W. A. Caracterização fitossociológica de um remanescente de Floresta Ombrófila Mista em Guarapuava, PR. **Revista Árvore**, v. 31, n. 3, p. 545–554, 2007.
- COSTA, C.; HERMANN, G. O corredor Ecológico da Mantiqueira. In: COSTA, C. M. R. et al. (Eds.). **Plano de ação do corredor Ecológico da Mantiqueira**. Belo Horizonte: Valor Natural, 2006. p. 13–25.
- DARYAYI, M. G. et al. Effect of repeated fire on understory plant species diversity in Saravan forests, northern Iran. **Folia Forestalia Polonica**, v. 55, n. 3, p. 137–145, 2013.
- DRUMMOND, G. M. et al. **Biota Minas: diagnóstico do conhecimento sobre a biodiversidade do estado de Minas Gerais – subsídio ao Programa Biota Minas**. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 2009.
- DUARTE, L. DA S.; CARLUCCI, M. B.; PILLAR, V. D. Macroecological analyses reveal historical factors influencing seed dispersal strategies in Brazilian Araucaria forests. **Global Ecology and Biogeography**, v. 18, n. 3, p. 314–326, 2009.
- DURIGAN, M. E. **Florística, Dinâmica e Análise Protéica de uma Floresta Ombrófila Mista em São João do Triunfo - PR**. Universidade Federal do Paraná, Curitiba - Paraná, 1999.
- EDWARDS, W.; KROCKENBERGER, A. Seedling mortality due to drought and fire associated with the 2002 El Niño event in a Tropical Rain Forest in North-East Queensland, Australia. **Biotropica**, v. 38, n. May 2004, p. 16–26, 2006.
- EITEN, G. Brazilian “Savannas”. In: HUNTLEY, B. J. .; WALKER, B. H. (Eds.). **Ecology of tropical savannas**. Berlin: Verlag, 1982. p. 25–47.

- ENRIGHT, N. J.; MILLER, B. P.; PERRY, G. L. W. Demography of the long-lived conifer *Agathis ovata* in maquis and rainforest, New Caledonia. **Journal of Vegetation Science**, v. 14, n. 5, p. 625–636, 2003.
- FELFILI, J. M. et al. Análise multivariada: princípios e métodos em estudos de vegetação. In: FELFILI, J. M. et al. (Eds.). **Fitossociologia no Brasil: Métodos e Estudos de Casos**. Editora UF ed. Viçosa: Editora UFV, 2011. p. 122–155.
- FELFILI, J. M.; RESENDE, R. P. **Conceitos e métodos em fitossociologia**. Brasília: Departamento de Engenharia Florestal - UNB, 2003.
- FIEDLER, N. C. et al. Efeito de incêndios florestais na estrutura e composição florística de uma área de Cerrado Sensu Stricto na Fazenda Água Limpa-DF. **Revista Árvore**, v. 28, n. 1, p. 129–138, 2004.
- FLANNIGAN, M. D.; STOCKS, B. J.; WOTTON, B. M. Climate change and forest fires. **The Science of the total environment**, v. 262, n. 3, p. 221–229, 2000.
- FONTES, M. A. L. **Análise da composição florística das florestas nebulares do Parque tadual do Ibitipoca, Minas Gerais, Brasil**. Universidade Federal de Lavras, Lavras-MG, 1997.
- FRANÇA, G. S.; STEHMANN, J. R. Composição florística e estrutura do componente arbóreo de uma floresta altimontana no município de Camanducaia, Minas Gerais, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 27, n. 1, p. 19–30, 2004.
- FURTADO, S. G. **Epífitas vasculares em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista na Serra da Mantiqueira, Minas Gerais, Brasil**. Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora-MG, 2013.
- FURTADO, S. G.; MENINI NETO, L. Diversity of vascular epiphytes in two high altitude biotopes of the Brazilian Atlantic Forest. **Brazilian Journal of Botany**, v. 38, n. 2, p. 295–310, 2015.
- GASPER, A. L. DE et al. Inventário de *Dicksonia sellowiana* Hook. em Santa Catarina. **Acta Botanica Brasilica**, v. 25, n. 4, p. 776–784, 2011.
- GENTRY, A. H. Patterns of diversity and floristic composition in Neotropical Montane Forests. In: CHURCHILL, S. P. et al. (Eds.) **Biodiversity and conservation of Neotropical montane forests**. New York: The New York Botanical Garden, 1993. p. 103–126.
- GOLDAMMER, J. G. Forests on Fire. **Science**, v. 284, p. 1782–1783, 1999.
- GOTELLI, N. J.; COLWELL, R. K. Quantifyinf biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters**, v. 4 Abstract, n. 4, p. 379–391, 2001.
- GUARIGUATA, M. R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession:

- Changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, v. 148, n. 1-3, p. 185–206, 2001.
- HAMMER, Ø. *Manual Past Português*. v. I, 2010.
- HAMMER, Ø.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. Paleontological statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica**, v. 4, n. 1, p. 9–18, 2001.
- HARDESTY, J.; MYERS, R.; FULKS, W. Fire, ecosystems and people: a preliminary assessment of fire as a global conservation issue. **Fire Management**, v. 22, n. 4, p. 78–87, 2005.
- HARPER, J. L. **Population biology of plants**. London: Academic Press, 1990.
- HERINGER, I.; JACQUES, A. V. Á. Adaptação das plantas ao fogo: enfoque na transição floresta - campo. **Ciência Rural**, v. 31, n. 6, p. 1085–1090, 2001.
- HIGUCHI, P. et al. Influência de variáveis ambientais sobre o padrão estrutural e florístico do componente arbóreo, em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista Montana em Lages, SC. **Ciência Florestal**, v. 22, n. 1, p. 79–90, 2012.
- HIGUCHI, P. 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. **Ciencia Florestal**, v. 23, n. 1, p. 153–164, 2013.
- HOFFMANN, W. A.; ORTHEN, B.; DO NASCIMENTO, P. K. V. Comparative fire ecology of tropical savanna and forest trees. **Functional Ecology**, v. 17, n. 6, p. 720–726, 2003.
- HOFFMANN, W. A. et al. Ecological thresholds at the savanna-forest boundary: how plant traits, resources and fire govern the distribution of tropical biomes. **Ecology Letters**, v. 15, n. 7, p. 759–768, 2012.
- HOFFMANN, W. A.; SOLBRIG, O. T. The role of topkill in the differential response of savanna woody species to fire. **Forest Ecology and Management**, v. 180, n. 1-3, p. 273–286, 2003.
- HOLDSWORTH, A.; UHL, C. **O fogo na floresta explorada e o potencial para redução de incêndios florestais na Amazônia**. Vol: 14 ed. Belém: Imazon, 1998.
- HOWE, H. E.; SMALLWOOD, J. Ecology of seed dispersal. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 13, p. 201–228, 1982.
- HUTCHESON, K. A test for comparing diversities based on the shannon formula. **Journal of Theoretical Biology**, v. 29, n. 1, p. 151–154, out. 1970.
- IBAMA. **Comunicação e Educação Ambiental: Perguntas Frequentes**. Disponível em: <<http://www.ibama.gov.br/institucional/perguntas-frequentes>>. Acesso em:

16 fev. 2016.

- IBGE. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. Rio de Janeiro-RJ: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, 2012.
- ICMBIO. **Manual para formação de brigadista de prevenção e combate aos Incêndios Florestais**. Brasília: ICMBIO - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, 2010.
- IEF. **Plano de Manejo do Parque Estadual da Serra do Papagaio** Belo Horizonte, 2009. Disponível em: <[http://www.ief.mg.gov.br/images/stories/Plano\\_de\\_Manejo/serra\\_papagaio/encarte\\_i.pdf](http://www.ief.mg.gov.br/images/stories/Plano_de_Manejo/serra_papagaio/encarte_i.pdf)>
- IEF. **Parque Estadual da Serra do Papagaio**. Disponível em: <<http://www.ief.mg.gov.br/areas-protegidas/211?task=view>>. Acesso em: 22 dez. 2015.
- IMAGUIRE, N. Condições ambientais para a *Araucaria angustifolia* Bert. O. Ktze. **Dusenía**, v. 11, n. 3, p. 121–127, 1979.
- IUCN. **The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.4**. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org>>. Acesso em: 5 jan. 2016.
- IVANAUSKAS, N. M.; ASSIS, M. C. Formações Florestais Brasileiras. In: MARTINS, S. V. (ED) (Ed.). **Ecologia de Florestas Tropicais do Brasil 2ed**. Viçosa-MG: Editora UFV, 2012. p. 107–140.
- IVANAUSKAS, N. M.; MONTEIRO, R.; RODRIGUES, R. R. Alterations following a fire in a forest community of Alto Rio Xingu. **Forest Ecology and Management**, v. 184, n. 1-3, p. 239–250, 2003.
- IVANAUSKAS, N. M.; RODRIGUES, R. R.; NAVE, A. G. Aspectos ecológicos de um trecho de floresta de brejo em Itatinga, SP: florística, fitossociologia e seletividade de espécies. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 20, n. 2, p. 139–153, 1997.
- JESUS, A. O. P.; SANTOS, C. P. Sazonalidade de incêndios em florestas plantadas de Eucalipto no extremo sul Baiano. **Revista do Instituto Florestal**, v. 23, n. 2, p. 287–294, 2011.
- KENT, M. .; COKER, P. . **Vegetation Description and Analysis : A Practical Approach**. London: Belhaven P, 1992.
- KERSTEN, R. DE A.; BORGIO, M.; GALVÃO, F. Floresta Ombrófila Mista: aspectos fitogeográficos, ecológicos e métodos de estudo. In: EISENLOHR, P. V. et al. (Eds.). **Fitossociologia no Brasil: Métodos e Estudos de Casos - Volume II**. Viçosa-MG: Editora UFV, 2015. p. 156–182.

- KLAUBERG, C. et al. Florística e estrutura de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista no Planalto Catarinense. **Biotemas**, v. 23, n. 1, p. 35–47, 2010.
- KOCH, Z.; CORRÊA, M. C. **Araucária: A Floresta do Brasil Meridional 2ªed.** Curitiba: Olhar Brasileiro, 2010.
- KOZERA, C.; DITTRICH, V. A. DE O.; SILVA, S. M. Fitossociologia do componente arbóreo de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista Montana, Curitiba, PR, BR. **Floresta**, v. 36, n. 2, p. 225 – 237, 2006.
- LALIBERTÉ, E.; LEGENDRE, P.; SHIPLEY, B. **FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology.** Disponível em: <<https://cran.r-project.org/web/packages/FD/citation.html>>.
- LAMBERS, A. VON DER H. **Predação e sobrevivência de sementes de *Araucaria angustifolia* (Bert.) Kuntze em áreas de mata nativa e plantação de *Pinus eliotii* na Floresta Nacional de São Francisco de Paula, RS.** Universidade Estadual de Campinas, São Paulo-SP, 2003.
- LANDRUM, L. R. **A monograph of the genus *Myrceugenia* (Myrtaceae).** New York: New York Botanical Garden Press, 1981. v. 29
- LAVOREL, S. et al. Assessing functional diversity in the field - Methodology matters! **Functional Ecology**, v. 22, n. 1, p. 134–147, 2008.
- LE SAOUT, S. et al. Conservation. Protected areas and effective biodiversity conservation. **Science (New York, N.Y.)**, v. 342, n. 6160, p. 803–5, 2013.
- LEBRIJA-TREJOS, E. et al. Pathways, mechanisms and predictability of vegetation change during tropical dry forest succession. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 12, p. 267–275, 2010.
- LEE, Y. Predicting mortality for even-aged stands of lodgepole pine. **The Forestry Chronicle**, v. 47, n. 1, p. 29–32, 1971.
- LEPŠ, J.; ŠMILAUER, P. **Multivariate analysis of ecological data using Canoco.** United States of America: Cambridge University Press, 2003.
- LIBANO, A. M.; FELFILI, J. M. Mudanças temporais na composição florística e na diversidade de um cerrado sensu stricto do Brasil Central em um período de 18 anos (1985-2003). **Acta Botanica Brasilica**, v. 20, n. 4, p. 927–936, 2006.
- LIMA, T. E. DE O. et al. Caracterização fitossociológica da vegetação no entorno de nascentes de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista Montana na bacia do rio das Pedras, Guarapuava ( PR ). **Ambiência**, v. 8, n. 2, p. 229–244, 2012.
- LIMA, W. G.; GUEDES-BRUNI, R. R. *Myrceugenia* (Myrtaceae) ocorrentes no Parque Nacional do Itatiaia, Rio de Janeiro. **Rodriguésia**, v. 55, n. 85, p. 71–94, 2004.
- LINO, C. F.; ALBUQUERQUE, J. L.; DIAS, H. (ORGS). **Cadernos da Reserva da**

**Biosfera da Mata Atlântica nº32 - Mosaicos de Unidades de Conservação no Corredor da Serra do Mar.** São paulo: Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, 2007.

- LONGHI, S. J. et al. Fatores ecológicos determinantes na ocorrência de *Araucaria angustifolia* e *Podocarpus lambertii*, na Floresta Ombrófila Mista da FLONA de São Francisco de Paula, RS, Brasil. **Ciência Rural**, v. 40, n. 1, p. 57–63, 2009.
- LOUZADA, J. N. C.; MACHADO, F. S.; BERG, E. VAN DEN. O fogo como instrumento de manejo em agroecossistemas. **Informe Agropecuário, Belo Horizonte**, v. 24, n. 220, p. 29–36, 2003.
- MACHADO, S. DO A. et al. Distribuição diamétrica de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista. **Scientia Agraria**, v. 10, n. 2, p. 103–110, 2009.
- MACHADO, S. DO A.; BARTOSZEK, A. C. P. S.; OLIVEIRA, E. B. DE. Estudo da estrutura diamétrica para *Araucaria angustifolia* em florestas naturais nos estados da região sul do Brasil. **Floresta**, v. 26, n. 1/2, p. 59–70, 1998.
- MACHADO-FILHO, L. et al. **Projeto RADAMBRASIL. Folhas SF 23/24. Rio de Janeiro/ Vitória, geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso da terra.** Rio de Janeiro-RJ: Projeto RADAMBRASIL, 1983.
- MAGURRAN, A. E. **Measuring biological diversity.** Oxford: Blackwell, 2004.
- MAGURRAN, A. E. **Medindo a diversidade biológica.** Curitiba: Editora UFPR, 2013.
- MALKISON, D. et al. Effects of Repeated Fires on the Structure, Composition, and Dynamics of Mediterranean Maquis: Short- and Long-Term Perspectives. **Ecosystems**, v. 14, n. 3, p. 478–488, 2011.
- MANFREDI, S. **Caracterização ecológica de populações naturais de *Podocarpus lambertii* Klotzsch em ambientes fragmentados do Planalto Serrano.** Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages-SC, 2014.
- MANTOVANI, A.; MORELLATO, L. P. C.; REIS, M. S. DOS. Fenologia reprodutiva e produção de sementes em *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Kuntze. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 27, n. 4, p. 787–796, 2004.
- MARTINELLI, G. Mountain biodiversity in Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 30, n. 4, p. 587–597, 2007.
- MARTINELLI, G.; MORAES, M. A. **Livro vermelho da flora do Brasil.** Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2013.
- MARTINS, D. et al. Estrutura de um remanescente de Floresta Ombrófila Mista em Urupema, Santa Catarina, Brasil. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v. 11, n. 2, p. 126–137, 2012.

- MARTINS, M.; ZANZINI, A. C. S.; SANTIAGO, W. T. V. Síndromes de dispersão em formações florestais do Bioma Cerrado no estado do Tocantins. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 5, n. 1, p. 807–809, 2007.
- MATTOS, J. R. **O Pinheiro Brasileiro 2ª ed.** Lages: Artes Gráficas Princesa, 1994.
- MAUHS, J. **Fitossociologia e regeneração natural de um fragmento de floresta ombrófila mista exposto a perturbações antrópicas.** Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo - Rio Grande do Sul, 2002.
- MAZON, J. A. **Composição Florística e fitossociológica de Floresta Ombrófila Mista em áreas sob manejo silvipastoril e sucessão secundária.** Universidade Estadual do Centro-Oeste, Irati - Paraná, 2014.
- MEDEIROS, M. B. DE; FIEDLER, N. C. Incêndios Florestais no Parque Nacional da Serra da Canastra: Desafios para a Conservação da Biodiversidade. **Ciência Florestal, Santa Maria**, v. 14, n. 2, p. 157–168, 2003.
- MEDEIROS, M. B. **Efeitos do fogo nos padrões de rebrotamento em plantas lenhosas, em campo sujo.** Universidade de Brasília, Brasília-MG, 2002.
- MEIRA NETO, J. A. A. et al. Origem, sucessão e estrutura de uma floresta de galeria periodicamente alagada em Viçosa-MG. **Revista Árvore**, v. 27, n. 4, p. 561–574, 2003.
- MEIRELES, L. D.; KINOSHITA, L. S.; SHEPHERD, G. J. Composição florística da vegetação altimontana do distrito de Monte Verde (Camanducaia, MG), Serra da Mantiqueira Meridional, Sudeste do Brasil. **Rodriguésia**, v. 65, n. 4, p. 831–859, 2014.
- MEIRELES, L. D.; SHEPHERD, G. J.; KINOSHITA, L. S. Variações na composição florística e na estrutura fitossociológica de uma floresta ombrófila densa altomontana na Serra da Mantiqueira, Monte Verde, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 31, n. 4, p. 559–574, 2008.
- MEYER, H. A. Structure, growth, and drain in balanced uneven-aged forests. **Journal of Forestry**, v. 50, n. 2, p. 85–92, 1952.
- MIRANDA, A. C. et al. Soil and air temperatures during prescribed cerated fires in Central Brazil. **Journal of tropical ecology**, v. 9, n. 03, p. 313–320, 1993.
- MIRANDA, R. C. et al. Predição da mortalidade regular para Eucalipto. **Revista Árvore**, v. 13, n. 2, p. 152–173, 1989.
- MONTAGNA, T. et al. A importância das Unidades de Conservação na manutenção da diversidade genética de Araucária (*Araucaria angustifolia*) no estado de Santa Catarina. **Biodiversidade Brasileira**, v. 2, n. 2, p. 18 – 25, 2012.
- MONTEIRO, J. **Ocorrências de incêndios florestais no entorno do Parque Estadual**

- de Pedra Azul, Domingos Martins, ES.** [s.l.] Universidade Federal do Espírito Santo, 2012.
- MOREIRA, A. A. N.; CAMELIER, C. Relevô. In: **Geografia do Brasil: região sudeste.** Rio de Janeiro: Fundação IBGE, 1977. p. 1–50.
- MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and Methods of Vegetation Ecology.** New York: John Wiley & Sons, 1974.
- NASCIMENTO, A. R. T.; LONGHI, J. S.; BRENA, D. A. Estrutura e padrões de distribuição espacial de espécies arbóreas em uma amostra de Floresta Ombrófila Mista em Nova Prata, RS. **Ciência Florestal**, v. 11, n. 1, p. 105–119, 2001.
- NASCIMENTO, F. H. F. DO; GIULIETTI, A. MARIA; QUEIROZ, L. P. Diversidade arbórea das florestas alto montanas no Sul da Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 24, n. 3, p. 674–685, 2010.
- NASCIMENTO, M. T. et al. Efeito do fogo nas florestas - as queimadas em Roraima. **Ciência Hoje**, v. 27, n. 157, p. 40–43, 2000.
- NEGRELLE, R. R. B.; LEUCHTENBERGER, R. Composição e estrutura do componente arbóreo de um remanescente de Floresta Ombrófila Mista. **Floresta**, v. 31, n. 12, p. 1–9, 2001.
- NEGRINI, M. et al. Dispersão, distribuição espacial e estratificação vertical da comunidade arbórea em um fragmento florestal no Planalto Catarinense. **Revista Árvore**, v. 36, n. 5, p. 919–929, 2012.
- NEPSTAD, D. C.; MOREIRA, A. G.; ALENCAR, A. A. **Floresta em Chamas: Origens, Impactos e Prevenção do Fogo na Amazônia.** Brasília: IPAM, 1999.
- OLIVEIRA FILHO, A. T. Classificação das fitofisionomias da América do Sul. **Rodriguésia**, v. 60, n. 2, p. 237–258, 2009.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FLUMINHAN-FILHO, M. Ecologia da vegetação do parque florestal Quedas do Rio Bonito. **Cerne**, v. 5, n. 2, p. 51–64, 1999.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FONTES, M. A. L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the influence of climate. **Biotropica**, v. 32, n. March 1999, p. 793–810, 2000.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T. DE. **Catálogo das árvores nativas de Minas Gerais: mapeamento e inventário da flora nativa e dos reflorestamentos de Minas Gerais.** Lavras: Editora UFLA, 2006.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T. DE; SCOLFORO, J. R. S. **Inventário Florestal de Minas Gerais: Espécies Arbóreas da Flora Nativa.** Lavras: Editora UFLA, 2008.
- PALUDO, G. F.; MANTOVANI, A.; REIS, M. S. DOS. Regeneração de uma população

- natural de *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae). **Revista Árvore**, v. 35, n. 5, p. 1107–1119, 2011.
- PEIXOTO, K. DA S. et al. Dinâmica da comunidade arbórea em uma floresta estacional semidecidual sob queimadas recorrentes. **Acta Botanica Brasilica**, v. 26, n. 3, p. 697–708, 2012.
- PEREIRA, L. et al. Gesneriaceae no Parque Estadual da Serra do Papagaio, Minas Gerais, Brasil. **Boletim de Botânica Univ. São Paulo**, v. 31, n. 1, p. 1–12, 2013.
- PETERSON, D. W.; REICH, P. B. Fire frequency and tree canopy structure influence plant species diversity in a forest-grassland ecotone. **Plant Ecology**, v. 194, n. 1, p. 5–16, 2008.
- PINARD, M. A.; HUFFMAN, J. Fire resistance and bark properties of trees in a seasonally dry forest in eastern Bolivia. **Journal of Tropical Ecology**, v. 13, n. 05, p. 727, 1997.
- PINTO, L. P. et al. Mata Atlântica. In: SCARANO, F. R. (Ed.). **Biomás Brasileiros: Retratos de um país plural**. Rio de Janeiro: Casa da Palavra, 2012. p. 16–55.
- PIVELLO, V. R. The use of fire in the cerrado and Amazonian rainforests of Brazil: Past and present. **Fire Ecology**, v. 7, n. 1, p. 24–39, 2011.
- PMB. **Prefeitura Municipal de Baependi - Dados Gerais**. Disponível em: <[http://www.baependi.mg.gov.br/?page\\_id=69](http://www.baependi.mg.gov.br/?page_id=69)>. Acesso em: 22 dez. 2015.
- POLISEL, R. T. et al. Structure of the understory community in four stretches of Araucaria forest in the state of São Paulo, Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 28, n. 1, p. 86–101, 2014.
- POLISEL, R. T.; FRANCO, G. A. D. C. Comparação florística e estrutural entre dois trechos de Floresta Ombrófila Densa em diferentes estádios sucessionais, Juitituba, SP, Brasil. **Hoehnea**, v. 37, n. 4, p. 691–718, 2010.
- POMPEU, P. V. et al. Floristic composition and structure of an upper montane cloud forest in the Serra da Mantiqueira Mountain Range of Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 28, n. 3, p. 456–464, 2014.
- PRATT, J.; PRESTON, L. The economics of mountain resource flows. **Unasylva**, v. 195, p. 42–53, 1998.
- PRICE, M. F. Mountains: globally important ecosystems. **Unasylva**, v. 49, n. 195, p. 61–71, 1998.
- PSCHEIDT, F. et al. Variações Florístico-Estruturais da comunidade arbórea associadas à distância da borda em um fragmento florestal no Planalto Sul-Catarinense. **Floresta**, v. 45, n. 2, p. 421–430, 2015.
- REGINATO, M.; GOLDENBERG, R. Análise florística, estrutural e fitogeográfica da

- vegetação em região de transição entre as Florestas Ombrófilas Mista e Densa Montana, Piraquara, Paraná, Brasil. **Hoehnea**, v. 34, n. 3, p. 349–364, 2007.
- RIBEIRO, M. N. et al. Fogo e dinâmica da comunidade lenhosa em cerrado sentido restrito, Barra do Garças, Mato Grosso. **Acta Botanica Brasilica**, v. 26, n. 1, p. 203–217, 2012a.
- RIBEIRO, T. M. et al. Restauração florestal com *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze no parque estadual de Campos do Jordão, SP: efeito do fogo na estrutura do componente arbustivo-arbóreo. **Scientia Forestalis**, v. 40, n. 94, p. 279–290, 2012b.
- RIBEIRO, T. M. et al. Mixed rain forest in southeastern Brazil: tree species regeneration and floristic relationships in a remaining stretch of forest near the city of Itaberá, Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 27, n. 1, p. 71–86, 2013a.
- RIBEIRO, T. M. et al. Fitossociologia de uma floresta secundária com *Araucaria angustifolia* (Bertol.) O. Kuntze na Estação Ecológica de Bananal, Bananal, SP. **Floresta e Ambiente**, v. 20, n. 2, p. 159–172, 2013b.
- RIBEIRO, T. M.; MARTINS, S. V.; IVANAUSKAS, N. M. Restauração florestal com *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze no parque estadual de Campos do Jordão, SP: efeito do fogo na estrutura do componente arbustivo-arbóreo. **Scientia Forestalis**, v. 40, n. 94, p. 279–290, 2012.
- RODERJAN, C. V. et al. As unidades fitogeográficas do Estado do Paraná, Brasil. **Ciência & Ambiente**, v. 24, n. 1, p. 75–92, 2002.
- RONDON-NETO, R. M. et al. Caracterização florística e estrutural de um fragmento de floresta ombrófila mista, em Curitiba, PR – Brasil. **Floresta**, v. 32, n. 1, p. 3–16, 2002a.
- RONDON-NETO, R. M. et al. Análise florística e estrutural de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista Montana, situado em Criúva, RS - Brasil. **Ciência Florestal**, v. 12, n. 1, p. 29–37, 2002b.
- SAINT-HILAIRE, A. **Segunda viagem do Rio de Janeiro a Minas Gerais e a São Paulo – 1822: Vol 11 Coleção Reconquista do Brasil**. Belo Horizonte: Itatiaia, 1974.
- SALAMI, B. et al. Influência de variáveis ambientais na dinâmica do componente arbóreo em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista em Lages, SC. **Scientia Forestalis**, v. 42, n. 102, p. 197–207, 2014.
- SANTIAGO, D. S. **Composição Florística, Similaridade e Influência de variáveis ambientais de uma Floresta de Araucária na Serra da Mantiqueira, Minas Gerais, Brasil**. Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora-MG, 2014.
- SANTOS, J. F.; SOARES, R. V.; BATISTA, A. C. Perfil os incêndios florestais no Brasil

- em áreas protegidas no período de 1998 a 2002. **Floresta**, v. 36, n. 1, p. 93–100, 2006.
- SANTOS, R. L. R.; IVANAUSKAS, N. M. Estrutura do componente arbóreo de trecho de Floresta de Araucária na Estação Ecológica de Iaberá, Itaberá - SP, Brasil. **IF Sér. Reg., São Paulo**, v. 42, p. 127–131, 2010.
- SARAVANAN, V. et al. Influence of forest fire on floral diversity of the degraded shola forest ecosystem. **International Research Journal of Biological Sciences**, v. 3, n. 1, p. 49–56, 2014.
- SCHAAF, L. B. et al. Alteração na estrutura diamétrica de uma Floresta Ombrófila Mista no período entre 1979 e 2000. **Revista Árvore**, v. 30, n. 2, p. 283–295, 2006.
- SCHUNCK, F. et al. **Plano de ação nacional para a conservação dos papagaios da Mata Atlântica**. Brasília: ICMBio, 2011.
- SEGADAS-VIANNA, F.; DAU, L. Ecology of the Itatiaia Range, Southeastern Brazil II. Climates and altitudinal climatic zonation. **Arquivos do Museu Nacional**, v. 53, p. 31–53, 1965.
- SEGER, C. D. et al. Levantamento florístico e análise fitossociológica de um remanescente de Floresta Ombrófila Mista localizado no município de Pinhais, Paraná-Brasil. **Floresta**, v. 35, n. 2, p. 291–302, 2005.
- SILVA, A. C. DA et al. Relações florísticas e fitossociologia de uma Floresta Ombrófila Mista Montana secundária em Lages, Santa Catarina. **Ciência Florestal**, v. 22, n. 1, p. 193–206, 2012.
- SILVA, A. C. DA et al. Caracterização fitossociológica e fitogeográfica de um trecho de floresta ciliar em Alfredo Wagner, SC, como subsídio para restauração ecológica. **Ciência Florestal**, v. 23, n. 4, p. 579–593, 2013.
- SILVA, V. F. DA et al. Impacto do fogo no componente arbóreo de uma floresta estacional semidecídua no município de Ibituruna, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 19, n. 4, p. 701–716, 2005.
- SILVA, L. V. DA C.; VIANA, P. L.; MOTA, N. F. DE O. **Plano de Manejo do Parque Estadual Serra do Papagaio, Minas Gerais, Brasil - Diagnóstico Cobertura Vegetal**Belo Horizonte, 2008.
- SILVA, R. G. **Manual de prevenção e combate aos incêndios florestais**. Brasília: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, 1998.
- SLIK, J. W. F. et al. Tree diversity, composition, forest structure and aboveground biomass dynamics after single and repeated fire in a Bornean rain forest. **Oecologia**, v. 158, n. 3, p. 579–588, 2008.

- SMITH, A. R. et al. A classification for extant ferns. **Taxon**, v. 55, n. 3, p. 705–731, 2006.
- SOARES, R. V. Considerações sobre a regeneração natural da *Araucaria angustifolia*. **Revista Floresta**, n. 2, p. 12–18, 1979.
- SOARES, R. V.; BATISTA, A. C. **Incêndios florestais: controle, efeitos e uso do fogo**. Curitiba: Editora UFV, 2007.
- SOARES, R. V.; BATISTA, A. C.; SANTOS, J. F. Evolução do perfil dos incêndios florestais em áreas protegidas no Brasil, de 1983 a 2002. **Floresta**, v. 36, n. 1, p. 93–100, 2006.
- SOBRAL, M. et al. **Myrtaceae in Lista de Espécies da Flora do Brasil**. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/jabot/listaBrasil/FichaPublicaTaxonUC/FichaPublicaTaxonUC.do?id=FB10633>>. Acesso em: 20 jan. 2016.
- SOLÓRZANO-FILHO, J. A. **Demografia, fenologia e ecologia da dispersão de sementes de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Kuntze (Araucariaceae), numa população relictual em Campos do Jordão**. Universidade de São Paulo, São Paulo-SP, 2001.
- 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**, v. 21, n. 4, p. 943–955, 2007.
- SOUZA, A. F. Ecological interpretation of multiple population size structures in trees: The case of *Araucaria angustifolia* in South America. **Austral Ecology**, v. 32, p. 524–533, 2007.
- SOUZA, A. F. et al. Regeneration patterns of a long-lived dominant conifer and the effects of logging in southern South America. **Acta Oecologica**, v. 34, n. 2, p. 221–232, 2008.
- SOUZA, R. P. M. DE. **Estrutura da comunidade arbórea de trechos de florestas de *Araucaria* no estado de São Paulo , Brasil**. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba - São Paulo, 2008.
- SOUZA, R. P. M. et al. Estrutura e aspectos da regeneração natural de Floresta Ombrófila Mista no Parque Estadual de Campos do Jordão, SP, Brasil. **Hoehnea**, v. 39, n. 3, p. 387–407, 2012.
- SOUZA, V. C.; LORENZI, H. **Botânica sistemática: guia ilustrado para identificação das famílias de Fanerógamas nativas e exóticas no Brasil, baseado em APG III**. Nova Odessa-SP: Instituto Plantarum, 2012.
- TAFT, J. B. Fire effects on community structure, composition and diversity in a Dry Sandstone Barrens. **Journal of the Torrey Botanical Society**, v. 130, n. 3, p. 170–192, 2003.

- UNEP/CBD/AHTEG-MB. **Programme of work on mountain biological diversity** United Nations Environmental Program, Convention of Biological Diversity, Ad Hoc Technical Expert Group on Mountain Biodiversity. Montreal: United Nations Environment Programme, 2003.
- VACCARO, S.; LONGHI, S. J.; BRENA, D. A. Aspectos da composição florística e categorias sucessionais do estrato arbóreo de três subseres de uma Floresta Estacional Decidual, no município de Santa Tereza - RS. **Ciencia Forestal, Santa Maria**, v. 9, n. 1, p. 1–18, 1999.
- VALENTE, T. P.; NEGRELLE, R. R. B.; SANQUETTA, C. R. Regeneração de *Araucaria angustifolia* em três fitofisionomias de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista. **Iheringia, Série Botânica**, v. 65, n. 1, p. 17–24, 2010.
- VAN DER PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants - 3<sup>a</sup> ed.** Berlin: Springer-Verlag, 1982.
- VAN TONGEREN, O. F. R. Cluster analysis. In: JONGMAN, R. H. G.; TER BRAAK, C. J. F.; VAN TONGEREN, O. F. R. (Eds.). **Data Analysis in Community and Landscape Ecology**. United States of America: Cambridge University Press, 1995. p. 174–212.
- VERMA, S.; JAYAKUMAR, S. Post-fire regeneration dynamics of tree species in a tropical dry deciduous forest, Western Ghats, India. **Forest Ecology and Management**, v. 341, p. 75–82, 2015.
- VIBRANS, A. C. et al. **Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina**. Blumenau: Edifurb, 2013.
- VIDOLIN, G. P.; BIONDI, D.; WANDEMBRUCK, A. Seletividade de habitats pela anta (*Tapirus terrestris*) e pelo queixada (*Tayassu pecari*) na Floresta com Araucária. **Scientia Forestalis**, v. 37, n. 84, p. 447–458, 2009.
- VILELA, E. A. et al. Caracterização Estrutural de Floresta Ripária do Alto Rio Grande, em Madre de Deus de Minas, MG. **Cerne**, v. 6, n. 2, p. 41–54, 2000.
- WEBSTER, G. L. The panorama of Neotropical cloud forests. In: CHURCHILL, S. P. et al. (Eds.). **Biodiversity and conservation of Neotropical montane forests**. New York: The New York Botanical Garden, 1995. p. 53 – 77.
- WOODS, P. Effects of Logging, Drought, and Fire on Structure and Composition of Tropical Forests in Sabah, Malaysia. **Biotropica**, v. 21, n. 4, p. 290, dez. 1989.
- XAUD, H. A. M.; MARTINS, F. DA S. R. V.; SANTOS, J. R. Tropical forest degradation by mega-fires in the northern Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 294, p. 97–106, 2013.
- XAVIER, K. R. F. et al. Impactos do fogo sobre o componente arbustivo-arbóreo de um remanescente de Floresta Ombrófila Aberta, Areia, Estado da Paraíba. **Acta**

**Scientiarum. Biological Sciences**, v. 31, n. 4, p. 407–413, 2009.

XAVIER, K. R. F. et al. Impactos pós-fogo na regeneração natural em um fragmento de Floresta Ombrófila Aberta no município de Areia, Paraíba, Brasil. **Revista Brasileira de Biociencias**, v. 9, n. 3, p. 257–264, 2011.

ZACARIAS, R. R. et al. Fitossociologia de dois trechos de Floresta Ombrófila Densa Aluvial em solos hidromórficos, Paraná, Brasil. **Floresta**, v. 42, n. 4, p. 769–782, 2012.

APÊNDICE I

**Tabela 5:** Parâmetros fitossociológicos da Área I (sem histórico de incêndio florestal) da Floresta Ombrófila Mista Altomontana do PESP-MG. Espécies ordenadas de forma decrescente segundo o valor de importância (VI %). Siglas: GS – Grupo Sucessional (ST- Secundária Tardia; SI- Secundária Inicial; Pi- Pioneira; NC- Não classificada), SD- Síndrome de Dispersão (Zoo- Zoocórica; Ane- Anemocórica; Aut- Autocórica), SC- Status de Conservação (Co- Comum; Fr- Frequente; Oc- Ocasional; Ra- Rara; MR- Muito Rara; RR- Raríssima; NC- Não classificada), DA- densidade absoluta, AB- área basal (m<sup>2</sup>), FA- frequência absoluta, DR- densidade relativa, DoR- dominância relativa, FR- frequência relativa, VI- valor de importância.

<b>Espécie</b>	<b>GS</b>	<b>SD</b>	<b>SC</b>	<b>DA</b>	<b>AB</b>	<b>FA</b>	<b>DR</b>	<b>DoR</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>	<b>VI (%)</b>
<i>Podocarpus lambertii</i> Klotzsch ex Endl.	ST	Zoo	MR	239	13,88489	25	20,64	45,04	8,28	73,96	24,65
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	SI	Zoo	MR	96	9,923654	25	8,29	32,19	8,28	48,76	16,25
<i>Myrceugenia alpigena</i> (DC.) Landrum	ST	Zoo	Ra	249	1,770429	25	21,50	5,74	8,28	35,52	11,84
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	Pi	Zoo	Fr	105	1,065881	22	9,07	3,46	7,28	19,81	6,60
<i>Myrcia laruotteana</i> Cambess.	Pi	Zoo	Oc	73	0,479952	17	6,30	1,56	5,63	13,49	4,50
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees& Mart.) Mez	Pi	Zoo	Ra	70	0,483705	15	6,04	1,57	4,97	12,58	4,19
<i>Piptocarpha regnellii</i> (Sch.Bip.) Cabrera	Pi	Ane	MR	39	0,654764	14	3,37	2,12	4,64	10,13	3,38
<i>Annona rugulosa</i> (Schltdl.) H. Rainer	SI	Zoo	Rr	25	0,133289	14	2,16	0,43	4,64	7,23	2,41
<i>Cyathea corcovadensis</i> (Raddi) Domin	SI	Ane	Oc	18	0,396243	9	1,55	1,29	2,98	5,82	1,94
<i>Dicksonia sellowiana</i> Hook.	ST	Ane	Ra	20	0,418752	7	1,73	1,36	2,32	5,40	1,80
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	SI	Zoo	Oc	20	0,124741	8	1,73	0,40	2,65	4,78	1,59
<i>Drimys brasiliensis</i> Miers	ST	Zoo	Ra	20	0,087861	8	1,73	0,29	2,65	4,66	1,55
<i>Myrcia pulchra</i> (O. Berg) Kiaersk.	Pi	Zoo	Oc	11	0,062746	10	0,95	0,20	3,31	4,46	1,49
<i>Ilex chamaedryfolia</i> Reissek	SI	Zoo	NC	16	0,096149	8	1,38	0,31	2,65	4,34	1,45
<i>Myrcia</i> sp1	NC	Zoo	NC	20	0,085178	7	1,73	0,28	2,32	4,32	1,44
<i>Agarista oleifolia</i> (Cham.) G. Don var. <i>oleifolia</i>	Pi	Aut	Ra	13	0,078109	7	1,12	0,25	2,32	3,69	1,23
<i>Moquiniastrum polymorphum</i> (Less.) G. Sancho	Pi	Ane	Fr	8	0,207707	6	0,69	0,67	1,99	3,35	1,12

<i>Symplocos cf. falcata</i> Brand	ST	Zoo	MR	10	0,047705	7	0,86	0,15	2,32	3,34	1,11
<i>Myrceugenia ovata</i> (Hook. & Arn.) O.Berg	SI	Zoo	MR	16	0,039693	5	1,38	0,13	1,66	3,17	1,06
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	SI	Zoo	Fr	8	0,072666	6	0,69	0,24	1,99	2,91	0,97
<i>Myrsine cf. gardneriana</i> A. DC.	Pi	Zoo	Ra	7	0,108535	5	0,60	0,35	1,66	2,61	0,87
<i>Baccharis oreophila</i> Malme	Pi	Ane	NC	7	0,047309	5	0,60	0,15	1,66	2,41	0,80
<i>Myrsine glazioviana</i> Warm.	Pi	Zoo	Ra	6	0,066346	5	0,52	0,22	1,66	2,39	0,80
<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	SI	Aut	MR	8	0,080437	4	0,69	0,26	1,32	2,28	0,76
<i>Jacaranda cuspidifolia</i> Mart.	SI	Ane	NC	5	0,055377	4	0,43	0,18	1,32	1,94	0,65
<i>Rhamnus sphaerosperma</i> Sw.	SI	Zoo	Ra	5	0,014272	4	0,43	0,05	1,32	1,80	0,60
<i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn.	Pi	Zoo	MR	4	0,018655	4	0,35	0,06	1,32	1,73	0,58
Myrtaceae sp1	NC	Zoo	NC	6	0,032044	3	0,52	0,10	0,99	1,62	0,54
Myrtaceae sp2	NC	Zoo	NC	3	0,062104	3	0,26	0,20	0,99	1,45	0,48
<i>Myrsine cf. lancifolia</i> Mart.	Pi	Zoo	Rr	5	0,074966	2	0,43	0,24	0,66	1,34	0,45
<i>Miconia budlejoides</i> Triana	Pi	Zoo	Ra	7	0,018155	2	0,60	0,06	0,66	1,33	0,44
<i>Clethra scabra</i> Pers.	SI	Aut	Fr	3	0,014405	3	0,26	0,05	0,99	1,30	0,43
<i>Siphoneugena</i> sp1	NC	Zoo	NC	5	0,016051	2	0,43	0,05	0,66	1,15	0,38
<i>Ternstroemia cf. brasiliensis</i> Cambess.	SI	Zoo	Co	2	0,033462	2	0,17	0,11	0,66	0,94	0,31
<i>Pimenta pseudocaryophyllus</i> (Gomes) Landrum	SI	Zoo	Fr	2	0,019751	2	0,17	0,06	0,66	0,90	0,30
<i>Campomanesia</i> sp1	NC	Zoo	NC	2	0,012222	2	0,17	0,04	0,66	0,87	0,29
<i>Ilex</i> sp1	NC	Zoo	NC	1	0,010894	1	0,09	0,04	0,33	0,45	0,15
<i>Ocotea</i> sp1	NC	Zoo	NC	1	0,009199	1	0,09	0,03	0,33	0,45	0,15
<i>Siphoneugena crassifolia</i> (DC.) Proença & Sobral	SI	Zoo	Ra	1	0,007162	1	0,09	0,02	0,33	0,44	0,15
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	Pi	Zoo	Oc	1	0,006239	1	0,09	0,02	0,33	0,44	0,15
<i>Symplocos celastrinea</i> Mart.	Si	Aut	Ra	1	0,003509	1	0,09	0,01	0,33	0,43	0,14

## APÊNDICE II

**Tabela 6:** Parâmetros fitossociológicos da Área II (com histórico de incêndio florestal) da Floresta Ombrófila Mista Altomontana do PESP-MG. Espécies ordenadas de forma decrescente segundo o valor de importância (VI %). Siglas: GS – Grupo Sucessional (ST- Secundária Tardia; SI- Secundária Inicial; Pi- Pioneira; NC- Não classificada), SD- Síndrome de Dispersão (Zoo- Zoocórica; Ane- Anemocórica; Aut- Autocórica), SC- Status de Conservação (Co- Comum; Fr- Frequente; Oc- Ocasional; Ra- Rara; MR- Muito Rara; RR- Raríssima; NC- Não classificada), DA- densidade absoluta, AB- área basal (m<sup>2</sup>), FA- frequência absoluta, DR- densidade relativa, DoR- dominância relativa, FR- frequência relativa, VI- valor de importância.

<b>Espécie</b>	<b>GS</b>	<b>SD</b>	<b>SC</b>	<b>DA</b>	<b>AB</b>	<b>FA</b>	<b>DR</b>	<b>DoR</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>	<b>VI (%)</b>
<i>Podocarpus lambertii</i> Klotzsch ex Endl.	ST	Zoo	MR	177	8,037238	23	21,91	40,11	10,36	72,38	24,13
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	SI	Zoo	MR	87	7,390858	25	10,77	36,88	11,26	58,91	19,64
<i>Myrceugenia alpigena</i> (DC.) Landrum	ST	Zoo	Ra	239	2,166929	23	29,58	10,81	10,36	50,75	16,92
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez	Pi	Zoo	Ra	91	0,47861	18	11,26	2,39	8,11	21,76	7,25
<i>Piptocarpha regnellii</i> (Sch. Bip.) Cabrera	Pi	Ane	MR	31	0,688648	14	3,84	3,44	6,31	13,58	4,53
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	SI	Zoo	Fr	19	0,111651	12	2,35	0,56	5,41	8,31	2,77
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	Pi	Zoo	Fr	23	0,142821	10	2,85	0,71	4,50	8,06	2,69
<i>Moquiniastrum polymorphum</i> (Less.) G. Sancho	Pi	Ane	Fr	13	0,167834	9	1,61	0,84	4,05	6,50	2,17
<i>Myrcia pulchra</i> (O.Berg) Kiaersk.	Pi	Zoo	Oc	12	0,053756	8	1,49	0,27	3,60	5,36	1,79
Myrtaceae sp1	NC	Zoo	NC	12	0,079251	7	1,49	0,40	3,15	5,03	1,68
<i>Myrsine</i> cf. <i>gardneriana</i> A.DC.	Pi	Zoo	Ra	11	0,057596	7	1,36	0,29	3,15	4,80	1,60
<i>Jacaranda cuspidifolia</i> Mart.	SI	Ane	NC	8	0,221987	4	0,99	1,11	1,80	3,90	1,30
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	Pi	Zoo	Oc	8	0,030808	6	0,99	0,15	2,70	3,85	1,28
<i>Myrcia laruotteana</i> Cambess.	Pi	Zoo	Oc	10	0,035657	5	1,24	0,18	2,25	3,67	1,22
<i>Siphoneugena crassifolia</i> (DC.) Proença & Sobral	SI	Zoo	Ra	6	0,019771	5	0,74	0,10	2,25	3,09	1,03
<i>Annona rugulosa</i> (Schltdl.) H.Rainer	SI	Zoo	Rr	6	0,014877	5	0,74	0,07	2,25	3,07	1,02
<i>Myrcia</i> sp1	NC	Zoo	NC	5	0,014766	5	0,62	0,07	2,25	2,94	0,98

<i>Ilex chamaedryfolia</i> Reissek	SI	Zoo	NC	6	0,023046	3	0,74	0,12	1,35	2,21	0,74
<i>Drimys brasiliensis</i> Miers	ST	Zoo	Ra	5	0,019662	3	0,62	0,10	1,35	2,07	0,69
<i>Baccharis oreophila</i> Malme	Pi	Ane	NC	5	0,014777	3	0,62	0,07	1,35	2,04	0,68
<i>Myrsine</i> cf. <i>lancifolia</i> Mart.	Pi	Zoo	Rr	4	0,023621	2	0,50	0,12	0,90	1,51	0,50
<i>Cyathea corcovadensis</i> (Raddi) Domin	SI	Ane	Oc	2	0,058887	2	0,25	0,29	0,90	1,44	0,48
<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	SI	Aut	MR	2	0,029493	2	0,25	0,15	0,90	1,30	0,43
<i>Pimenta pseudocaryophyllus</i> (Gomes) Landrum	SI	Zoo	Fr	2	0,013496	2	0,25	0,07	0,90	1,22	0,41
<i>Agarista oleifolia</i> (Cham.) G.Don var. <i>oleifolia</i>	Pi	Aut	Ra	4	0,053995	1	0,50	0,27	0,45	1,21	0,40
<i>Myrsine glazioviana</i> Warm.	Pi	Zoo	Ra	2	0,008652	2	0,25	0,04	0,90	1,19	0,40
<i>Clethra scabra</i> Pers.	SI	Aut	Fr	2	0,008318	2	0,25	0,04	0,90	1,19	0,40
Myrtaceae sp2	NC	Zoo	NC	2	0,008061	2	0,25	0,04	0,90	1,19	0,40
<i>Rhamnus sphaerosperma</i> Sw.	SI	Zoo	Ra	2	0,007999	2	0,25	0,04	0,90	1,19	0,40
<i>Erythroxylum amplifolium</i> (Mart.) O.E.Schulz	SI	Zoo	NC	2	0,008061	1	0,25	0,04	0,45	0,74	0,25
<i>Ilex</i> cf. <i>pseudobuxus</i> Reissek	ST	Zoo	Rr	2	0,004785	1	0,25	0,02	0,45	0,72	0,24
<i>Dicksonia sellowiana</i> Hook.	ST	Ane	Ra	1	0,018335	1	0,12	0,09	0,45	0,67	0,22
<i>Ilex</i> sp1	NC	Zoo	NC	1	0,005379	1	0,12	0,03	0,45	0,60	0,20
<i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn.	Pi	Zoo	MR	1	0,004584	1	0,12	0,02	0,45	0,60	0,20
<i>Myrcia obovata</i> (O.Berg) Nied.	SI	Zoo	Ra	1	0,003509	1	0,12	0,02	0,45	0,59	0,20
<i>Vernonanthura</i> sp	NC	Ane	NC	1	0,003183	1	0,12	0,02	0,45	0,59	0,20
<i>Siphoneugena</i> sp2	NC	Zoo	NC	1	0,002873	1	0,12	0,01	0,45	0,59	0,20
<i>Myrceugenia ovata</i> (Hook. & Arn.) O.Berg	SI	Zoo	MR	1	0,002166	1	0,12	0,01	0,45	0,59	0,20
<i>Symplocos</i> cf. <i>falcata</i> Brand	ST	Zoo	MR	1	0,001912	1	0,12	0,01	0,45	0,58	0,19

### APÊNDICE III

**Tabela 7:** Lista das espécies da Floresta Ombrófila Mista Altomontana do Parque Estadual da Serra do Papagaio, MG. Grupo sucessional (GS), Síndrome de dispersão (SD), Status de conservação (SC), número de registro do coletor e número de registro da espécie utilizada para comparação na identificação são apresentados. Siglas: GS – Grupo Sucessional (ST- Secundária Tardia; SI- Secundária Inicial; Pi- Pioneira; NC- Não classificada), SD- Síndrome de Dispersão (Zoo- Zoocórica; Ane- Anemocórica; Aut- Autocórica), SC- Status de Conservação (Co- Comum; Fr- Frequente; Oc- Ocasional; Ra- Rara; MR- Muito Rara; RR- Raríssima; NC- Não classificada).

<b>Espécie/Família</b>	<b>GS</b>	<b>SD</b>	<b>SC</b>	<b>Coletor</b>	<b>Herbário</b>
<b>Annonaceae</b>					
<i>Annona rugulosa</i> (Schltdl.) H.Rainer	SI	Zoo	Rr	L.D. Santana, 20	CESJ - 60992
<b>Aquifoliaceae</b>					
<i>Ilex cf. pseudobuxus</i> Reissek	ST	Zoo	Rr	L.D. Santana, 1001	CESJ - 66925
<i>Ilex chamaedryfolia</i> Reissek	SI	Zoo	NC	L.D. Santana, 549	CESJ - 66917
<i>Ilex</i> sp1	NC	Zoo	NC	L.D. Santana, 596	-
<b>Araucariaceae</b>					
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	SI	Zoo	MR	L.D. Santana, 3	CESJ - 66926
<b>Asteraceae</b>					
<i>Baccharis oreophila</i> Malme	Pi	Ane	NC	L.D. Santana, 75	CESJ - 66907
<i>Moquiniastrum polymorphum</i> (Less.) G. Sancho	Pi	Ane	Fr	L.D. Santana, 234	CESJ - 66931
<i>Piptocarpha regnellii</i> (Sch.Bip.) Cabrera	Pi	Ane	MR	L.D. Santana, 4	CESJ - 66906
<i>Vernonanthura</i> sp	NC	Ane	NC	L.D. Santana, 1355	-
<b>Bignoniaceae</b>					
<i>Jacaranda cuspidifolia</i> Mart.	SI	Ane	NC	L.D. Santana, 58	CESJ - 66924
<b>Clethraceae</b>					
<i>Clethra scabra</i> Pers.	SI	Aut	Fr	L.D. Santana, 395	CESJ - 62517
<b>Cyatheaceae</b>					
<i>Cyathea corcovadensis</i> (Raddi) Domin	SI	Ane	Oc	L.D. Santana, 940	CESJ - 66923

**Dicksoniaceae**

*Dicksonia sellowiana* Hook. ST Ane Ra L.D. Santana, 751 CESJ - 66921

**Ericaceae**

*Agarista oleifolia* (Cham.) G.Don var. *oleifolia* Pi Aut Ra L.D. Santana, 144 CESJ - 66914

**Erythroxylaceae**

*Erythroxylum amplifolium* (Mart.) O.E.Schulz SI Zoo NC L.D. Santana, 1467 CESJ - 60937

**Fabaceae**

*Mimosa scabrella* Benth. SI Aut MR L.D. Santana, 183 CESJ - 61102

**Lauraceae**

*Ocotea pulchella* (Nees & Mart.) Mez Pi Zoo Ra L.D. Santana, 107 CESJ - 66916

*Ocotea* sp1 NC Zoo NC L.D. Santana, 271 -

**Melastomataceae**

*Miconia budlejoides* Triana Pi Zoo Ra L.D. Santana, 408 CESJ - 66908

**Myrtaceae**

*Campomanesia* sp1 NC Zoo NC L.D. Santana, 304 -

*Myrceugenia alpigena* (DC.) Landrum ST Zoo Ra L.D. Santana, CESJ - 62512

*Myrceugenia ovata* (Hook. & Arn.) O.Berg SI Zoo MR L.D. Santana, 428 CESJ - 66910

*Myrcia guianensis* (Aubl.) DC. Pi Zoo Oc L.D. Santana, 1332 CESJ - 61656

*Myrcia laruotteana* Cambess. Pi Zoo Oc L.D. Santana, 472 CESJ - 66915

*Myrcia obovata* (O.Berg) Nied. SI Zoo Ra L.D. Santana, 1296 CESJ - 61080

*Myrcia pulchra* (O.Berg) Kiaersk. Pi Zoo Oc L.D. Santana, 15 CESJ - 62503

*Myrcia* sp1 NC Zoo NC L.D. Santana, 409 CESJ - 66909

Myrtaceae sp1 NC Zoo NC L.D. Santana, 118 -

Myrtaceae sp2 NC Zoo NC L.D. Santana, 947 -

*Pimenta pseudocaryophyllus* (Gomes) Landrum SI Zoo Fr L.D. Santana, 323 CESJ - 33276

*Siphoneugena crassifolia* (DC.) Proença & Sobral SI Zoo Ra L.D. Santana, 1607 CESJ - 66930

*Siphoneugena* sp1 NC Zoo NC L.D. Santana, 273 -

*Siphoneugena* sp2 NC Zoo NC L.D. Santana, 1569 -

**Pentaphylacaceae***Ternstroemia cf. brasiliensis* Cambess.

SI Zoo Co L.D. Santana, 131 CESJ - 61643

**Podocarpaceae***Podocarpus lambertii* Klotzsch ex Endl.

ST Zoo MR L.D. Santana, 26 CESJ - 65799

**Primulaceae***Myrsine cf. gardneriana* A.DC.

Pi Zoo Ra L.D. Santana, 73 CESJ - 66929

*Myrsine cf. lancifolia* Mart.

Pi Zoo Rr L.D. Santana, 34 CESJ - 62530

*Myrsine glazioviana* Warm.

NC Zoo NC L.D. Santana, 133 CESJ - 64206

*Myrsine umbellata* Mart.

Pi Zoo Fr L.D. Santana, 7 CESJ - 60129

**Rhamnaceae***Rhamnus sphaerosperma* Sw.

SI Zoo Ra L.D. Santana, 515 CESJ - 66911

**Rosaceae***Prunus myrtifolia* (L.) Urb.

SI Zoo Fr L.D. Santana, 1276 CESJ - 66928

**Sapindaceae***Allophylus edulis* (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.

SI Zoo Oc L.D. Santana, 484 CESJ - 66913

**Styracaceae***Styrax leprosus* Hook. & Arn.

Pi Zoo MR L.D. Santana, 727 CESJ - 66920

**Symplocaceae***Symplocos celastrinea* Mart.

SI Aut Ra L.D. Santana, 592 CESJ - 63105

*Symplocos cf. falcata* Brand

ST Zoo MR L.D. Santana, 63 CESJ - 66905

**Winteraceae***Drimys brasiliensis* Miers

ST Zoo Ra L.D. Santana, 460 CESJ - 66912