



GISELE CRISTINA DE OLIVEIRA MENINO

**DINÂMICA DA COMUNIDADE ARBÓREA DE
UMA FLORESTA NEBULAR NA SERRA DE
IBITIPOCA, MINAS GERAIS**

**LAVRAS - MG
2013**

GISELE CRISTINA DE OLIVEIRA MENINO

**DINÂMICA DA COMUNIDADE ARBÓREA DE UMA FLORESTA
NEBULAR NA SERRA DE IBITIPOCA, MINAS GERAIS**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, área de concentração em Ciências Florestais, para a obtenção do título de Doutor.

Orientador

Dr. Marco Aurélio Leite Fontes

Coorientador

Dr. Rubens Manoel dos Santos

**LAVRAS-MG
2013**

**Ficha Catalográfica Elaborada pela Coordenadoria de Produtos e
Serviços da Biblioteca Universitária da UFLA**

Menino, Gisele Cristina de Oliveira.

Dinâmica da comunidade arbórea de uma floresta nebulosa na
Serra de Ibitipoca, Minas Gerais / Gisele Cristina de Oliveira
Menino. – Lavras : UFLA, 2013.

64 p. : il.

Tese (doutorado) – Universidade Federal de Lavras, 2013.

Orientador: Marco Aurélio Leite Fontes.

Bibliografia.

1. Floresta Ombrófila Densa Altomontana. 2. Borda natural. 3.
Alterações estruturais de longo prazo. I. Universidade Federal de
Lavras. II. Título.

CDD – 574.52642

GISELE CRISTINA DE OLIVEIRA MENINO

**DINÂMICA DA COMUNIDADE ARBÓREA DE UMA FLORESTA
NEBULAR NA SERRA DE IBITIPOCA, MINAS GERAIS**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, área de concentração em Ciências Florestais, para a obtenção do título de Doutor.

APROVADA em 21 de agosto de 2013.

Dra. Yule Roberta Ferreira Nunes	UNIMONTES
Dr. Paulo Oswaldo Garcia	UFLA
Dr. Rubens Manoel dos Santos	UFLA
Dr. Warley Augusto Caldas Carvalho	UFLA

Dr. Marco Aurélio Leite Fontes
Orientador

LAVRAS - MG

2013

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus por ser o meu sustento em todas as etapas da minha vida.

A minha mãe Marlene, meu pai José e meus irmãos Jean e Renan por todo amor, compreensão e incentivo. Sem palavras para dizer a importância de cada conversa ao telefone, cada desabafo, cada carinho, cada ajuda. Mesmo distantes fisicamente, sempre tão próximos. Sem vocês eu não teria a força necessária para chegar até aqui.

Ao meu noivo Celso, por todo amor, companheirismo e incentivo. Obrigada por estar ao meu lado sempre, possibilitando que eu pudesse contar com você para tudo. Obrigada pela paciência incomensurável, principalmente na reta final.

A minha avó Maria, meus padrinhos, Juju, Maria e Arlete, tios e primos pelo imenso carinho. Mesmo distantes, tenho certeza que torceram pelo meu sucesso.

À Marli, Silvia, Giovana, Gra, Moara, Betânia, Jamila, Juliana, Priscyla e demais amigos pela amizade e incentivo. É muito bom saber que posso contar com vocês sempre.

À Universidade Federal de Lavras, ao Departamento de Ciências Florestais e ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Florestal, pela oportunidade de realizar o doutorado.

À Capes pela concessão da bolsa de estudos.

Ao professor Marco Aurélio Leite Fontes, pela orientação, confiança, pelos ensinamentos e por me ceder o banco de dados.

Ao professor Rubens, pela coorientação, amizade, pela oportunidade de participar dos projetos de pesquisa e das reuniões semanais para discussão de artigos.

Aos professores Paulo e Warley pela boa vontade e disposição para ajudar sempre que solicitados. Ao Paulo, especificamente pelas ajudas com a estatística, pelas correções e sugestões sempre criteriosas, que sempre enriquecem o trabalho.

Aos demais professores do programa de pós-graduação em Engenharia Florestal.

À Yule, Rubens, Paulo e Warley, membros da banca examinadora, pelas valiosas críticas e sugestões essenciais para a melhoria deste trabalho.

À Aline, Gaby, Jean, Paola, Deborah, Poly, Diego, Matheus, Fernanda, Carol, Suely, Wedley, Eduardo, Felipe, Tomaz, Ravi, Écio, Raisia, Marcela, Geovany, Aretha, etc. A todos os ex e atuais integrantes do laboratório de Conservação e Manejo da Biodiversidade pela boa convivência, pelos bons momentos de trabalho nos campos e pelos momentos de descontração ao longo desses 4 anos.

Aos funcionários do DCF, Chica, Juliano e Vanessa que sempre se mostraram dispostos a ajudar.

Às professoras Maria Olívia Mercadante Simões e Yule Roberta Ferreira Nunes, orientadoras da graduação e mestrado, respectivamente. Aprendi muito com vocês, se hoje estou aqui, vocês contribuíram com isso.

À Suely, Fernando, Francine, Amanda, Gaby, Sabrina, Maysa, pessoas que dividiram comigo o mesmo teto, pelo bom convívio e pelos bons momentos.

À Sheila, Jaque, Joelma, João, Dalmo, Rossi, Reinaldo, Daniel e demais alunos da pós pela amizade.

Enfim, a todas as pessoas que contribuíram direta ou indiretamente para a realização deste trabalho e que hoje comemoram comigo mais esta vitória.

Muito obrigada!

RESUMO

O presente estudo objetivou caracterizar as alterações estruturais quanto à abundância, biomassa e composição de espécies ao longo de 10 anos em um remanescente de floresta nebulosa, localizado na Serra de Ibitipoca, no município de Lima Duarte, MG. Para isso buscou-se responder as seguintes questões: (i) há padrões nas alterações comunitárias quanto à área basal e número de indivíduos? (ii) Esses padrões decorrem de habitats típicos (borda e interior)? Em 1995, foi realizado o primeiro levantamento fitossociológico da comunidade arbórea em 48 parcelas de 200 m² (10 × 20m), totalizando uma área amostral de 0,96 ha. Todos os indivíduos arbóreos vivos com diâmetro à altura do peito (DAP) ≥ 3 cm receberam etiquetas numeradas de alumínio e foram medidos em circunferência e altura. Nos anos de 2000 e 2005 os indivíduos sobreviventes foram remensurados, contabilizados os indivíduos mortos e incorporados os recrutados. As alterações temporais da comunidade arbórea foram avaliadas segundo análises das abundâncias de indivíduos e das áreas basais, as quais foram realizadas com a obtenção das taxas de dinâmica. O fragmento apresentou alta riqueza e diversidade de espécies, sendo maior na borda em relação ao interior. O primeiro intervalo de monitoramento apresentou altas taxas de recrutamento e ganho em área basal, já o segundo apresentou elevadas taxas de mortalidade e perda em área basal, o que provavelmente deve a presença de bambus na área. A borda apresentou menores taxas de mortalidade, recrutamento e rotatividade em relação ao interior, contradizendo os resultados encontrados para a maioria das formações. Evidenciando que é uma borda natural. Já as maiores taxas de mortalidade e recrutamento no interior podem estar relacionadas à maior exposição ao vento e a declividade nesse habitat.

Palavras-chave: Floresta Ombrófila Densa Altomontana. Alterações estruturais de longo prazo. Borda natural.

ABSTRACT

The present study aimed to characterize the structural changes in the abundance, biomass and species composition over 10 years in a cloud forest remnant, located in the Serra de Ibitipoca in the municipality of Lima Duarte, MG. For this we sought to answer the following questions: (i) There are changes in the standards community as basal area and number of individuals? (ii) These standards derive from typical habitats (edge and interior)? In 1995 was performed the first phytosociological tree community in 48 plots of 200 m² (10 × 20m), with a total sample area of 0.96. All trees alive with diameter at breast height (DBH) ≥ 3 cm received numbered labels of aluminum and were measured in circumference and height. In 2000 and 2005 the surviving individuals were remeasured, counted the dead individuals and incorporated recruits. As the temporal changes of the tree community were evaluated according to analyzes of abundances of individuals and basal areas, which were performed to obtain the dynamic rates. The fragment showed high richness and diversity of species, being higher at the edge compared to the inside. The first interval monitoring showed high recruitment rates and basal area gain, while the second showed high rates of mortality and loss of basal area, which is probably due to the presence of bamboo in the area. The edge had lower rates of mortality, recruitment and turnover in relation to the inside, contradicting the results found for most formations. Showing that it is a natural border. Already the highest rates of mortality and recruitment in the inside may be related to increased exposure to wind and slope in this habitat.

Keywords: Upper montane rain forest. Long-term structural changes. Natural edge.

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1 Parâmetros estruturais da comunidade arbórea em um estudo de longa duração realizado em uma floresta nebulosa na Serra de Ibitipoca, em Lima Duarte, Minas Gerais 29
- Tabela 2 Relação das 10 espécies arbóreas com maiores valores de importância, densidade e dominância, encontradas nos anos 1995, 2000 e 2005, amostradas em 48 parcelas 10 x 20 m em uma floresta nebulosa no Parque Estadual de Ibitipoca, no município de Lima Duarte, MG, com seus parâmetros fitossociológicos: N = número de indivíduos; DR = densidade relativa em %; DoR = dominância relativa em %; FR = frequência relativa em %; (0) = 1995; (t) = 2000; (t+5) = 2005..... 34
- Tabela 3 Parâmetros demográficos e de biomassa obtidos para a comunidade arbórea em um estudo de longa duração realizado em uma floresta nebulosa na Serra de Ibitipoca, em Lima Duarte, Minas Gerais..... 36
- Tabela 4 Atributos de abundância e área basal por classes de diâmetro (DAP) da comunidade arbórea, obtidos em um estudo de longa duração realizado em uma floresta nebulosa na Serra de Ibitipoca, em Lima Duarte, Minas Gerais..... 43
- Tabela 5 Taxas de dinâmica por classes de diâmetro em um estudo de longa duração realizado em uma floresta nebulosa na Serra de Ibitipoca, em Lima Duarte, Minas Gerais..... 45

LISTA DE GRÁFICOS

- Gráfico 1 Curva para riqueza específica obtida para a comunidade arbórea em um estudo de longa duração conduzido em uma floresta nebulosa na Serra de Ibitipoca, em Lima Duarte, Minas Gerais.....30
- Gráfico 2 Curva para índice de diversidade de *Shannon* obtida para a comunidade arbórea em um estudo de longa duração conduzido em uma floresta nebulosa na Serra de Ibitipoca, em Lima Duarte, Minas Gerais.....31
- Gráfico 3 Curva para a riqueza específica média obtida para a comunidade arbórea no interior (Int) e borda (Bor) florestais, em um estudo de longa duração conduzido em uma floresta nebulosa na Serra de Ibitipoca, em Lima Duarte, Minas Gerais.....32
- Gráfico 4 Curva para índice de diversidade de *Shannon* obtida para a comunidade arbórea no interior (Int) e borda (Bor) florestais, em um estudo de longa duração conduzido em uma floresta nebulosa na Serra de Ibitipoca, em Lima Duarte, Minas Gerais.....33
- Gráfico 5 Frequência dos indivíduos arbóreos em classes de diâmetro de fuste, obtidas em um estudo de longa duração realizado em uma floresta nebulosa na Serra de Ibitipoca, em Lima Duarte, Minas Gerais. Toda a comunidade. Onde “Esperado 2005” representa os valores esperados para a distribuição diamétrica em 200541
- Gráfico 6 Frequência dos indivíduos arbóreos em classes de diâmetro de fuste, obtidas em um estudo de longa duração realizado em uma floresta nebulosa na Serra de Ibitipoca, em Lima Duarte, Minas Gerais. Borda. Onde “Esperado 2005” representa os valores esperados para a distribuição diamétrica em 2005.41

Gráfico 7 Frequência dos indivíduos arbóreos em classes de diâmetro de fuste, obtidas em um estudo de longa duração realizado em uma floresta nebulosa na Serra de Ibitipoca, em Lima Duarte, Minas Gerais. Interior. Onde “Esperado 2005” representa os valores esperados para a distribuição diamétrica em 200542

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	12
2	REFERENCIAL TEÓRICO	14
3	MATERIAL E MÉTODOS	19
3.1	Alocação das parcelas permanentes, levantamento e monitoramento da comunidade arbórea	20
3.2	Alterações na riqueza e diversidade de espécies	22
3.3	Parâmetros para a avaliação da dinâmica da comunidade arbórea	22
3.4	Avaliação da distribuição dos indivíduos por classes diamétricas ..	26
3.5	Análises estatísticas	26
4	RESULTADOS	28
4.1	Alterações estruturais da comunidade arbórea	35
4.2	Dinâmica dos indivíduos arbóreos por classe de diâmetro	40
5	DISCUSSÃO	46
6	CONCLUSÃO	50
	REFERÊNCIAS	51

1 INTRODUÇÃO

As matas nebulares são típicas das regiões tropicais montanhosas, favorecidas por climas extremamente úmidos, mesmo que mais frios em função da altitude, embora não sejam relacionadas com uma altitude definida, que pode variar entre 1000 e 2500 m ou mais (WALTER, 1986), e ocupam uma área estimada de cerca de 500.000 km² (STADTMULLER, 1987). A distribuição geográfica das matas nebulares neotropicais mostra o caráter disjuncto ou naturalmente fragmentado dessas ocorrências, devido ao seu estabelecimento em regiões topograficamente complexas e com grande heterogeneidade ambiental e altitudinal (YOUNG; LEON, 1995).

O Parque Estadual de Ibitipoca, localizado nos municípios de Lima Duarte e Santa Rita de Ibitipoca, faz parte da Serra de Ibitipoca, que é parte integrante do complexo orográfico da Serra da Mantiqueira e nele ocorrem inúmeras porções de florestas nebulares com variado grau de isolamento e diferentes históricos de perturbação (FONTES, 1997). Os ecossistemas altomontanos (Floresta Ombrófila Densa Altomontana e Refúgios Vegetacionais Altomontanos (VELOSO; RANGEL FILHO; LIMA, 1991)), também conhecidos como florestas nebulares, caracterizam-se por apresentar temperaturas baixas, principalmente durante a noite, sendo também comum a formação de nuvens. O que caracteriza um ambiente nebuloso, com menor incidência de radiação solar e elevada umidade relativa do ar. O que conduz a uma baixa capacidade evapotranspirativa que, associada à predominância de solos pouco profundos, reflete em um ambiente ecologicamente seletivo (HIGUCHI et al., 2013).

As florestas nebulares são raras, ocupando apenas 2,5% da área total de florestas tropicais do mundo (BUBB et al., 2004). Representam um ecossistema frágil que se encontra ameaçado, sendo necessárias ações urgentes para

conservar essas florestas (BUBB et al., 2004). Dessa forma, o presente trabalho objetivou caracterizar as alterações estruturais quanto à abundância, biomassa e composição de espécies ao longo de 10 anos em um remanescente de floresta nebulosa. Especificamente, pretendeu-se detectar padrões quanto às modificações em abundância e área basal na comunidade arbórea. Para isso buscou-se responder as seguintes questões: (i) há padrões nas alterações comunitárias quanto à área basal e número de indivíduos? (ii) Esses padrões decorrem de habitats típicos (borda e interior)?

2 REFERENCIAL TEÓRICO

A Floresta Ombrófila Densa Altomontana (VELOSO; RANGEL FILHO; LIMA, 1991), também conhecida como “Mata de Neblina” (MAACK, 1968; WALTER, 1986) ou “Mata ou Floresta Nebular” (BIGARELLA, 1978; FALKENBERG; VOLTOLINI, 1995) é uma das unidades fitoecológicas que compõe a Mata Atlântica, bioma amplamente reconhecido por sua enorme diversidade e elevado endemismo de espécies, sendo considerado um dos mais ricos em biodiversidade do planeta (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA/INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS/INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS, 1990), e também um dos mais ameaçados, restando menos de 8% de sua vegetação original (CÂMARA, 2005; PINTO; BRITO 2005; TABARELLI et al., 2005).

A ocorrência das florestas nebulares está condicionada à presença de neblina em muitas horas por dia, em quase todos os dias do ano, mesmo na estação seca (HUECK, 1956), que dá origem à entrada de umidade adicional, além da chuva, por meio da captação e/ou condensação de gotículas de água por superfícies de plantas, em um processo denominado precipitação horizontal (STADTMULLER, 1987). De acordo com esse mesmo autor, as florestas de nuvens nos trópicos adicionam o equivalente a até 1,5 vezes das chuvas locais por precipitação horizontal. Outras características são os solos rasos, usualmente com afloramentos rochosos, e o clima frio (GARCIA, 2003). Um aspecto fisionômico característico nas matas nebulares é o baixo porte das espécies arbóreas (GARCIA, 2003). Essas matas apresentam também em seu interior populações densas de bromélias e orquídeas terrícolas, pteridófitas, líquens, musgos e espécies de *Chusquea*, que dão a essa formação uma fisionomia característica (JOLY; LEITÃO FILHO; SILVA, 1991).

A manutenção da integridade das florestas nebulares é fundamental, pois, entre outras funções, participa da regulação do fornecimento de água em decorrência da capacidade de interceptação da umidade das nuvens (HAMILTON; JUVIK; SCATENA, 1995), atua na estabilização dos solos das encostas íngremes (BECKER et al., 2007; BIGARELLA, 1978), além de abrigar grande número de espécies endêmicas e ameaçadas de extinção (BECKER et al., 2007; BRUIJNZEEL, 2000; BUBB et al., 2004; FALKENBERG; VOLTOLINI, 1995; HAMILTON; JUVIK; SCATENA, 1995; LEWIS, 1971; PARANÁ, 1995; SUGDEN, 1982).

De acordo com Bubb et al. (2004), as maiores ameaças mundiais às florestas nebulares são: conversão em áreas de agricultura e pastoreio, prática da caça, ocorrência de incêndios, exploração de madeira, construção de estradas, empreendimentos minerários, além da invasão por espécies alóctones. Essas florestas representam um ecossistema raro e frágil, que se encontra ameaçado por ações antrópicas e mudanças climáticas, sendo necessárias ações urgentes para sua conservação (BUBB et al., 2004). No Brasil, essas formações foram descritas inicialmente por Dusén (1955), na região Sudeste, e por Klein (1980), na região Sul. Posteriormente, outros estudos foram realizados por Bertoncello et al. (2011), Carvalho et al. (2005), Fontes (1997), França e Stehmann (2004), Meireles, Shepherd e Kinoshita (2008), Micheletti Neto (2007), Oliveira Filho et al. (2004) e Valente et al. (2011) na região Sudeste, e por Bolòs, Cervi e Hatschbach (1991), Falkenberg (2003), Falkenberge Voltolini (1995), Koehler, Galvão e Longhi (2002), Portes, Galvão e Koehler (2001), Rocha (1999), Roderjan (1994) e Scheer e Mocoichinski (2009) na região Sul.

Alguns trabalhos já evidenciaram a heterogeneidade ambiental nesses ambientes. Meireles, Shepherd e Kinoshita (2008) encontraram uma forte substituição de espécies ao longo de um gradiente de altitude que variou de 1.820 a 1.940 m, evidenciando haver diferentes condições ecológicas, além de

variações estruturais. Já Oliveira Filho et al. (2004), trabalhando com o componente arbóreo em uma floresta altomontana (altitude de 1.440 a 1.513) encontraram diferenças estruturais e na diversidade nas parcelas de borda e interior. Contudo, ainda são incipientes estudos que abordem a dinâmica, ou seja, monitoramentos em longo prazo, nessas formações.

Alguns trabalhos, realizados em outros países, abordaram a dinâmica em florestas montanas. Bellingham e Tanner (2000), estudando a dinâmica da comunidade arbórea na Jamaica em áreas com altitude superior a 1.500 m encontraram que a taxa de crescimento e o recrutamento não variaram entre a encosta e o topo da montanha. Enquanto que a mortalidade foi maior na encosta com maior declividade e mais exposta ao vento. Já Herwitz e Young (1994) comparando o topo e a encosta de uma floresta montana na Austrália obtiveram maiores valores de mortalidade, recrutamento e rotatividade no topo da montanha.

Os monitoramentos em longo prazo de comunidades biológicas correspondem aos “PELDs”, ou seja, Pesquisas Ecológicas de Longa Duração. Os estudos de longo prazo verificam as mudanças que ocorrem continuamente em comunidades bióticas, revelando aspectos importantes sobre o crescimento, o recrutamento e a mortalidade dos espécimes (FELFILI, 1995b; SWAINE; LIEBERMAN; HALL, 1990). Essas pesquisas de longa duração podem permitir ações e orientações futuras sobre o uso e manejo de uma floresta, indicar e prever os efeitos de ações naturais e antrópicas e permitir a definição de políticas públicas em iniciativas de controle em unidades de conservação e manejo em áreas particulares (MEWS et al., 2011).

Em florestas tropicais maduras e não perturbadas, o padrão esperado para dinâmica de comunidades arbóreas em longo prazo é a estabilidade por meio do balanço entre as taxas de mortalidade e recrutamento e entre taxas de perda e ganho em biomassa em pé (FELFILI, 1995b; LIEBERMAN et al.,

1985b; SWAINE; LIEBERMAN; PUTZ, 1987). Isso não implica que florestas sejam estáticas ou que não sejam capazes de mudar ao longo do tempo (SWAINE; HALL; ALEXANDER, 1987). Felfili (1995b), Kochummen (1987) e Sheil, Jennings e Savill (2000) observaram que períodos de instabilidade ou desbalanceamento entre mortalidade e recrutamento podem fazer parte dos ciclos rítmicos de algumas florestas não perturbadas, que alcançam um balanço por meio de períodos com elevada mortalidade ou perda de biomassa, alternados com períodos de elevado recrutamento ou ganho de biomassa. Nesses casos, o desbalanceamento entre mortalidade e recrutamento é atribuído ao processo natural, sendo que a mortalidade é sucedida pelo recrutamento (FELFILI, 1995a).

De acordo com o modelo silvigenético de Oldeman (1983) a fase de estabilidade corresponde ao "clímax" ou fase "madura" de uma área de floresta ou eco-unidade, onde tanto a densidade quanto à área basal flutuam moderadamente sob um regime de distúrbios de baixo impacto, ou seja, sem a formação de clareiras. Essa fase pode ser interrompida por um distúrbio moderado a grave, que abre o dossel da floresta e provoca uma redução em densidade de árvores e área basal, caracterizando a fase de degradação. Uma vez que as pressões são cessadas, um período de construção da floresta é iniciado, o qual pode se desenvolver por dois caminhos (OLDEMAN, 1983). O primeiro apresenta uma fase de construção inicial caracterizada pelos aumentos da densidade de árvores e área basal. Já no segundo, ao longo da fase de construção inicial verificam-se frequentes eventos de degradação, com a perda de biomassa persistente devido à mortalidade de árvores de maiores dimensões, enquanto árvores pequenas são recrutadas. Por fim, a fase de Construção tardia é caracterizada pela tendência oposta, ou seja, aumento da área basal e diminuição da densidade, em um processo de autodesbaste (OLDEMAN, 1983; OLIVEIRA FILHO; MELLO; SCOLFORO, 1997). Entretanto, somente estudos continuados

de dinâmica florestal poderão verificar a existência ou não dos padrões silvigenéticos sugeridos por Oldeman (1983) e demais literaturas.

3 MATERIAL E MÉTODOS

A área estudada encontra-se no Parque Estadual de Ibitipoca, localizado no município de Lima Duarte, sudeste de Minas Gerais, entre as coordenadas 21°40'–21°44'S e 43°52'–43°55'W, com área de 1.488 há e altitudes que variam de 1.050 a 1.784 m (FEIO, 1990). A área é protegida pelo estado desde 1965, sob a responsabilidade do Instituto Estadual de Florestas (IEF), e foi transformada em Parque em 1973 pela lei n° 6126 de 4 de julho do referido ano (INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTA - IEF, 1994).

A área do Parque corresponde à área da Serra de Ibitipoca, que se encontra inserida entre domínios distintos no que se refere à geomorfologia, Serra da Mantiqueira e Planalto de Andrelândia (NUMMER et al., 2012). São encontrados Neossolos, Cambissolos, solos com características latossólicas, Organossolos e, destacadamente, Espodossolos (Podzóis) (DIAS et al., 2002). O clima pode ser classificado como tropical de altitude mesotérmico, com inverno frio e seco e chuvas elevadas no verão. Com altitudes predominantemente entre 1.350 a 1.700 m. Apresenta temperaturas médias de 12 a 15 °C na época mais fria e entre 18 a 22°C na época mais quente. A precipitação média anual é de 2.200 mm (RODELA; TARIFA, 2002).

A vegetação pode ser classificada como Floresta Ombrófila Densa Alto Montana de acordo com Veloso, Rangel Filho e Lima (1991), e pode ser reconhecida como floresta nebulosa (FONTES, 1997). Do total florestal, a área conhecida como “Mata Grande”, foco do estudo, destaca-se por sua maior extensão, com 94 hectares.

3.1 Alocação das parcelas permanentes, levantamento e monitoramento da comunidade arbórea

Em 1995, foi realizado o primeiro levantamento fitossociológico da comunidade arbórea em 48 parcelas de 200 m² (10 × 20m), totalizando uma área amostral de 0,96 ha, distribuídas ao longo de uma transecção, cuja amplitude altimétrica oscila entre 1.400 e 1.505 m. As parcelas foram alocadas em seis blocos de 2×4 unidades (Figura 1) (FONTES, 1997). Todos os indivíduos arbóreos vivos com diâmetro à altura do peito (DAP, que equivale ao diâmetro a 1,30 m de altura) \geq 3cm receberam etiquetas numeradas de alumínio e foram medidos em circunferência e altura.

Nos anos de 2000 e 2005 foram realizados os inventários de monitoramento das parcelas permanentes alocadas em 1995. Esses objetivaram remensurar os DAPs dos indivíduos sobreviventes, contabilizar os indivíduos mortos e incorporar os recrutas à amostragem, os quais corresponderam aos indivíduos que alcançaram o DAP de inclusão mínimo. Os recrutas foram plaqueteados com etiquetas de alumínio numeradas, identificados e tiveram o DAP e altura registrados. Os indivíduos foram coletados para posterior identificação e os espécimes foram incorporados ao herbário ESAL (UFLA).

Desse modo, foram estabelecidos dois intervalos de tempo para a análise da dinâmica florestal. O primeiro intervalo de tempo abrangeu o período entre 1995 e 2000, com duração de cinco anos. O segundo intervalo se estendeu de 2000 a 2005, também com duração de cinco anos, totalizando 10 anos de monitoramento.

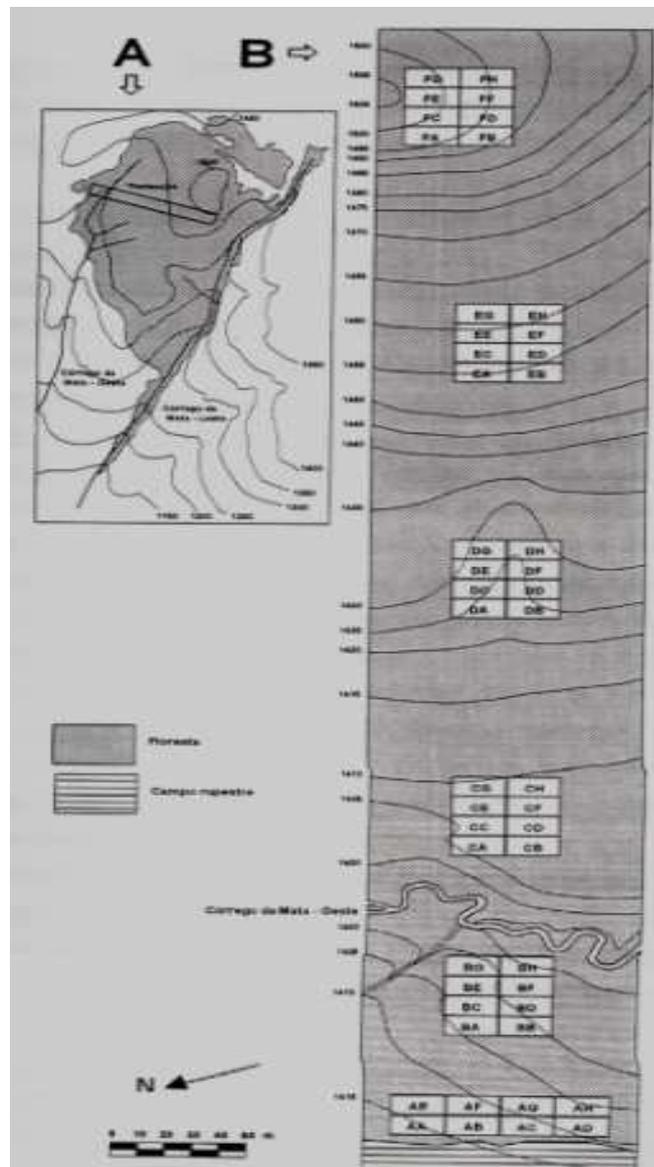


Figura 1 (A) Situação da transeção amostral no interior da Mata Grande, Parque Estadual de Ibitipoca. (B) Mapa plani-altimétrico indicando a disposição das parcelas no interior da transeção amostral
 Fonte: Fontes (1997).

3.2 Alterações na riqueza e diversidade de espécies

A riqueza e diversidade de espécies arbóreas ao longo de 10 anos de monitoramento foram analisadas com o uso do *software* EstimateS, versão 8.2 (COLWELL, 2011). Foram construídas curvas para a acumulação de espécies e para o índice de diversidade de *Shannon* em função da abundância de indivíduos (GOTELLI; COLWELL, 2001). Essas curvas foram calculadas para o interior, borda e amostra total.

Foram calculados os índices de diversidade de *Shannon* (H') e a equabilidade de *Pielou* (J') conforme Magurran (1988).

3.3 Parâmetros para a avaliação da dinâmica da comunidade arbórea

As alterações temporais da comunidade arbórea foram avaliadas segundo análises das abundâncias de indivíduos e das áreas basais, as quais foram realizadas com a obtenção das taxas de dinâmica. Com base em Sheil, Burslem e Alder (1995), Sheil, Jennings e Savill (2000) e Sheil e May (1996), foram calculadas as taxas anuais médias de mortalidade (M) e recrutamento (R) de indivíduos e taxas anuais médias de perda (P) e ganho (G) de área basal por meio das expressões exponenciais:

$$M = \left\{ 1 - \left[\frac{(N_0 - m)}{N_0} \right]^{1/t} \right\} \times 100 \quad (1)$$

$$R = \left\{ 1 - \left[1 - \left(\frac{r}{N_t} \right) \right]^{1/t} \right\} \times 100 \quad (2)$$

$$P = \left\{ 1 - \left\{ \frac{[Ab_0 - (Ab_m + Ab_d)]}{Ab_0} \right\}^{1/t} \right\} \times 100 \quad (3)$$

$$G = \left\{ 1 - \left\{ 1 - \left[\frac{(Ab_r + Ab_g)}{Ab_t} \right] \right\}^{1/t} \right\} \times 100 \quad (4)$$

Onde t é o tempo decorrido entre os inventários; N_0 e N_t são, respectivamente, as contagens inicial e final de árvores; m e r são, respectivamente, o número de árvores mortas e recrutadas; Ab_0 e Ab_t são, respectivamente, as áreas basais inicial e final das árvores; Ab_m é a área basal das árvores mortas; Ab_r é a área basal dos recrutados; e Ab_d e Ab_g são, respectivamente, o decremento (por meio de quebra ou perda parcial do tronco, além da senescência dos indivíduos) e o incremento em área basal das árvores sobreviventes.

A partir das taxas de mortalidade e recrutamento dos indivíduos e das taxas de ganho e perda em área basal foram avaliadas a velocidade e a direção das modificações estruturais das comunidades arbóreas. A primeira foi analisada conforme taxas de rotatividade em abundância (T_N) e área basal (T_{Ab}), enquanto a última correspondeu à mudança líquida, que também foi computada para ambos os parâmetros mencionados (Ch_N e Ch_{Ab}). As fórmulas de rotatividade seguem Oliveira Filho, Mello e Scolforo (1997) e Phillips e Gentry (1994), enquanto a mudança líquida foi computada segundo Korning e Balslev (1994). As expressões utilizadas para obtenção desses parâmetros de dinâmica da comunidade arbórea encontram-se abaixo.

Para abundância de indivíduos:

$$T_N = \frac{(M + R)}{2} \quad (4)$$

$$Ch_N = \left[\left(\frac{N_t}{N_0} \right)^{1/t} - 1 \right] \times 100 \quad (5)$$

Para área basal:

$$T_{Ab} = \frac{(P + G)}{2} \quad (6)$$

$$Ch_{Ab} = \left[\left(\frac{Ab_t}{Ab_0} \right)^{1/t} - 1 \right] \times 100 \quad (7)$$

De acordo com Korning e Balslev (1994) foram estimados os intervalos de tempo necessários para que a comunidade arbórea reduza pela metade (meia vida) ou duplique (duplicação) o número de indivíduos ou valor de área basal. Ainda, conforme esses autores foram calculados a estabilidade (E) e o ciclo completo de rotatividade (CR), tanto para o número de indivíduos quanto para área basal. Esses parâmetros avaliam o “equilíbrio dinâmico” da comunidade, assim como elucidam o intervalo de tempo necessário para a sua completa reestruturação quanto à abundância e biomassa. A comunidade será mais estável quando o valor obtido for próximo à zero, enquanto que quanto menor for o valor do ciclo de rotatividade mais dinâmica será a comunidade (KORNING; BALSLEV, 1994). As fórmulas utilizadas encontram-se abaixo.

Para abundância de indivíduos:

$$T_{(1/2)} = \frac{\text{Ln}(0,5)}{[\text{Ln}(1 + M)]} \quad (8)$$

$$T_{(2)} = \frac{\text{Ln}(2)}{[\text{Ln}(1 + R)]} \quad (9)$$

Para área basal:

$$T_{(1/2)} = \frac{\text{Ln}(0,5)}{[\text{Ln}(1 + P)]} \quad (10)$$

$$T_{(2)} = \frac{\text{Ln}(2)}{[\text{Ln}(1 + G)]} \quad (11)$$

Parâmetros para avaliação do equilíbrio dinâmico:

$$E = |T_{1/2} - T_2| \quad (12)$$

$$CR = \frac{(T_{1/2} + T_2)}{2} \quad (13)$$

Onde $T_{(1/2)}$ e $T_{(2)}$ correspondem aos intervalos de tempo para meia vida e duplicação, respectivamente.

Os indivíduos pertencentes à família *Arecaceae* foram removidos da amostragem para o cálculo quanto à área basal. Segundo Welden et al. (1991), como os indivíduos de *Arecaceae* não apresentam crescimento secundário, esses não apresentam correlações entre seu desenvolvimento e o crescimento secundário.

3.4 Avaliação da distribuição dos indivíduos por classes diamétricas

Foram estabelecidas classes de diâmetro com amplitude crescente para compensar o forte decréscimo da densidade nas maiores classes de tamanho, típico da distribuição em exponencial negativo conhecida como J-reverso (BOTREL et al., 2002). Os padrões das distribuições de indivíduos por classes de diâmetro foram comparados entre os três inventários, a fim de descrever o desenvolvimento florestal. A comparação ocorreu para a amostra total e para o interior e borda.

Para descrever as variações temporais ocorridas em cada classe de diâmetro foram contabilizados os seguintes eventos: abundância de indivíduos que permaneceram na classe diamétrica; número de mortos e recrutas por classe de DAP; e imigração (*ingrowth*) e emigração (*outgrowth*) na classe, que podem ser progressivos ou regressivos (LIEBERMAN et al., 1985a). O fluxo de indivíduos entre classes foi analisado conforme a abundância de egressos (mortos + emigrantes) e ingressantes (recrutas + imigrantes). Assim, as rotatividades representaram as modificações decorrentes dos eventos de mortalidade, recrutamento, emigrações e imigrações.

3.5 Análises estatísticas

O teste t de Student (ZAR, 2010) foi utilizado para comparação dos parâmetros de abundância e área basal, registrados para toda a comunidade entre os períodos de amostragem e também para comparação entre o interior e a borda da floresta. Após ser verificada a normalidade dos mesmos.

A partir do levantamento de caracterização da estrutura da comunidade arbórea realizado em 1995, foram computadas as distribuições esperadas de frequência de indivíduos por classes diamétricas. Com o uso do teste G de

aderência (ZAR, 2010), as distribuições esperadas e observadas foram comparadas estatisticamente para a amostra total e para a borda e interior.

Por meio de contagens de Poisson (ZAR, 2010) foram comparadas as abundâncias de indivíduos mortos e de recrutas para cada intervalo, além do número de mortos e também de recrutas entre cada intervalo de amostragem. Essas comparações foram feitas para a amostra total e para os habitats.

4 RESULTADOS

O levantamento de caracterização da comunidade arbórea realizado em 1995 resultou em 3.002 indivíduos. Já, em 2000 foram encontrados 3.066 indivíduos, enquanto que no ano de 2005 houve a diminuição da abundância (2.862) (Tabela 1). A densidade aumentou de 3.127,1 ind.ha⁻¹, em 1995, para 3.193,8 ind.ha⁻¹ em 2000, e diminuiu para 2.981,3 ind.ha⁻¹ em 2005. Contudo não foi significativa essa diferença (1995-2000; $t = -0,36$; $p = 0,71$ e 2000-2005; $t = 1,10$; $p = 0,27$). A área basal apresentou a mesma tendência e aumentou de 39,4 m².ha⁻¹, em 1995, para 42m².ha⁻¹ em 2000, diminuindo para 41,6 m².ha⁻¹ em 2005. Embora a área basal encontrada no último levantamento tenha sido menor que no segundo, foi maior que no primeiro levantamento. Porém, essas diferenças não foram significativas (1995-2000; $t = -0,50$; $p = 0,61$ e 2000-2005; $t = 0,12$; $p = 0,91$). Essa mesma tendência foi observada tanto na borda quanto no interior (Tabela 1).

Tabela 1 Parâmetros estruturais da comunidade arbórea em um estudo de longa duração realizado em uma floresta nebulosa na Serra de Ibitipoca, em Lima Duarte, Minas Gerais

PARÂMETROS	ANO		
	1995	2000	2005
Borda			
D (ind.ha ⁻¹)	3.453,1	3.509,4	3.346,9
S	110	110	111
H'	3,86	3,96	3,97
J'	0,82	0,84	0,84
AB (m ² .ha ⁻¹)	29,78	32,19	31,75
Interior			
D (ind.ha ⁻¹)	2.964,1	3.035,9	2.798,4
S	101	108	106
H'	3,66	3,66	3,68
J'	0,79	0,78	0,79
AB (m ² .ha ⁻¹)	45,03	46,95	46,45
Área Total			
D (ind.ha ⁻¹)	3.127,1	3.193,8	2.981,3
S	143	149	150
H'	4,09	4,10	4,11
J'	0,82	0,82	0,82
AB (m ² .ha ⁻¹)	39,95	42,03	41,55

Ao analisar o número de indivíduos e área basal apresentados no primeiro (1995) e último levantamento (2005), observa-se que decorridos 10 anos houve a diminuição no número de indivíduos e aumento na área basal, embora não tenha sido significativa a diferença (AB: $t = -0,3733$; $p = 0,7098$; Ni: $t = 0,7741$; $p = 0,4408$).

Quanto à estrutura da comunidade arbórea entre os habitats, não houve diferença significativa para a abundância entre a borda e interior. Já a área basal na borda foi inferior àquela apresentada pelo interior em 1995 ($t = -3,25$; $p = 0,0022$), 2000 ($t = -3,29$; $p = 0,0019$) e 2005 ($t = -3,06$; $p = 0,0038$).

Após 10 anos de monitoramento da comunidade arbórea observaram-se aumentos tanto da riqueza quanto da diversidade de espécies, porém não foram significativos (Gráfico 1). O levantamento de caracterização da comunidade arbórea realizado em 1995 resultou em 143 espécies, sendo verificadas 149 espécies em 2000 e 150 em 2005 (Tabela 1). O índice de diversidade de *Shannon* variou entre 4,09 nats.indivíduo⁻¹, em 1995, a 4,11 nats.indivíduo⁻¹, em 2005, enquanto em 2000, foi registrado o valor de 4,10 nats.indivíduo⁻¹ (Gráfico 2). Independentemente das oscilações nos valores absolutos de riqueza e diversidade de espécies arbóreas, a equabilidade de *Pielou* manteve-se constante, equivalendo a 0,82. No total, entre 1995 a 2005 foram diagnosticadas 153 espécies arbóreas. Dessas, 141 foram encontradas nos três períodos.

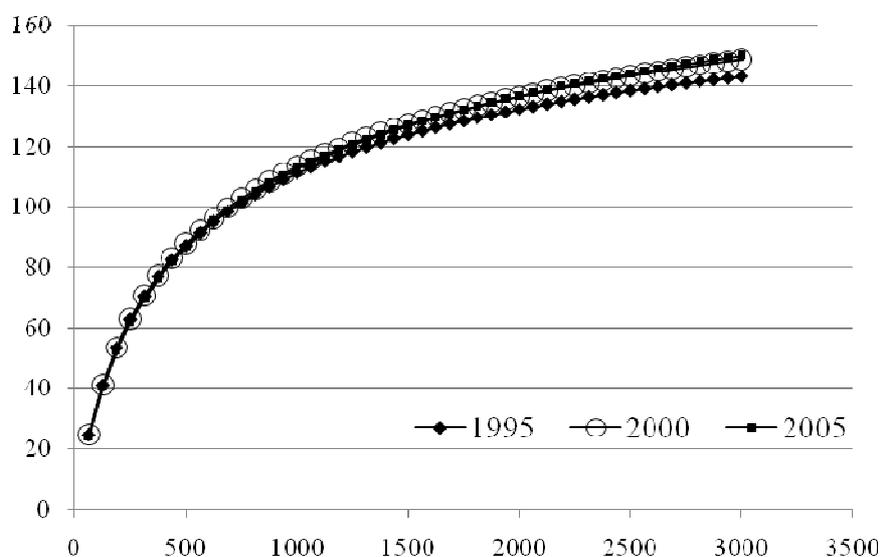


Gráfico 1 Curva para riqueza específica obtida para a comunidade arbórea em um estudo de longa duração conduzido em uma floresta nebulosa na Serra de Ibitipoca, em Lima Duarte, Minas Gerais

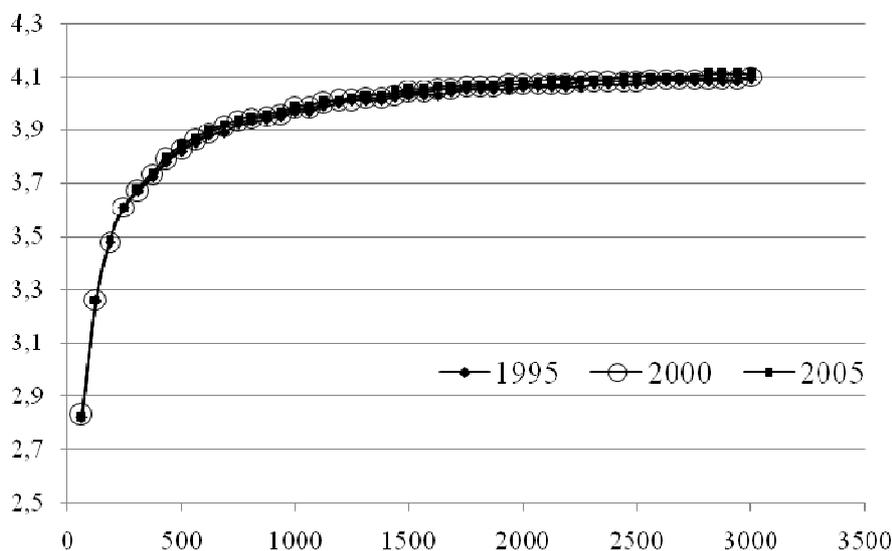


Gráfico 2 Curva para índice de diversidade de *Shannon* obtida para a comunidade arbórea em um estudo de longa duração conduzido em uma floresta nebulosa na Serra de Ibitipoca, em Lima Duarte, Minas Gerais

Assim, como verificado para a amostra total, as comunidades arbóreas inventariadas no interior e na borda evidenciaram um aumento dos valores absolutos de riqueza e diversidade de espécies (Gráficos 3 e 4) que, no geral, não repercutiram em diferenças relevantes entre os intervalos de amostragem. Exceto a borda que apresentou um aumento significativo da diversidade de espécies (Gráfico 4). Ao comparar interior e borda percebe-se que as curvas de acúmulo de espécies no interior apresentaram menores inclinações quando comparadas àquelas da borda, sugerindo que as últimas potencialmente possuem maiores riquezas (Gráfico 3). O mesmo ocorreu com os valores dos índices de diversidade de *Shannon*, em que os valores obtidos para a borda foram superiores àqueles registrados para o interior (Gráfico 4).

As espécies *Actinostemon klotzschii* (Didrichs) Pax e *Allophylusedulis* (A.St.-Hil.) Radlk. foram acrescentadas à listagem florística referente ao habitat de

bordas a partir do ano 2000. *Capsicodendron dinisii* (Schwacke) Occhioni, *Cryptocarya micrantha* Meisner e *Picramnia parvifolia* Engler foram acrescentadas à composição de espécies reconhecida no interior. Já *Miconia brunnea* Mart só foi amostrada no ano 2000, no interior, e esse indivíduo foi diagnosticado como morto em 2005. Após o segundo intervalo de monitoramento, *Maytenus glazioviana* Loes. e *Solanum latiflorum* Bohs foram excluídas da amostragem devido à morte de seus indivíduos, sendo a primeira amostrada na borda e a segunda no interior. Enquanto *Byrsonima myrcifolia* Griseb. *Eugenia ligustrina* (Swartz) e *Siphoneugena reitzii* Legrand ingressaram na amostragem da borda e *Cordia sellowiana* Cham. na amostragem do interior. Após 10 anos de monitoramento, houve a exclusão de três espécies arbóreas das parcelas permanentes e nove espécies foram acrescentadas.

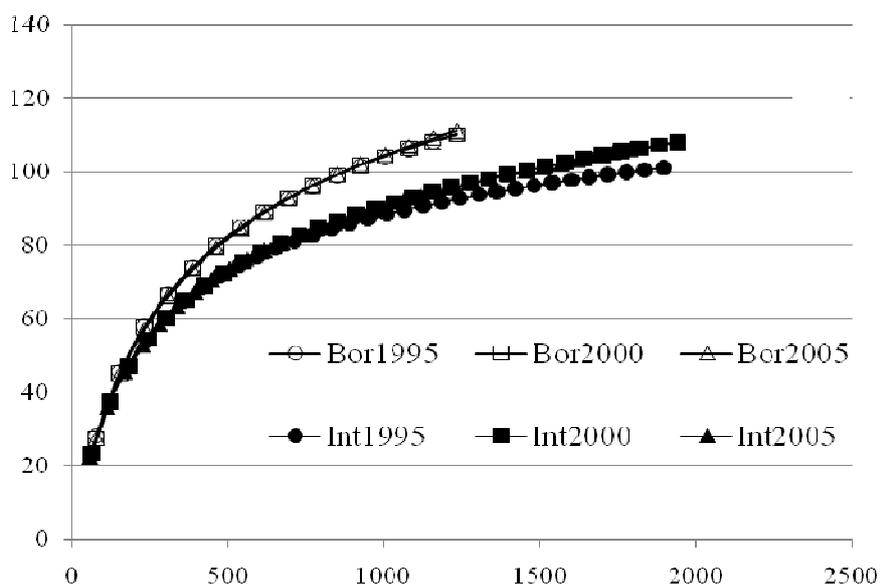


Gráfico 3 Curva para a riqueza específica média obtida para a comunidade arbórea no interior (Int) e borda (Bor) florestais, em um estudo de longa duração conduzido em uma floresta nebulosa na Serra de Ibitipoca, em Lima Duarte, Minas Gerais

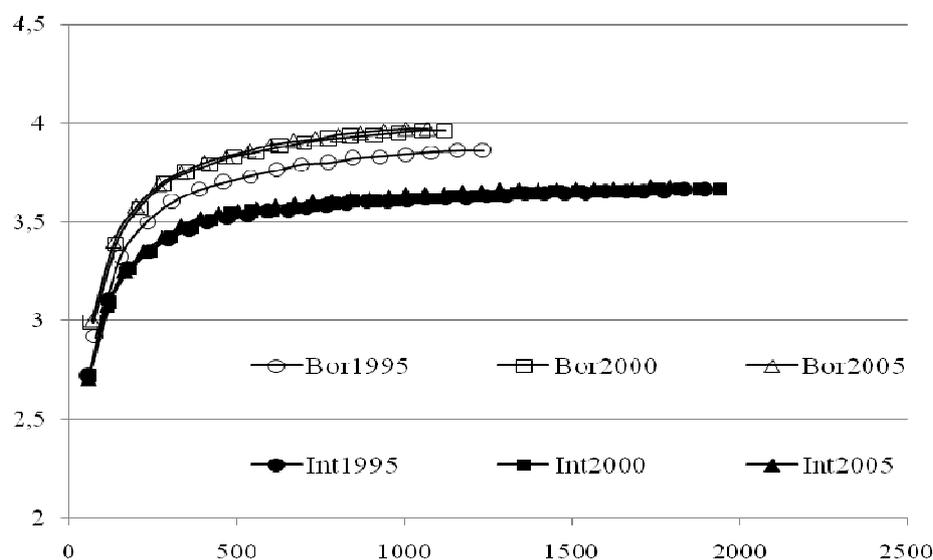


Gráfico 4 Curva para índice de diversidade de *Shannon* obtida para a comunidade arbórea no interior (Int) e borda (Bor) florestais, em um estudo de longa duração conduzido em uma floresta nebular na Serra de Ibitipoca, em Lima Duarte, Minas Gerais

As cinco espécies com maior densidade, dominância e valor de importância (VI) foram as mesmas nos três levantamentos, alterando algumas vezes as posições (Tabela 2). A exceção foi *Tapirira obtusa* (Benth.) Mitchell que se tornou uma das mais dominantes em 2005, em substituição a *Aspidosperma spruceanum* Benth. As espécies com maior densidade foram: *Psychotria suterella* Müll. Arg., *Psychotria vellosiana* Benth., *Guapira opposita* (Vell.) Reitz, *Geonoma schottiana* Mart. e *Rudgea jasminoides* (Cham.) Müll. Arg. As espécies com maior dominância foram: *Aspidosperma australe* Müll. Arg., *Sloanea guianensis* (Aublet) Benth., *Alchornea triplinervia* (Sprengel) Müll. Arg., *Aspidosperma spruceanum* e *Psychotria vellosiana*. Já as espécies com maiores valores de importância foram: *Psychotria suterella*, *Aspidosperma australe*, *Psychotria vellosiana*, *Alchornea triplinervia* e *Guapira opposita*.

Tabela 2 Relação das 10 espécies arbóreas com maiores valores de importância, densidade e dominância, encontradas nos anos 1995, 2000 e 2005, amostradas em 48 parcelas 10 x 20 m em uma floresta nebulosa no Parque Estadual de Ibitipoca, no município de Lima Duarte, MG, com seus parâmetros fitossociológicos: N = número de indivíduos; DR = densidade relativa em %; DoR = dominância relativa em %; FR = frequência relativa em %; (0) = 1995; (t) = 2000; (t+5) = 2005

Espécie	N (0)	N (t)	N (t+5)	DR (0)	DR (t)	DR (t+5)	DoR (0)	DoR (t)	DoR (t+5)	FR (0)	FR (t)	FR (t+5)	VI (0)	VI (t)	VI (t+5)
<i>Alchornea triplinervia</i>	63	61	63	2.10	1.99	2.20	7.20	6.87	7.30	2.38	2.44	2.51	11.67	11.30	12.01
<i>Aspidosperma australe</i>	44	47	49	1.47	1.53	1.71	10.23	10.10	10.29	1.87	1.93	2.16	13.57	13.57	14.16
<i>Aspidosperma spruceanum</i>	35	35	36	1.17	1.14	1.26	3.27	3.30	2.77	1.19	1.18	1.21	5.62	5.62	5.24
<i>Geonoma schottiana</i>	127	119	109	4.23	3.88	3.81	0.44	0.43	0.38	3.06	2.94	3.03	7.73	7.25	7.21
<i>Guapira opposita</i>	153	167	172	5.10	5.45	6.01	1.87	2.33	2.77	3.31	3.36	3.37	10.28	11.14	12.15
<i>Psychotria suterella</i>	353	350	295	11.76	11.42	10.31	1.96	2.12	2.00	2.21	2.18	2.16	15.92	15.72	14.47
<i>Psychotria vellosiana</i>	183	180	158	6.10	5.87	5.52	2.91	2.89	3.15	3.40	3.45	3.54	12.40	12.21	12.21
<i>Rudgea jasminoides</i>	105	111	113	3.50	3.62	3.95	1.01	1.09	1.11	2.29	2.27	2.33	6.80	6.97	7.39
<i>Sloanea guianensis</i>	16	15	17	0.53	0.49	0.59	7.37	7.22	7.15	0.85	0.76	0.86	8.75	8.47	8.61
<i>Tapirira obtusa</i>	6	5	5	0.20	0.16	0.17	2.65	2.72	2.86	0.42	0.34	0.35	3.28	3.22	3.38

4.1 Alterações estruturais da comunidade arbórea

As taxas anuais de mortalidade, recrutamento e rotatividade em abundância, para o primeiro intervalo de monitoramento foram 2,00%, 2,42% e 2,21%, respectivamente. Já no segundo intervalo de monitoramento houve a inversão, a mortalidade se tornou maior que o recrutamento. As taxas foram 2,68%, 1,33% e 2,01%, respectivamente para mortalidade, recrutamento e rotatividade em abundância (Tabela 3).

Para a amostra total, houve diferença significativa entre o número de recrutas e de indivíduos mortos para os dois intervalos, sendo a abundância de recrutas superior à de mortos após o primeiro intervalo ($Z= 3,88$; $p< 0,001$) (Tabela 3) e a abundância de mortos superior à de recrutas após o segundo intervalo ($Z=7,28$; $p<0,001$). Ainda, o número de recrutas, em 2005, foi significativamente menor que aquele verificado em 2000 ($Z= 8,64$; $p< 0,001$) (Tabela 3). Já o número de mortos foi significativamente maior em 2005 ($Z=2,53$; $p=0,01$) (Tabela 3).

Tabela 3 Parâmetros demográficos e de biomassa obtidos para a comunidade arbórea em um estudo de longa duração realizado em uma floresta nebular na Serra de Ibitipoca, em Lima Duarte, Minas Gerais

Número de indivíduos	Total		Borda		Interior	
	1995-2000	2000-2005	1995-2000	2000-2005	1995-2000	2000-2005
Inicial	3002	3066	1105	1123	1897	1943
Final	3066	2862	1123	1071	1943	1791
Sobreviventes	2713	2676	1013	1006	1700	1670
Mortos	289	390	92	117	197	273
Recrutas	353	186	110	65	243	121
Taxa de mortalidade (% ano ⁻¹)	2,00	2,68	1,72	2,18	2,17	2,98
Taxa de recrutamento (% ano ⁻¹)	2,42	1,33	2,0	1,24	2,6	1,39
Taxa de rotatividade (% ano ⁻¹)	2,21	2,01	1,9	1,71	2,4	2,19
Taxa de mudança (% ano ⁻¹)	0,42	-1,37	0,3	-0,94	0,5	-1,62
Meia vida (anos)	34,93	26,17	40,56	32,19	32,30	23,58
Duplicação (anos)	29,03	52,27	34,31	56,05	26,63	50,24
Rotatividade (anos)	31,98	39,22	37,44	44,12	29,47	36,91
Estabilidade (anos)	5,90	26,10	6,25	23,85	5,67	26,66
Área basal						
Inicial	37,96	39,86	9,50	10,27	28,46	29,59
Final	39,86	39,28	10,27	10,12	29,59	29,15
Morta (m ²)	2,09	3,07	0,42	0,87	1,68	2,2
Sobrevivente (m ²)	39,48	39,07	10,16	10,04	29,33	29,03
Decremento dos sobrev. (m ²)	0,30	0,85	0,06	0,14	0,24	0,70
Recruta (m ²)	0,37	0,21	0,11	0,08	0,27	0,12
Incremento dos sobrev. (m ²)	3,91	3,13	1,13	0,79	2,78	2,34
Taxas de perda	1,29	2,05	1,02	2,06	1,39	2,04

Tabela 3 Conclusão

Área basal	Total		Borda		Interior	
	1995-2000	2000-2005	1995-2000	2000-2005	1995-2000	2000-2005
Taxa de ganho	2,25	1,76	2,54	1,79	2,15	1,75
Taxa de rotatividade	1,77	1,90	1,78	1,93	1,77	1,90
Taxa de mudança	1	-0,29	1,6	-0,28	0,8	-0,30
Meia-vida (anos)	53,98	34,17	68,52	33,91	50,39	34,26
Duplicação (anos)	31,14	39,75	27,65	39,15	32,56	39,96
Rotatividade (anos)	42,56	36,96	48,08	36,53	41,47	37,11
Estabilidade (anos)	22,84	5,57	40,88	5,23	17,83	5,69

Altas taxas de mortalidade e recrutamento no primeiro intervalo (1995-2000), nesse caso, principalmente o último, proporcionaram uma rotatividade de 2,21 e mudança líquida positiva. O que resultou em um tempo de duplicação em anos inferior ao de meia vida (Tabela 3). Contudo, as diferenças entre meia vida e duplicação não foram tão discrepantes, levando a uma maior estabilidade das taxas de mortalidade e recrutamento. Já no segundo intervalo, com o aumento da mortalidade e queda no recrutamento, houve uma mudança líquida negativa (-1,37%) e aumento no tempo de duplicação (52,27 anos). Os valores mais discrepantes entre mortalidade e recrutamento levaram a uma maior diferenciação nos tempos de meia vida e duplicação e, conseqüentemente, diminuiu a estabilidade (26,10 anos) (Tabela 3).

O comportamento apresentado pela área basal no primeiro intervalo foi semelhante ao apresentado pelo número de indivíduos. A taxa de ganho em área basal (2,25%) sobressaiu à taxa de perda (1,29%), levando a uma taxa de rotatividade de 1,77% e a uma mudança líquida positiva (1,0%), com o intervalo de tempo para duplicação (31,14 anos) inferior ao de meia vida (53,98 anos). Já no segundo intervalo, houve o aumento na taxa de perda (2,05%) e a diminuição na taxa de ganho em área basal (1,76%), levando a uma rotatividade de 1,9% e a uma mudança líquida negativa (-0,29%). Contudo, as diferenças entre as taxas de perda e ganho foram minimizadas, diminuindo as diferenças entre o tempo de meia vida e de duplicação em área basal, levando a uma maior estabilidade nas taxas de perda e ganho em área basal (5,57 anos) (Tabela 3).

A borda e interior florestais apresentaram comportamentos semelhantes ao apresentado pela amostra total: recrutamento prevalecendo no primeiro intervalo de amostragem e mortalidade prevalecendo no segundo intervalo (Tabela 3). A mortalidade e o recrutamento apresentaram taxas mais elevadas no interior, o que ocasionou a maior rotatividade em abundância. Em ambos os habitats foram observadas as reduções da rotatividade do número de indivíduos,

após o segundo intervalo de monitoramento, promovidas principalmente pelas diminuições das taxas de recrutamento (Tabela 3).

O número de recrutas e de mortos não diferiu após o período 1995-2000 para ambos os habitats. Já após o período 2000-2005 houve diferenças, sendo maior o número de mortos em ambos os habitats (borda, $Z=3,89$; $p<0,001$ e interior, $Z=7,80$; $p<0,001$). No interior, tanto o número de mortos quanto de recrutas diferiu entre os períodos de amostragem, sendo o número de mortos maior no segundo período de amostragem ($Z=3,51$; $p=0,004$) e o número de recrutas maior no primeiro período de amostragem ($Z=6,48$; $p<0,0001$). Já, na borda, não houve diferenças significativas para o número de mortos entre os períodos de amostragem e o número de recrutas foi maior no primeiro período de amostragem ($Z=3,42$; $p<0,001$) (Tabela 2). Em ambos os habitats, houve o predomínio do recrutamento após o intervalo 1995-2000, o que ocasionou mudanças líquidas positivas, sendo o tempo de meia vida, em abundância, maior que o tempo de duplicação. Já após o intervalo 2000-2005 houve predomínio da mortalidade, tanto na borda quanto no interior, o que resultou em mudança líquida negativa, e o tempo de duplicação passou a ser maior que o tempo de meia vida.

Assim, como verificado para a amostra total, a borda e o interior apresentaram taxas de ganho em área basal superiores às taxas de perda no primeiro intervalo. Já no segundo intervalo, as taxas de perda foram superiores às taxas de ganho. As taxas de rotatividade em área basal foram bastante similares entre os habitats, havendo um aumento na mesma, em ambos os habitats, no segundo intervalo (Tabela 3). Tanto na borda como no interior, o intervalo de tempo para a duplicação da área basal foi mais curto que o estimado para a meia vida no primeiro intervalo. Já no segundo intervalo, o tempo de duplicação foi superior ao de meia vida (Tabela 3). Essa redução no tempo de meia vida fez com que as comunidades arbóreas presentes, tanto na borda

quanto no interior, apresentassem maior estabilidade nas taxas de perda e ganho em área basal no segundo intervalo, sendo o período de estabilidade em anos de 5,23 e 5,69 para a borda e interior, respectivamente.

4.2 Dinâmica dos indivíduos arbóreos por classe de diâmetro

Em todos os três levantamentos da comunidade arbórea, houve a concentração de indivíduos nas menores classes de tamanho, com reduções das abundâncias em direção às classes de maior diâmetro (Gráficos 5, 6 e 7). Em 2000, a distribuição de frequência dos indivíduos por classes diamétricas não diferiu da esperada ($G = 7,62$; $p = 0,18$). Porém, houve significativas diferenças em 2005 ($G = 38,77$; $p < 0,0001$), onde se verificou uma abundância de árvores inferior à esperada na primeira classe e uma abundância maior que a esperada nas demais classes (Gráfico 5).

Nas parcelas de borda e interior também ocorreram concentrações de indivíduos nas menores classes de diâmetro, havendo as reduções dessas abundâncias em direção às classes posteriores (Gráficos 6 e 7). Essas apresentaram um comportamento semelhante com toda a comunidade, onde a frequência observada não diferiu da esperada em ambos os habitats em 2000 (borda: $G = 3,01$; $p = 0,56$; interior: $G = 6,44$; $p = 0,27$) e foi significativamente diferente em 2005 (borda: $G = 15,78$; $p = 0,003$; interior: $G = 31,5$; $p < 0,001$).

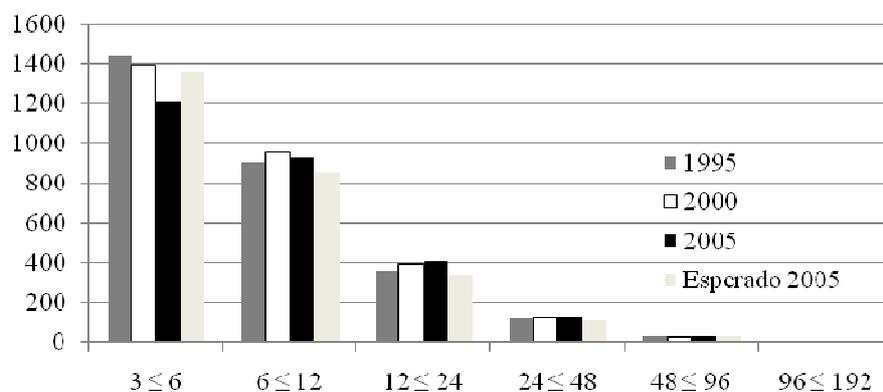


Gráfico 5 Frequência dos indivíduos arbóreos em classes de diâmetro de fuste, obtidas em um estudo de longa duração realizado em uma floresta nebulosa na Serra de Ibitipoca, em Lima Duarte, Minas Gerais. Toda a comunidade. Onde “Esperado 2005” representa os valores esperados para a distribuição diamétrica em 2005

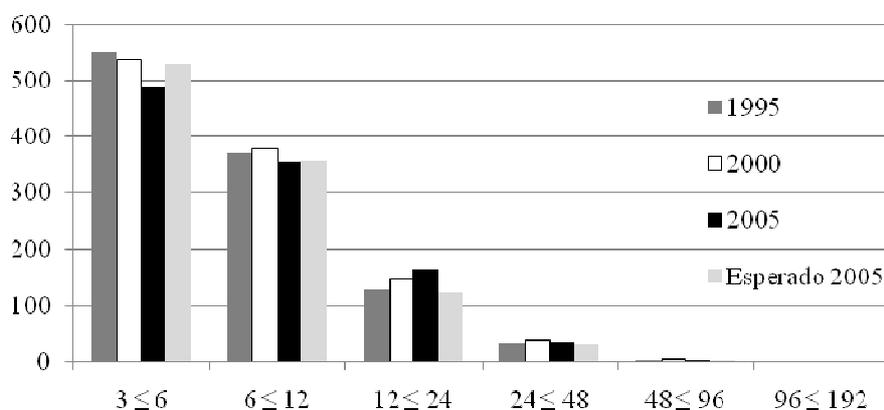


Gráfico 6 Frequência dos indivíduos arbóreos em classes de diâmetro de fuste, obtidas em um estudo de longa duração realizado em uma floresta nebulosa na Serra de Ibitipoca, em Lima Duarte, Minas Gerais. Borda. Onde “Esperado 2005” representa os valores esperados para a distribuição diamétrica em 2005

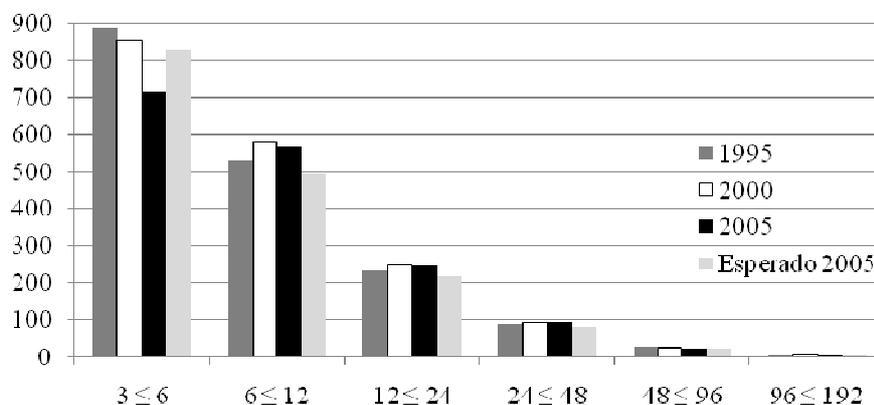


Gráfico 7 Frequência dos indivíduos arbóreos em classes de diâmetro de fuste, obtidas em um estudo de longa duração realizado em uma floresta nebulosa na Serra de Ibitipoca, em Lima Duarte, Minas Gerais. Interior. Onde “Esperado 2005” representa os valores esperados para a distribuição diamétrica em 2005

As principais transformações da comunidade ocorreram nas classes de menor diâmetro, com destaque para as duas primeiras classes de tamanho (Tabela 4).

Os recrutas tiveram predominantemente até 6 cm de diâmetro (98,78% após o primeiro intervalo e 97,48% após o segundo), enquanto que a mortalidade ocorreu com maior intensidade nas plantas com até 12 cm de diâmetro (60,6% e 27,4% na primeira e segunda classe respectivamente, após o primeiro intervalo e 63% e 25% após o segundo intervalo), havendo a drástica redução de mortos em direção às maiores classes de tamanho. O fluxo de indivíduos entre classes de diâmetro também foi mais intenso nas duas primeiras classes (Tabela 5).

O predomínio de recrutas na primeira classe e de mortos para as duas primeiras classes também se repetiu para a borda e interior, sendo 100% e 98,16% de recrutas na borda e interior, respectivamente, e 56,04% e 36,26% de mortos nas duas primeiras classes na borda e já no interior essas porcentagens foram 62,84% e 22,95%.

Tabela 4 Conclusão

	DAP (cm)	N				AB			
		im	Em	m	r	dec	in	m	r
Interior	Dinâmica 1995-2000								
	3≤6	11	144	115	214	0,015	0,40	0,17	0,23
	6≤12	146	56	42	3	0,027	0,58	0,23	0,02
	12≤24	47	15	18	1	0,014	0,67	0,33	0,01
	24≤48	14	5	6		0,116	0,60	0,39	
	48≤96	3	1	2		0,066	0,31	0,55	
	96≤192						0,23		
	Dinâmica 2000-2005								
	3≤6	27	99	161	95	0,028	0,26	0,23	0,11
	6≤12	103	60	58	3	0,088	0,52	0,29	0,01
	12≤24	37	18	22		0,089	0,65	0,49	
	24≤48	13	3	8		0,023	0,60	0,56	
	48≤96	3	3	2		0,313	0,26	0,62	
	96≤192					0,163	0,04		

Onde: N = abundância; Ab = área basal; im = imigrantes; em = emigrantes; m = mortos; r = recrutas; dec e inc = decréscimo e incremento em biomassa, respectivamente.

5 DISCUSSÃO

A comunidade arbórea da Mata Grande se destacou por manter uma alta riqueza de espécies e principalmente, alta diversidade ao longo do tempo. A diversidade encontrada (4,09, 4,1 e 4,11) foi superior a diversidade encontrada por França e Stehmann (2004), Meireles, Shepherd e Kinoshita (2008) e Oliveira Filho et al. (2004) para outras florestas ombrófilas densas altimontanas. Contudo, esses trabalhos utilizaram critérios de inclusão diferentes. De acordo com Martins e Santos (1999) é difícil fazer comparações diretas de diversidade quando se utiliza critérios de inclusão diferentes. Estudos em florestas tropicais indicam que em áreas não atingidas por distúrbios severos e livres de interferência antrópica ocorrem poucas mudanças na diversidade (SWAINE; LIEBERMAN; PUTZ, 1987).

A riqueza e diversidade de espécies na borda foram superiores aquelas encontradas no interior. Desde 1965 não há registro de fogo na área (M A L FONTES, comunicação pessoal) evidenciando a funcionalidade dessa borda natural. Sugere-se que a ausência do fogo foi o agente transformador que proporcionou a manutenção da riqueza de espécies bem como o aumento da equabilidade. Já foi demonstrado por Pausas e Verdú (2005) e por Verdú e Pausas (2007) que o fogo atua como um importante filtro ambiental, selecionando as espécies que podem ocorrer na comunidade, além de favorecer a dominância e expansão de algumas espécies herbáceas e subarborescentes (GOTTSBERGER; SILBERBAUER-GOTTSBERGER, 2006). Além disso, essa borda é uma comunidade ecotonal, pois de acordo com Wu (2000) ecótono é uma área transicional conectando diferentes paisagens. E a diversidade em comunidades ecotonais é maior devido à mistura de biotas associada com cada habitat, dando origem a uma área de sobreposição com maior conjunto de espécies (RIES et al., 2004).

Já o aumento significativo da diversidade na borda após o período 1995-2000 não pode ser atribuído a um aumento no número de espécies, pois esse parâmetro não foi alterado nesse período, podendo atribuí-lo ao aumento da equabilidade, ou seja, os indivíduos se tornaram mais bem distribuídos entre as espécies, diminuiu a dominância de algumas espécies.

Ao analisar as modificações de longo prazo, por meio das taxas de dinâmica, para os dois períodos separadamente percebe-se que não está havendo um equilíbrio nas taxas de mortalidade e recrutamento, perda e ganho em área basal. Houve um pico de recrutamento em um período e um pico de mortalidade no outro. Provavelmente, a presença de bambus, um distúrbio natural, está provocando tal comportamento. De acordo com Fontes (1997), em 1995 foi observada a presença de manchas de bambus do gênero *Merostachys*, ocupando clareiras de diferentes dimensões. Já foi demonstrado que populações de bambu interferem na estrutura da floresta, locais com bambu apresentam menor densidade e área basal de árvores adultas (BUDKE et al., 2010; GUILHERME et al., 2004).

Merostachys é um gênero monocárpico sincrônico que floresce, frutifica e morre em intervalos de aproximadamente 32 anos (OLIVEIRA FILHO et al., 1994; SENDULSKY, 1995). Após a formação dos frutos e dispersão das sementes, toda a população morre e se decompõe rapidamente, deixando grandes aberturas no interior da floresta (OLIVEIRA FILHO et al., 1994). Como a morte do bambu, na área de estudo, ocorreu em 2004 (M A L FONTES, comunicação pessoal), pode-se inferir que o terceiro inventário (2005) tenha sido feito no período final de um ciclo de maior interferência do bambu na comunidade arbórea. Com o crescimento e desenvolvimento do bambu, estes começam a competir com as espécies arbóreas presentes (MONTTI; CAMPANELLO; GOLDSTEIN, 2011), pois interceptam a luz, gerando sombra no chão da floresta (MAROD et al., 1999), afetando as árvores do subdossel e não as

árvores mais altas, pois as copas dessas últimas emergem acima dos bambus (GUILHERME et al., 2004). O que pode justificar o aumento da mortalidade após o segundo intervalo da amostragem, principalmente de indivíduos menores (da primeira classe diamétrica), havendo uma redução da área basal e principalmente do número de indivíduos. Em contrapartida, Young (1991), trabalhando com bambus em florestas montanas do Peru, observou que o bambu não afetava a mortalidade, composição, ou regeneração de espécies arbóreas, mas é um fator importante para a dinâmica florestal por causa da liberação periódica de espaço e nutrientes.

Estudos sobre os efeitos da fragmentação em comunidades de árvores na Amazônia (LAURANCE et al., 1998; MALCON, 1994; MESQUITA; DELAMÔNICA; LAURANCE, 1999) indicam que fragmentos florestais são influenciados por efeitos de borda, podendo causar aceleração da dinâmica com aumento no recrutamento e mortalidade, mudança na estrutura com o aumento da densidade e diminuição da biomassa e alteração da composição florística. Vários estudos em outras formações florestais situadas em altitudes menores já demonstraram que a dinâmica das comunidades arbóreas de borda se distingue das de interior, normalmente com taxas de rotatividade mais altas (FELFILI 1995a, 1995b; GUIMARÃES et al., 2008; OLIVEIRA FILHO; MELLO, SCOLFORO, 1997; VAN DEN BERG; SANTOS, 2002; VIANA; TABANEZ; BATISTA, 1997). Contrapondo os resultados encontrados para as modificações em número de indivíduos para a comunidade arbórea da borda, que apresentou menores taxas de mortalidade, recrutamento e rotatividade em número de indivíduos que o interior. Demonstrando que é uma borda natural, que apresenta comportamento contrário as bordas antrópicas oriundas da fragmentação. Cayuela et al. (2009) demonstraram que a estrutura de comunidades arbóreas em florestas montanas é mais influenciada pela abertura do dossel que pelo efeito borda.

A comunidade arbórea localizada no interior apresentou maiores taxas de mortalidade, recrutamento e consequentemente de rotatividade que a comunidade arbórea localizada na borda. Esse comportamento provavelmente deve-se ao fato do interior das florestas nebulares não se comportarem como o interior de outras formações florestais. O ambiente no interior da maioria das formações florestais apresenta uma temperatura mais amena, menor exposição solar e ao vento (MURCIA, 1995). Já o interior do presente fragmento caracteriza-se por apresentar um dossel rico em clareiras e de altura bastante irregular, em torno de 17m, com algumas árvores atingindo 25 m (FONTES, 1997), além de uma declividade acentuada. Com a elevação da altitude há o decréscimo da pressão atmosférica e da temperatura e o aumento da velocidade do vento, da radiação solar e da umidade relativa do ar (JONES, 1992). Assim, o estresse do vento aumenta a taxa de rotatividade (BROKAW, 1985; LAWTON, 1982), além da taxa de mortalidade, pois Bellingham e Tanner (2000) comparando a mortalidade entre duas encostas de florestas de altitude encontraram valores mais elevados na encosta mais exposta ao vento e também encontraram uma relação positiva entre mortalidade e aumento da declividade.

6 CONCLUSÃO

Conclui-se, portanto que a comunidade arbórea da Mata Grande, um fragmento de floresta nebulosa sem indícios de perturbações, apresentou variações nas taxas de dinâmica ao longo tempo, com predomínio do recrutamento e ganho em área basal no primeiro intervalo, e da mortalidade e perda em área basal no segundo intervalo, sendo que as taxas apresentadas pela comunidade do interior foram superiores as taxas apresentadas pela borda natural.

REFERÊNCIAS

BECKER, A. et al. Ecological and land use studies along elevational gradients. **Mountain Research and Development**, Washington, v. 27, n. 1, p. 58-65, 2007.

BELLINGHAM, P. J.; TANNER, E. V. J. The influence of topography on tree growth, mortality, and recruitment in a tropical montane forest. **Biotropica**, Lawrence, v. 32, n. 3, p. 378-384, 2000.

BERTONCELLO, R. et al. A phytogeographic analysis of cloud forests and other forest subtypes amidst the Atlantic forest in south and southeast Brazil. **Biodiversity and Conservation**, Dordrecht, v. 20, p. 3413-3433, 2011.

BIGARELLA, J. J. (Coord.). **A Serra do mar e a porção oriental do estado do Paraná**: contribuição à geografia, geologia e ecologia regional. Curitiba: Paraná, 1978. 248 p.

BÔLOS, O.; CERVI, A. C.; HATSCHBACH, G. Estudios sobre la vegetación del Paraná (Brasil Meridional). **Collectanea Botanica**, Barcelona, v. 20, p. 79-182, 1991.

BOTREL, R. T. et al. Influência do solo e topografia sobre as variações da composição florística e estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva de uma floresta estacional semidecidual em Ingaí, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 25, n. 2, p. 195-213, 2002.

BROKAW, N. V. L. Treefall, regrowth, and community structure in tropical forests. In: PICKETT, T. A.; WHITE, P. S. (Ed.). **The ecology of natural disturbance and patch dynamics**. New York: Academic, 1985. p. 53-69.

BRUIJNZEEL, L. A. Hydrology of tropical montane cloud forests: a reassessment. In: INTERNATIONAL COLLOQUIUM ON HIDROLOGY, 2., 2000, Paris. **Proceedings...** Paris: UNESCO, 2000. p. 353-383.

BUBB, P. et al. **Cloud forest agenda**. Cambridge: UNEP WCMC, 2004. Disponível em: <http://unepwcmc.org/resources/publications/UNEP_WCMC_bio_series/20.htm>. Acesso em: 29 jul. 2013.

BUDKE, J. C. et al. Bamboo dieback and tree regeneration responses in a subtropical forest of South America. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 260, p. 1345–1349, 2010.

CÂMARA, I. G. Breve história da conservação da Mata Atlântica. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. (Ed.). **Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas**. Belo Horizonte: Fundação SOS Mata Atlântica, 2005. p. 31-42.

CARVALHO, D. A. et al. Variações florísticas e estruturais do componente arbóreo de uma floresta ombrófila alto-montana as margens do Rio Grande, Bocaina de Minas, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Feira de Santana, v. 19, n. 1. p. 91-109, 2005.

CAYUELA, L. et al. Tree responses to edge effects and canopy openness in a tropical montane forest fragment in southern Costa Rica. **Tropical Conservation Science**, Menlo Park, v. 2, n. 4, p. 425-436, Aug. 2009.

COLWELL, R. K. **EstimateS**: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.2. Storrs: University of Connecticut, 2011. Disponível em: <<http://www.purl.oclc.org/estimates>>. Acesso em: 1 July 2013.

DIAS, H. C. T. et al. Geoambientes do Parque Estadual do Ibitipoca, município de Lima Duarte, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 26, n. 6, p. 777-786, 2002.

DUSÉN, P. **Contribuições para a flora do Itatiaia**. Rio de Janeiro: Serviço Florestal, 1955. (Boletim do Parque Nacional do Itatiaia, 4).

FALKENBERG, D. B. **Matinhas nebulares e vegetação rupícola dos Aparados da Serra Geral (SC/RS), sul do Brasil**. 2003. 594 f. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Universidade de Campinas, Campinas. 2003.

FALKENBERG, D. B.; VOLTOLINI, J. C. The Montane cloud forest in southern Brazil. **Ecological Studies**, Berlin, v. 110, p. 138-149, 1995.

FEIO, R. N. **Aspectos ecológicos dos anfíbios registrados no Parque Estadual do Ibitipoca, Minas Gerais (Amphibia, Anura)**. 1990. 165 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas/Zoologia) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1990.

FELFILI, J. M. Diversity, structure and dynamic of gallery Forest in Central Brazil. **Vegetatio**, The Hague, v. 117, p. 1-15, 1995a.

FELFILI, J. M. Growth, recruitment and mortality in the Gama gallery forest in central Brazil over a six-year period: 1985-1991. **Journal of Tropical Ecology**, Winchelsea, v. 11, n. 1, p. 67-83, Feb. 1995b.

FONTES, M. A. L. **Análise da composição florística das florestas nebulares do Parque Estadual do Ibitipoca, Minas Gerais**. 1997. 50 f. Dissertação

(Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 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**, São Paulo, v. 27, n. 1, p. 19-30, 2004.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA/INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS/INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Atlas dos remanescentes florestais do domínio da Mata Atlântica**. São Paulo, 1990.

GARCIA, R. J. F. **Estudo florístico dos campos alto-montanos e matas nebulares do Parque Estadual da Serra do Mar – Núcleo Curucutu, São Paulo, SP, Brasil**. 2003. 356 f. Tese (Doutorado em Botânica) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.

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

GOTTSBERGER, G.; SILBERBAUER-GOTTSBERGER, I. Life in the cerrado: a South American tropical seasonal vegetation. In: _____. **Origin, structure, dynamics and plant use**. Ulm: RetaVerlag, 2006. v. 1, 277 p.

GUILHERME, F. A. G. et al. Effects of flooding regime and woody bamboos on tree community dynamics in a section of tropical semideciduous forest in South-Eastern Brazil. **Plant Ecology**, Heidelberg, v. 174, n. 1, p. 19-36, 2004.

GUIMARÃES, J. C. C. et al. Dinâmica do componente arbustivo-arbóreo de uma floresta de galeria aluvial no planalto de Poços de Caldas, MG, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 31, n. 4, p.621-632, out./dez. 2008.

HAMILTON, L. S.; JUVIK, J. O.; SCATENA, F. N. The Puerto Rico Tropical Cloud Forest Symposium: introduction and workshop synthesis. **Ecological Studies**, Berlin, v. 110, p. 1-23, 1995.

HERWITZ, S. R.; YOUNG, S. S. Mortality, recruitment, and growth rates of montane tropical rain forest canopy trees on Mount Bellenden-Ker, northeast Queensland, Australia. **Biotropica**, Lawrence, v. 26, p. 350–361, 1994.

HIGUCHI, P. et al. Florística do componente arbóreo e análise ambiental de um fragmento de floresta ombrófila mista alto-montana no município de Paineira, SC. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 23, n. 1, p. 153-164, jan./mar. 2013.

HUECK, K. Mapa fitogeográfico do Estado de São Paulo. **Boletim Paulista de Geografia**, São Paulo, v. 22, p. 19-25, 1956.

INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS. Brandt Meio Ambiente. **Parque Estadual do Ibitipoca**: levantamento dos aspectos históricos e culturais. Belo Horizonte, 1994. 50 p. (Relatório, 1).

JOLY, C. A.; LEITÃO FILHO, H. F.; SILVA, S. M. O patrimônio florístico: the floristicheritage. In: CÂMARA, G. I. (Coord.). **Mata Atlântica**: Atlantic Rain Forest. São Paulo: Index, Fundação S.O.S. Mata Atlântica, 1991.

JONES, H. G. **Plants and microclimate**: a quantitative approach to environmental plant physiology. 2nd. ed. Cambridge: Cambridge University, 1992. 428 p.

KLEIN, R. M. Ecologia da flora e vegetação do Vale do Itajaí. **Sellowia**, Itajaí, v. 31-32, p. 9-389, 1980.

KOEHLER, A.; GALVÃO, F.; LONGHI, S. J. Floresta Ombrófila Densa Altomontana: aspectos florísticos e estruturais de diferentes trechos da serra do mar. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 12, n. 2, p. 27-39, 2002.

KORNING, J.; BALSLEV, H. Growth and mortality of trees in Amazonian tropical rain forest in Ecuador. **Journal of Vegetation Science**, Malden, v. 5, n. 1, p. 77-86, Mar. 1994.

LAURANCE, W. F. et al. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian Tree Communities. **Ecology**, Washington, v. 79, n. 6, p. 2032-2040, June 1998.

LAWTON, R. O. Winds stress and elfin stature in a montane rain forest: naadaptative explanation. **American Journal of Botany**, St. Louis, v. 69, p. 1224-1230, 1982.

LEWIS, W. H. High floristic endemism in low cloud forests of Panamá. **Biotropica**, Lawrence, v. 3, n. 1, p. 78-80, 1971.

LIEBERMAN, D. et al. Growth rates and age-size relationships of tropical wet forest trees in Costa Rica. **Journal of Tropical Ecology**, Winchelsea, v. 108, n. 1, p. 97-109, 1985a.

LIEBERMAN, D. et al. Mortality patterns and stand turnover rates in a wet tropical forest in Costa Rica. **Journal of Ecology**, London, v. 73, n. 3, p. 915-924, 1985b.

MAACK, R. **Geografia física do estado do Paraná**. Curitiba: M. Roesner, 1968. 350 p.

MAGURRAN, A. E. **Ecological diversity and its measurements**. Princeton: Princeton University, 1988. 179 p.

MALCON, J. R. Edge effects in central amazonia forest fragments. **Ecology**, Washington, v. 75, p. 2438-2445, 1994.

MANOKARAN, N.; KOCHUMMEN, K. M. Recruitment, growth and mortality of tree species in a lowland dipterocarp forest in Peninsular Malaysia. **Journal of Tropical Ecology**, Winchelsea, v. 3, p. 315-330, 1987.

MAROD, D. et al. Structural dynamics of a natural mixed deciduous forest in western Thailand. **Journal of Vegetation Science**, Malden, v. 10, p. 777-786, 1999.

MARTINS, F. R.; SANTOS, F. A. M. Técnicas usuais de estimativa da Biodiversidade. **Revista Holos**, Natal, v. 1, p. 236-267, 1999.

MEIRELES, L. D.; SHEPHERD, G. J.; KINOSHITA, L. S. Variações na composição florística e na estrutura fitossociológica de uma floresta ombrófila densa alto-montana na Serra da Mantiqueira, Monte Verde, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 31, n. 4, p. 559-574, 2008.

MESQUITA, R. C. G.; DELAMÔNICA, P.; LAURANCE, W. F. Effect of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. **Biological Conservation**, Oxford, v. 91, p. 129-134, 1999.

MEWS, H. A. et al. Dinâmica estrutural da comunidade lenhosa em Floresta Estacional Semidecidualna transição Cerrado-Floresta Amazônica, Mato Grosso, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Feira de Santana, v. 25, n. 4, p. 845-857, 2011.

MICHELETTI NETO, J. C. M. T. **Relações florísticas, estruturais e ecológicas entre as florestas do topo da Serra do Mar e as florestas de restinga do estado de São Paulo**. 2007. 111 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007.

MONTTI, L.; CAMPANELLO, P. I.; GOLDSTEIN, G. Flowering, die-back and recovery of a semelparous Woody bamboo in the Atlantic Forest. **Acta Oecologica**, Paris, v. 37, p. 361-368, 2011.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution**, London, v. 10, n. 2, p. 58-62, June 1995.

NUMMER, A. R. et al. Potencial geoturístico do Parque Estadual da Serra do Ibitipoca, Sudeste do Estado de Minas Gerais. **Anuário do Instituto de Geociências**, Rio de Janeiro, v. 35, n. 1, p. 112-122, 2012.

OLDEMAN, R. A. A. Tropical rain forest, architecture, silvigenesis, and diversity. In: SUTTON, S. L.; WHITMORE, T. C.; CHADWICK, A. C. (Ed.). **Tropical rain forest: ecology and management**. Oxford: Blackwell, 1983. p. 131-150.

OLIVEIRA FILHO, A. T. et al. Effect of flooding regime and understorey bamboos on the physiognomy and tree species composition of a tropical semideciduous forest in Southeastern Brazil. **Vegetatio**, The Hague, v. 113, p. 99-124, 1994.

OLIVEIRA FILHO, A. T. et al. Variações estruturais do compartimento arbóreo de uma floresta semidecídua alto-montana na chapada das Perdizes, Carrancas, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 27, n. 2, p. 291-309, abr./jun. 2004.

OLIVEIRA FILHO, A. T.; MELLO, J. M.; SCOLFORO, J. R. S. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in south-eastern Brazil over a five-year period: 1987-1992. **Plant Ecology**, Heidelberg, v. 131, n. 1, p. 45-66, Feb. 1997.

PARANÁ. Secretaria de Estado do Meio Ambiente. **Lista vermelha das plantas ameaçadas de extinção no estado do Paraná**. Curitiba, 1995. 139 p.

PAUSAS, J. G.; VERDÚ, M. Plant persistence traits in fire-prone ecosystems of the Mediterranean Basin: a phylogenetic approach. **Oikos**, Rio de Janeiro, v. 109, n. 1, p. 196-202, 2005.

PHILLIPS, O. L.; GENTRY, A. H. Increasing turnover through time in tropical forests. **Science**, Washington, v. 263, n. 5149, p. 954-958, 1994.

PINTO, L. P.; BRITO, M. C. W. Dinâmica da perda da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira: uma introdução. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. (Ed.). **Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas**. São Paulo; Belo Horizonte: Fundação SOS Mata Atlântica e Conservação Internacional, 2005. p. 27-30.

PORTES, M. C. G. O.; GALVÃO, F.; KOEHLER, A.. Caracterização florística e estrutural de uma Floresta Ombrófila Densa Altomontana do Morro Anhangava, Quatro Barras, PR. **Revista Floresta**, Curitiba, v. 31, n. 1/2, p. 22-31, 2001.

RIES, L. et al. Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models, and variability explained. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, Oxford, v. 35, p. 491-522, 2004.

ROCHA, M. R. L. **Caracterização fitossociológica e pedológica de uma floresta ombrófila densa no parque estadual do pico do Marumbi – Morretes, PR**. 1999. 92 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1999.

RODELA, L. G.; TARIFA, J. R. O clima da Serra do Ibitipoca, Sudeste de Minas Gerais. **GEOUSP- Espaço e Tempo**, São Paulo, n. 11, p. 101-113, 2002.

RODERJAN, C. V. **A floresta ombrófila densa altomontana no morro Anhangava, Quatro Barras, PR: aspectos climáticos, pedológicos e fitossociológicos**. 1994. 119 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1994.

SCHEER, M. B.; MOCOCHINSKI, A. Y. Florística vascular da Floresta Ombrófila Densa Altomontana de quatro serras no Paraná. **Biota Neotropica**, São Paulo, v. 9, n. 2, p. 51-70, 2009.

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

SHEIL, D.; BURSLEM, D. F. R. P.; ALDER, D. The interpretation and misinterpretation of mortality rate measures. **Ecology**, Washington, v. 83, n. 2, p. 331-333, 1995.

SHEIL, D.; JENNINGS, S.; SAVILL, P. Long-term permanent plot observations of vegetation dynamics in Budongo, a Ugandan rain forest. **Journal of Tropical Ecology**, Winchelsea, v. 16, n. 6, p. 765-800, June 2000.

SHEIL, D.; MAY, R. M. Mortality and recruitment rate evaluations in heterogeneous tropical forests. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 84, n. 1, p. 91-100, Feb. 1996.

STADTMULLER, T. **Cloud forests in the humid tropics**: a bibliographic review. Costa Rica: United Nations University, 1987. 82 p.

SUGDEN, A. M. The ecological, geographic, and taxonomic relationships of the flora of an isolated Colombian Cloud Forest, with some implications for Island biogeography. **Journal of the Arnold Arboretum**, v. 63, p. 31-61, 1982.

SWAINE, M. D.; HALL, J. B.; ALEXANDER, I. J. Tree population dynamics at Kade, Ghana: 1968-1982. **Journal of Tropical Ecology**, Winchelsea, v. 3, n. 4, p. 331-345, 1987.

SWAINE, M. D.; LIEBERMAN, D.; HALL, J. B. Structure and dynamics a tropical dry forest in Ghana. **Vegetatio**, The Hague, v. 88, p. 31-51, 1990.

SWAINE, M. D.; LIEBERMAN, D.; PUTZ, F. E. The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. **Journal of Tropical Ecology**, Winchelsea, v. 3, n. 4, p. 359-366, 1987.

TABARELLI, M. et al. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade. **Megadiversidade**, Belo Horizonte, v. 1, n. 1, p. 132-138, 2005.

VALENTE, A. S. M. et al. Composição, estrutura e similaridade florística da floresta atlântica, na Serra Negra, Rio Preto- MG. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 62, n. 2, p. 321-340, 2011.

VAN DEN BERG, E.; SANTOS, F. A. M. Population dynamics of tree species of a riparian forest in southeastern Brazil. In: SYMPOSIUM OF THE INTERNATIONAL ASSOCIATION FOR VEGETATION SCIENCE, 45., 2002, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: IAVS, 2002. p. 162.

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

VERDÚ, M.; PAUSAS, J. G. Fire drives phylogenetic clustering in Mediterranean Basin woody plant communities. **Journal of Ecology**, London, v. 95, n. 6, p. 1316-1323, 2007.

VIANA, V. M.; TABANEZ, A. J. A.; BATISTA, J. L. F. Dynamics and restoration of forest fragments in the Brazilian Atlantic moist forest. In: LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD JÚNIOR, R. O. (Ed.). **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. London: The University of Chicago, 1997. p. 351-365.

WALTER, H. **Vegetação e zonas climáticas: tratado de ecologia global**. São Paulo: E.P.U, 1986. 327 p.

WELDEN, C. W. et al. Sapling survival, growth, and recruitment: relationship to canopy height in a neotropical forest. **Ecology**, Washington, v. 72, n. 1, p. 35-50, Feb. 1991.

WU, J. G. **Landscape ecology-pattern, process, scale and grade**. Beijing: Higher Education, 2000. p. 11-13.

YOUNG, K. R.; LEÓN, B. Connectivity, social actors, and conservation policies in the central Andes: the case of Peru's montane forests. In: CHURCHILL, S. P.; BALSLEV, H.; FORERO, E.; LUTEYN, J. L. (Ed.). **Biodiversity and conservation of neotropical montane forests**. New York: Botanical Garden, 1995. p. 653-661.

YOUNG, K. R. Natural history of an understory bamboo (*Chusquea* sp.) in a tropical timberline forest. **Biotropica**, Lawrence, v. 23, p. 542-554, 1991.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. 5th ed. Upper Saddle River: Prentice Hall, 2010. 944 p.