



TAINÁ MAMEDE CIRNE SILVA

**ESTRUTURA E DINÂMICA DE COMUNIDADES
ARBÓREAS SOB EFEITO DE DISTÚRBIOS EM
HOTSPOT**

LAVRAS – MG

2016

TAINÁ MAMEDE CIRNE SILVA

**ESTRUTURA E DINÂMICA DE COMUNIDADES ARBÓREAS SOB
EFEITO DE DISTÚRBIOS EM HOTSPOT**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Engenharia Florestal, área de concentração em Ecologia Florestal, para obtenção do título de Mestre.

Orientador

Dr. Warley Augusto Caldas Carvalho

Co-orientador

Dr. Rubens Manoel dos Santos

LAVRAS – MG

2016

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Silva, Tainá Mamede Cirne.

Estrutura e dinâmica de comunidades arbóreas sob efeito de
distúrbios em hotspot / Tainá Mamede Cirne Silva. – Lavras :
UFLA, 2016.

120 p. : il.

Dissertação (mestrado acadêmico)—Universidade Federal de
Lavras, 2016.

Orientador(a): Warley Augusto Caldas Carvalho.

Bibliografia.

1. Mata atlântica. 2. Dinâmica florestal. 3. Heterogeneidade
ambiental. 4. Distribuição de espécies. 5. Pesquisas ecológicas de
longa duração. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

TAINÁ MAMEDE CIRNE SILVA

**ESTRUTURA E DINÂMICA DE COMUNIDADES ARBÓREAS SOB
EFEITO DE DISTÚRBIOS EM HOTSPOT**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Engenharia Florestal, área de concentração em Ecologia Florestal, para obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 26 de Fevereiro de 2016

Dr. Ary Teixeira de Oliveira Filho UFMG

Dr. Marco Aurélio Leite Fontes UFLA

Dr. Paulo Oswaldo Garcia IFSuldeMinas

Dr. Warley Augusto Caldas Carvalho

Orientador

Dr. Rubens Manoel dos Santos

Co-orientador

LAVRAS – MG

2016

Ao brasileiro, financiador do ensino público de qualidade.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Lavras e ao Departamento de Ciências Florestais pela oportunidade oferecida para o desenvolvimento de trabalhos científicos e estabelecimento de amizades os quais, contribuíram para o crescimento profissional e pessoal;

Agradeço aos professores e funcionários, sempre dispostos e atentos;

Ao meu orientador, Prof. Warley Augusto Caldas Carvalho, pela oportunidade, idas ao campo, orientação;

Ao meu co-orientador Prof. Rubens Manoel dos Santos, pelas inúmeras horas de conversas, por toda ajuda e orientação;

Ao Prof. Paulo Oswaldo Garcia por todas as sugestões e acréscimos ao trabalho;

A Fundação de Amparo à Pesquisa do estado de Minas Gerais – FAPEMIG, pela concessão da bolsa de estudos;

Aos professores José de Arimatéa, Lucas Amaral, Emanuel Araújo e Kátia Cilene que viraram amigos ao longo do tempo;

À Marcela, que mesmo distante esteve ao meu lado durante toda a dissertação, este trabalho também é seu. Espero conseguir fazer por alguém um dia pelo menos metade do que você fez por mim, não só as valiosas correções como nossas conversas.

Aos amigos: do Rio (Coxa, Daim, Facundo, Flávio, Jú, Karla, Marcela, Pedro, Tropeço e Victor) que sempre estiveram dispostos a me encontrar nas rápidas idas para casa, saudade é um estado contínuo; da graduação (Cadu, Gaúcho, Natasha e Rorai) que como o Rorai sempre disse, nossa amizade será um eterno encontro e separação; aos até então pseudos mestres (Bruno, Cabral, Nieri e Zé), tenham certeza que hoje sou um pouco de cada um de vocês; do laboratório (Alisson, Eder, Matheus) que sempre dividiram as angústias, os

momentos bons e os não tão bons; de casa (Júlia, Lorena, Nathalia, Maria Fernanda, Stte, Eder, Ronaldo e Victor), conviver às vezes é um tanto quanto conturbado, mas vocês tornaram esta caminhada mais fácil;

Ao Fabrício por todo companheirismo, carinho, paciência e oportunidade de convívio com sua família (Claúdia, José Maria e Guilherme).

À minha família: Márcia (mãe), José Fernando (pai), Marília (irmã), Tia Claudete (in memorian), Cristina (tia), Claudinha (tia) por sempre me apoiarem nas minhas escolhas, obrigada por toda a torcida e dedicação.

A Deus por me ter dado esta história.

RESUMO

Este estudo teve como objetivo avaliar as alterações ao longo do tempo na comunidade arbórea de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual do Domínio Atlântico sob histórico de perturbação (mineração de ouro e perda de habitat) em relação à estrutura e dinâmica florestal. Buscou-se ainda verificar a presença de padrões florísticos e estruturais referentes ao posicionamento dos indivíduos no fragmento devido à ocorrência de irregularidades topográficas na área. A dissertação foi organizada em três capítulos. O primeiro contém uma revisão bibliográfica abrangendo temas e conceitos primordiais para o desenvolvimento do trabalho. O segundo e o terceiro capítulos são artigos, sendo um com ênfase nas mudanças temporais na comunidade arbórea como um todo e o outro também abordando essas alterações que ocorrem ao longo do tempo em sub-unidades dentro da floresta relacionadas ao posicionamento topográfico dos indivíduos. Os dados aqui utilizados provêm de quatro medições (2003, 2005, 2007, 2015) da comunidade arbórea, nas quais foram aferidos todos os indivíduos vivos com diâmetro a altura do peito (DAP) ≥ 5 cm, em 15 parcelas permanentes de 20 x 20 m, dispostas em cinco transeções compostas por três parcelas cada. As análises foram feitas para a comunidade como um todo e para cada situação topográfica separadamente (“topo”, “encosta”, “fundo”). Os resultados apontam para uma floresta em fase de construção tardia do processo de silvigênese, com diminuição da densidade de indivíduos e aumento da área basal, em que as variações existentes em termos de dinâmica e estrutura ao longo da floresta são consistentes com a situação topográfica dos indivíduos, não havendo, entretanto, diferenças significativas no que se refere à composição florística, diversidade e riqueza de espécies entre esses ambientes.

Palavras-chave: Mata Atlântica. Dinâmica florestal. Heterogeneidade ambiental. Distribuição de espécies. Pesquisas ecológicas de longa duração.

ABSTRACT

This study aimed to evaluate the temporal shifts related to forest structure and dynamics in the tree community of an Atlantic Seasonal Forest remnant with a disturbance history (gold mining and habitat loss). The objective was to verify floristic and structural patterns regarding the location of the individuals in the remnant due topographic irregularities. The present dissertation was conceived in three chapters. The first one contains a bibliographic review approaching themes and concepts that were crucial for the development of this document. The second and third ones are scientific articles, focusing on the temporal shifts in the tree community as a whole and temporal shifts in the sub-units within the forest related to the topographic position of the individuals. It were used data from four forest inventories (2003, 2005, 2007, 2015). Each of these inventories were carried out with the measuring of the DBH of 15 permanent plots 20x20, disposed in five transections of three plots each. The analysis was performed for the whole community and for each topographic position (“topo”, “encosta”, “fundo”) separately. The results pointed out a forest in late construction phase of silvigenesis, with decreasing density (stem.ha-1) and increasing basal area (m2.ha-1). The temporal variation in dynamics and structure are consistent with the topographical position of the individuals. However, were not found significant differences regarding floristic composition, diversity and species richness among environment.

Keywords: Atlantic rain forest. Forest dynamics. Environmental heterogeneity. Species distribution. Long-term ecological research.

SUMÁRIO

PRIMEIRA PARTE

1 INTRODUÇÃO	11
2 REFERÊNCIAL TEÓRICO	13
3. CONSIDERAÇÕES FINAIS	22
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	23

SEGUNDA PARTE

ARTIGO 1 FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL: VARIAÇÕES DA COMPOSIÇÃO, ESTRUTURA E DIVERSIDADE DE ESPÉCIES, AO LONGO DO TEMPO

1 INTRODUÇÃO	33
2 MATERIAL E MÉTODOS	35
3 RESULTADOS	40
4 DISCUSSÃO	47
AGRADECIMENTOS	51
REFERENCIAL TEÓRICO	51
APÊNDICE	59

ARTIGO 2 HETEROGENEIDADE DE HABITAT E SUA INFLUÊNCIA NA COMPOSIÇÃO, ESTRUTURA E DIVERSIDADE DE ESPÉCIES EM UMA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL AO LONGO DE 13 ANOS

1 INTRODUÇÃO	69
---------------------------	----

2 MATERIAL E MÉTODOS.....	70
3 RESULTADOS	78
4 DISCUSSÃO.....	89
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS	94
AGRADECIMENTOS.....	94
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	94
APÊNDICE.....	103

1 INTRODUÇÃO

No Brasil, após séculos de exploração dos recursos naturais que se orientou do litoral para o interior do país, principalmente sobre o domínio Atlântico, é possível encontrar uma vegetação separada em pequenos fragmentos em estágio de sucessão secundária, que foram alterados e depauperados em sua cobertura vegetal original (FONSECA; RIBEIRO; CARVALHO, 2013). Desta forma, o relato de Meira-Neto e Silva (1995), a respeito das alterações drásticas em decorrência do ciclo do ouro, café, cana de açúcar e pecuária nas formações de Floresta Estacional Semidecidual presentes na região do estado de Minas Gerais se apresenta como uma verdade incontestável.

Com o aumento progressivo do número destes pequenos fragmentos alterados de florestas tropicais, as perspectivas da comunidade científica se voltam para as paisagens modificadas pela ação antrópica, com um olhar estratégico para conservação da biodiversidade (MELO et al., 2013). Nesse contexto, a análise da dinâmica desses fragmentos florestais por meio de estudos temporais torna-se uma necessidade premente, por possibilitar um aumento do entendimento dos sistemas que suscitam e conservam a riqueza de espécies e, prováveis alterações estruturais decorrentes dos mecanismos de reorganização da comunidade diante das mudanças ambientais (FONTES; WALTER, 2011).

Surge então, no final do século passado, como uma possibilidade de analisar qualitativa e quantitativamente a complexidade dos processos ecológicos, os estudos de longa duração, com uma perspectiva sistêmica e integrada, gerando um aumento da capacidade de conservação e de gerenciamento de ecossistemas, avaliando tendências, possibilidades e cenários (TÚNDISI, 2013). Nesse âmbito, ressaltam-se as pesquisas desenvolvidas no Departamento de Ciências Florestais – DCF, da Universidade Federal de Lavras – UFLA, que desenvolve há 26 anos pesquisas ecológicas de longa duração nos

fragmentos florestais no estado de Minas Gerais. Tal iniciativa resultou em vários artigos realizados na região abordada por essa dissertação, mais especificamente no distrito de Macaia, pertencente ao município de Bom Sucesso; são exemplos: Oliveira-Filho et al. (1994), Carvalho et al. (1995a), Carvalho et al. (1995b), Carvalho et al. (1992) e Appolinário, Oliveira-Filho e Guilherme (2005), os quais procuraram abordar temáticas como: composição florística, dinâmica florestal, estrutura fitossociológica, relação solo-vegetação e relação topografia-vegetação das matas ciliares.

Após o desenvolvimento desses estudos o fragmento florestal situado na região de Macaia perdeu 30% da área original para a construção da usina hidrelétrica do Funil; dessa forma, outros cinco levantamentos da comunidade arbórea foram feitos em outra área do mesmo fragmento. O monitoramento dos fragmentos possibilita o esclarecimento de padrões observados e estimula novas indagações, o que segundo os autores Higuchi et al. (2008a), Higuchi et al. (2008b) e Machado e Oliveira-Filho (2010) são de extrema importância. Sendo assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar as alterações ao longo do tempo na comunidade arbórea de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual do Domínio Atlântico sob histórico de perturbação (mineração de ouro e perda de habitat) em relação à estrutura e dinâmica florestal. Além disso, buscou-se verificar a presença de padrões florísticos e estruturais referentes ao posicionamento dos indivíduos no fragmento devido à presença de irregularidades topográficas na área oriundas das ravinas criadas em decorrência da mineração de ouro no século XVIII.

Por conseguinte, a presente dissertação foi organizada em três capítulos. O primeiro contém uma revisão bibliográfica abrangendo temas e conceitos primordiais para o desenvolvimento do trabalho. O segundo e o terceiro capítulos são artigos, sendo um com ênfase nas mudanças temporais na comunidade arbórea como um todo e o outro também abordando estas alterações

que ocorrem ao longo do tempo nas comunidades, no entanto, vinculadas ao posicionamento topográfico dos indivíduos.

2 REFERÊNCIAL TEÓRICO

2.1 Mata Atlântica: um panorama atual

Por acolher parte representativa da diversidade biológica do Brasil e do mundo, o Domínio Atlântico se configura como um conjunto de intricados e relevantes ecossistemas (STEHMANN et al., 2009). No entanto, as alterações da paisagem natural ao longo do tempo, oriundas do constante crescimento populacional e expansão territorial das ações humanas que se deram através de um padrão econômico exploratório (JUVANHOL et al., 2011; TABARELLI et al., 2010), resultaram na diminuição da cobertura original deste domínio, restando atualmente cerca de 7% a 8% da mesma distribuída em pequenas áreas (SILVA; PEREIRA; BARROS, 2011). Magnago et al. (2014) e Ribeiro et al. (2009) expõem que mais de 80% da cobertura vegetal atlântica atual encontra-se distribuída em manchas com uma área inferior a 50 hectares e que, em quase metade dos remanescentes florestais, a distância entre o interior e a borda é inferior a 100 metros, com uma distância média entre fragmentos florestais de 1440 metros.

Apesar do cenário de degradação dos remanescentes atlânticos, ainda é possível deparar-se com aproximadamente 14 mil espécies de plantas vasculares, distribuídas em 208 famílias, sendo metade das espécies classificadas como endêmicas e havendo uma média anual de 170 espécies caracterizadas como inéditas para a comunidade científica (WERNECK et al., 2011). Diante dessa conjuntura, esse domínio é considerado por Myers et al. (2000) e Laurence (2009) como um dos hotspots de biodiversidade mundial, entre os 35 existentes

(WILLIAMS et al., 2011). Esta pluralidade biológica presente no Domínio Atlântico se dá, entre outros motivos, pela ampla distribuição latitudinal, a presença de significativas desigualdades geológicas e altitudinais, além das alterações que a área passou em decorrência das diversas mudanças climáticas referentes aos períodos geológicos (EISENLOHR; OLIVEIRA-FILHO, 2015; OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000).

Em relação às classificações disponíveis para o Domínio Atlântico, depara-se na literatura com uma divisão em *sensu stricto* e *sensu lato*, nas quais se teriam, respectivamente, a Floresta Atlântica restrita às florestas úmidas da costa até 300 km em direção ao interior do continente, e a outra na qual incluiu-se as florestas estacionais e ombrófila mista ampliando o limite para 700 km em direção ao interior do continente (EISENLOHR; OLIVEIRA-FILHO, 2015; OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000). Apesar dessa dicotomia, os autores Oliveira-Filho e Fontes (2000) sugerem que o tratamento para florestas ombrófila e semidecídua da região do sudeste do Brasil seja abordado como contínuo de distribuição de espécies. Têm-se então como principais fisionomias as: Floresta Ombrófila Mista, Floresta Ombrófila Densa, Floresta Estacional Decidual e Floresta Estacional Semidecidual (IBGE, 2012).

Dentre os variados exemplos de florestas tropicais brasileiras, a Floresta Estacional Semidecidual é de particular fascínio e interesse, pois apresenta grande diversidade florística (BRASIL, 2010), oriunda de aspectos como: variação de temperatura e regime de chuva no eixo latitudinal; distância do litoral, o que acarreta em períodos de seca mais longos e; altitude (EISENLOHR; OLIVEIRA-FILHO, 2015; OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000); além de ser uma das fisionomias do domínio Atlântico mais afetada pelos processos antropogênicos (BRASIL, 2010; MORELLATO; HADDAD, 2000). Na região sul do estado de Minas Gerais, essas formações correspondem justamente às áreas de solos mais férteis e úmidos, que foram drasticamente

reduzidas em prol da agropecuária (OLIVEIRA-FLIHO et al., 1994), transformando as mesmas em esparsos fragmentos.

Entendendo-se a fragmentação florestal de acordo com Bacles e Jump (2011, p. 13) como: “a disjunção de uma área maior e contínua em partes pequenas e isoladas (fragmentos) que contribui para a perda global do habitat natural” É sabido que em comunidades vegetais, a reação de cada espécie a esse processo muda conforme variados fatores, como: o histórico da fragmentação, o tamanho e a forma do fragmento, os impactos das ações humanas atuais, o grau de isolamento e a sensibilidade da comunidade e dos indivíduos a estes processos (COLLI, 2003). Laurence e Bierregaard (1997) e Laurence e Peres (2006) afirmam ainda que a fragmentação é uma das maiores ameaças à biodiversidade, isto porque a mesma tem como consequência a alteração na estrutura e funcionamento das comunidades florestais (TABARELLI et al., 2010; TABARELLI; PERES; MELO, 2012); ou seja, influi de maneira distinta nos parâmetros de mortalidade e natalidade de diferentes espécies, e, por conseguinte, na dinâmica de ecossistemas (OLIVEIRA, 2011).

Alcançar o equilíbrio entre a conservação do ecossistema florestal, seus serviços e funções e as atividades antrópicas em desenvolvimento é uma das dificuldades mais prementes para a obtenção de um futuro sustentável (BACLES; JUMP, 2011). A necessidade de se analisar a diversidade biológica presente nesses remanescentes torna-se imperiosa, tal como entender o arranjo espacial da comunidade nos fragmentos frente às alterações do meio e das mudanças nos processos ecológicos, o que possibilita verificar os potenciais de perdas e conservação dos recursos naturais em longo prazo (FONTES; WALTER, 2011). Diante disso, tem-se observado inúmeros levantamentos sendo realizados sobre a situação da conservação do Domínio Atlântico, como o trabalho realizado por Oliveira-Filho et al. (2013) que permite uma apreensão da extensão dos estudos desenvolvidos, elencando diversos trabalhos realizados por

outros pesquisadores que compreendem diferentes grupos como: aves, répteis, artrópodes, plantas e interações planta-animal. Essas iniciativas são fundamentais, pois exercem um grande auxílio para a ciência da conservação e para o estabelecimento de políticas (MEWS et al., 2011; RIBEIRO et al. 2009), possibilitando a determinação de ações prioritárias para a conservação do domínio (PAESE et al., 2010).

2.2 Mudanças espaciais e temporais na estrutura de comunidades arbóreas

A cobertura vegetal de uma área apresenta variações espacial e temporal oriundas da versatilidade dos fatores abióticos e bióticos (LUNDHOLM, 2009) e das interações entre os mesmos (DENSLOW, 1987). Assim, torna-se possível encontrar alterações na composição florística e estrutural entre áreas próximas devido à ocorrência de uma heterogeneidade de habitats em uma pequena escala (MORELLATO; HADDAD, 2000), o que segundo os autores Mori, Boom e Prance (1981) e Joly et al. (1999) acarreta em uma alta diversidade e riqueza de espécies na comunidade vegetal. Trabalhos realizados por Gomes, Bernacci e Joly (2011), Lundholm (2009), Svenning (2001), e Shimbo (2014), relatam que fatores como variações de micro-clima, irradiação solar, topografia e/ou solo, altitude e mecanismos biológicos, promoveriam esse mosaico de distintas conjunturas e que o mesmo suscitaria as diferenças existentes na estrutura e composição florística de uma área específica.

No entanto, não é só a heterogeneidade de habitats que pode causar essas mudanças espaciais e temporais na comunidade arbórea. Os regimes de perturbação (DENSLOW, 1987) também são um aspecto responsável por essas alterações e que deve ser considerado. Essas perturbações ou distúrbios ecológicos podem ser definidos de acordo com Davis e Moritz (2013, p. 153)

como: “eventos relativamente discretos no tempo que perturbam o ecossistema, a comunidade, ou a estrutura da população e geram mudanças nos recursos, na disponibilidade de substrato ou no ambiente físico”.

De acordo com Gurevitch, Scheiner e Fox (2009), existem algumas características desses fenômenos que desempenham um papel influente sobre a vegetação, são elas: a origem, a intensidade, a frequência, e a abrangência (DAVIS; MORITZ, 2013; GUREVITCH; SCHEINER; FOX, 2009). Citando caso análogo, a origem dos distúrbios varia entre “naturais”, ou seja, aqueles oriundos de eventos involuntários, como a queda de uma árvore, ou mesmo a deriva continental; e “antrópicos” aqueles que estão relacionados à ação humana como a supressão de vegetação nativa para expansão agrícola; da mesma maneira, a intensidade da perturbação gerada por uma queimada é superior à perturbação da queda de uma árvore resultando na abertura de uma clareira; ou ainda, a frequência com que ocorrem tempestades é maior do que ativação de vulcões; por fim, a abrangência dos movimentos das placas tectônicas é maior do que a abrangência da ação de ventos.

Segundo Bell, Lechowicz e Waterway (2006), Machado e Oliveira-Filho (2010) e Rees et al. (2001) a dinâmica das comunidades arbóreas tem como influente agente o distúrbio: abertura de clareiras, sendo considerado como principal fator na manutenção da elevada diversidade de espécies. Isso ocorre, pois há uma alteração na disponibilidade dos recursos, e esta nova situação promove no local uma concorrência pelo mesmo, o que segundo Reyes et al. (2010) contribui para a manutenção da diversidade de espécies nos ambientes atingidos. Este processo de mudança estrutural que uma área específica de floresta sofre após um evento de distúrbio que altera a biomassa e a organização da comunidade arbórea é denominado silvigênese (HALLÉ; OLDEMAN; TOMLINSON, 1978).

De acordo com Oldeman (1983) para se distinguir as fases de regeneração uma das principais formas seria a análise dos parâmetros densidade e área basal. Assim Machado e Oliveira-Filho (2010) propõem um sistema hipotético de silvigênese (Figura 1), baseado nas ideias de Hallé; Oldeman e Tomlinson (1978) e Oldeman (1983), que apesar de apresentar limitações por abordar uma realidade complexa de forma simplificada e propor uma perspectiva de estabilidade, procura retratar as diversas direções possíveis da dinâmica por meio das alterações dos parâmetros. Observa-se assim, a sugestão de cinco fases que seriam: estabilidade, degradação, construção inicial com degradação, construção inicial e construção tardia, que são ligadas por setas que representam os variados caminhos que uma comunidade arbórea pode seguir, ou seja, o referido modelo procura evidenciar que diante a um distúrbio pode-se haver avanços e retrocessos na comunidade, que no presente estudo seria a comunidade arbórea.

Estas abstrações frequentemente atribuem à dinâmica florestal como um sistema regulador da situação de equilíbrio (FELFILI, 1995). Sendo assim, os estudos de dinâmica de vegetação passam a ter uma relevância imprescindível, visto que os mesmos possibilitam a compreensão dos padrões, manutenção da riqueza de espécies (BAKER; SWAINE; BURSLEM, 2003), descrição e entendimento da diversidade e da complexidade estrutural das comunidades arbóreas (REES et al. 2001).

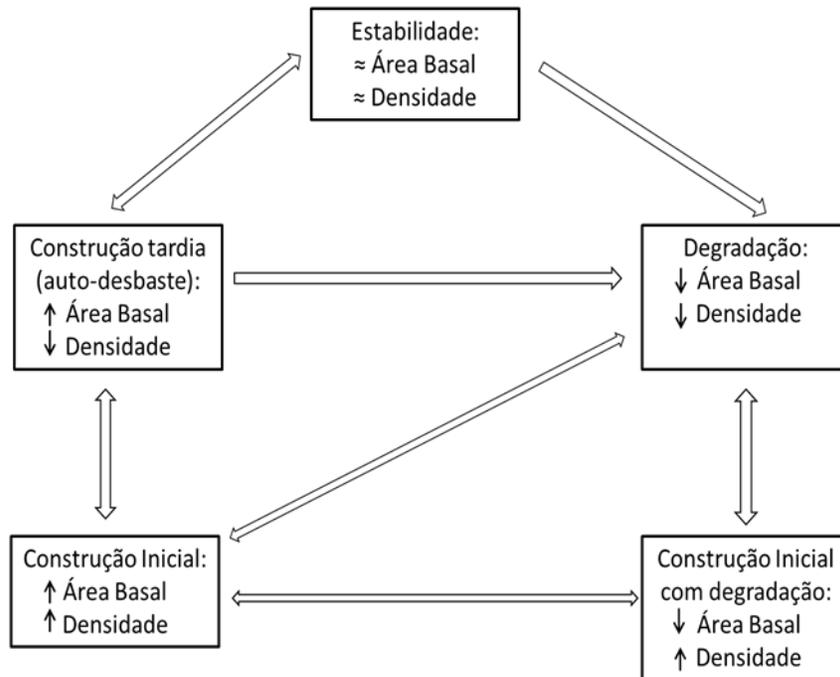


Figura 1 Modelo hipotético de silvigênese demonstrando as fases de regeneração atreladas às tendências das taxas de densidade e área basal e as suas possíveis rotas.

Fonte: Machado e Oliveira-Filho (2010)

2.3 Pesquisas ecológicas de longa duração: contexto nacional

No final do século XX e começo do século XXI os estudos ecológicos de longa duração se apresentaram como uma nova possibilidade (BERTONCELLO et al., 2011), sendo um trabalho realizado através da coleta de informações em períodos sistemáticos de tempo. No entanto para que isso fosse possível foi preciso empregar uma metodologia adequada Bakker et al. (1996) afirmam em seu trabalho que a implantação de parcelas permanentes seria um dos métodos mais apropriados para observar e analisar as alterações na

composição, estrutura e dinâmica da floresta por um intervalo temporal mais duradouro (LEWIS et al., 2004). Desta forma, esses estudos se caracterizam por possibilitar uma apreciação mais minuciosa dos padrões e processos ecológicos observados em uma comunidade (LINDENMAYER et al., 2012; MAGURRAN et al., 2010; PHILLIPS, 1996). Assim, entende-se por estudos ecológicos de longa duração aqueles em que:

Os estudos e as análises de dados realizados em sítios escolhidos para a investigação de processos e fenômenos cujas respostas somente são percebidas e eventualmente entendidas após longos períodos de medições, geralmente aceitos como não inferiores a 10 anos (BARBOSA, 2013, p.18).

Barbosa (2013) afirma que este tipo de estudo é especialmente adequado para investigação e debate de conceitos ecológicos como:

(1) Sucessão ecológica: papel das espécies pioneiras, vias alternativas, estado-clímax; (2) mudanças no ecossistema associadas com sucessão: diversidade vs. estabilidade, acumulação-perda de matéria orgânica; (3) interações predador-presa, planta-herbívoros; (4) variações/ controle sobre produtividade dos ecossistemas, com ênfase nos efeitos das mudanças climáticas e cargas de poluentes; (5) taxas, causas e padrões espaciais de mortalidade de árvores; (6) interações competitivas e mudanças no tempo: mudança de competição para mutualismo; (7) perda de biodiversidade; e (8) efeito da introdução de organismos geneticamente modificados ou de espécies exóticas invasoras (BARBOSA, 2013, p.19).

Isso porque, os pensamentos a respeito das mudanças no ecossistema indicam uma “sequência da natureza” (TÚNDISI, 2013), que demanda tempo para expressar os processos que estruturam o ecossistema (STRAYER et al., 1986). Por essa característica duradora desse tipo de pesquisa, a mesma é capaz de propiciar atos e diretrizes futuras a respeito do uso e manejo de uma floresta, apontar e antecipar as implicações de ações naturais e antrópicas e possibilitar a determinação de políticas públicas (MEWS et al., 2011; RIBEIRO et al., 2009).

No âmbito nacional o Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração – PELD surge no ano de 1998 como um subprograma do Programa Integrado de Ecologia – PIE que foi inspirado no Programa Integrado de Genética - FIG. No entanto, a concepção desse subprograma inicia-se com a participação do Brasil nos encontros internacionais em 1993 para constituir a Rede Internacional de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (ILTER), na qual o intuito era promover a cooperação internacional entre cientistas empenhados nas pesquisas de longo prazo (GOSZ, 1998 apud BARBOSA, 2013).

Padrões e controle da produtividade primária; dinâmica (fluxos) de nutrientes; conservação da diversidade biológica; dinâmica de populações e organização de comunidades e ecossistemas foram temas sugeridos para compor a pauta de pesquisa do PELD, que deveria ser executada em áreas de pesquisas que fossem emblemáticas dos ecossistemas nacionais (BARBOSA, 2013). Após o estabelecimento de critérios para a escolha dessas áreas e consultas ao comitê composto por membros da comunidade científica foi elaborada uma lista com sugestão de 27 sítios aspirantes a implementação dos PELDS. No entanto, somente nove foram agraciados para dar início ao programa, foram eles: Reservas Florestais do INPA, Pantanal Sul com duas áreas-foco, Cerrado APA Gama, Lagos do Médio Rio Doce, Restingas e Lagoas Costeiras do Norte Fluminense, Planície de Inundação do Alto Rio Paraná, Sítio Hidrológico do Banhado Taim, Estuário da Lagoa dos Patos (BARBOSA, 2013).

Tendo-se passado então 16 anos desde sua criação o programa encontra-se atualmente com 36 sítios e visa torna-se uma ferramenta estratégica para o desenvolvimento sustentável do país e não somente um instrumento técnico científico. As pesquisas de longa duração desenvolvidas na região Sul do estado de Minas Gerais pelo Departamento de Ciências Florestais – DCF, da Universidade Federal de Lavras se inserem nesse contexto como a vanguarda desse tipo de estudo, visto que iniciou as suas atividades no início da década de

90, contando com diversos trabalhos que podem ser elencados, como os artigos: Oliveira-Filho et al. (1994), Carvalho et al. (1995a), Carvalho et al. (1995b), Carvalho et al. (1992) e Appolinário, Oliveira-Filho e Guilherme (2005), as teses: Garcia (2012) e Botezelli (2007) e a dissertação: Diniz (2013). Outros exemplos são: Programa de Pesquisas em Caracterização, Conservação e Uso Sustentável da Biodiversidade do Estado de São Paulo, (Biota/FAPESP); Rede Amazônica de Inventários Florestais (Rainfor); Programa de Pesquisa em Biodiversidade (PPBIO) e Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF), que apesar de distintos têm em comum o intuito de relacionar e descrever a biodiversidade das suas respectivas regiões (JOLY et al., 2010), possibilitando o delineamento de estratégias de conservação mais justas e apropriadas.

3 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Seja com o intuito de investigar a causa que leva a algumas florestas a deterem maior riqueza de espécies (LEIGH et al., 2004), seja para esclarecer os padrões de distribuição geográfica (NASCIMENTO; LIMA, 2008), ou distribuição espacial de espécies nas comunidades (NASCIMENTO; PROCTOR, 1997), o elevado número de espécies arbóreas em florestas tropicais, configura-se como o principal impulsionador para os trabalhos realizados nestas comunidades vegetais (DOBZHANSKY, 1950).

Nesse contexto, os estudos sobre a composição florística e estrutura fitossociológica das formações florestais são de fundamental importância, pois oferecem subsídios para compreensão da estrutura e da dinâmica destas formações, que são parâmetros imprescindíveis para o manejo e conservação das diferentes comunidades vegetais (CHAVES et al., 2013).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APPOLINÁRIO, V.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; GUILHERME, F. A. G. Tree population and community dynamics in a Brazilian tropical semideciduous forest. **Brazilian Journal of Botany**, São Paulo, v. 28, n. 2, p. 347-360, 2005.

BACLES, C. F.; JUMP, A. S. Taking a tree's perspective on forest fragmentation genetics. **Trends in Plant Science**, Amsterdam, v. 16, n. 1, p. 13-18, 2011.

BAKER, T. R.; SWAINE, M. D.; BURSLEM, D. F. Variation in tropical forest growth rates: combined effects of functional group composition and resource availability. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, Jena, v. 6, n. 1, p. 21-36, 2003.

BAKKER, J. P. et al. Why do we need permanent plots in the study of long-term vegetation dynamics? **Journal of Vegetation Science**, Knivsta, v. 7, n. 2, p. 147-155, 1996.

BARBOSA, F. A. R. **Uma breve história do Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD-CNPq) do Brasil: da semente ao fruto.** In: Marcelo Tabarelli; Carlos Frederico Duarte da Rocha; Helena Piccoli Romanowski; Odete Rocha; Luiz Drude de Lacerda (Editores). (Org.). **PELD-CNPq Dez Anos do Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração no Brasil: achados, lições e perspectivas.** Recife: Editora Universitária UFPE, 2013.

BELL, G.; LECHOWICZ, M. J.; WATERWAY, M. J. The comparative evidence relating to functional and neutral interpretations of biological communities. **Ecology**, Washington, v. 87, n. 6, p. 1378-1386, 2006.

BERTONCELLO, R. et al. A phytogeographic analysis of cloud forests and other forest subtypes amidst the Atlantic forests in south and southeast

Brazil. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 20, n. 14, p. 3413-3433, 2011.

BOTEZELLI, L. **Dinâmica estrutural da comunidade arbórea de um fragmento de floresta semidecidual às margens do Rio Capivari, Lavras, MG.** 2007. 113 p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2007.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Florestas do Brasil em resumo.** Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 2010, 156p.

CARVALHO, D. A. et al.. Estrutura diamétrica e vertical de uma floresta ripária no alto Rio Grande (Bom Sucesso-Estado de Minas Gerais). **Revista Árvore**, Viçosa, v. 19, n. 4, p. 572-586, 1995a.

CARVALHO, D. A. et al. Estrutura fitossociológica de mata ripária do alto Rio Grande (Bom Sucesso, estado de Minas Gerais). **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 18, n. 1, p. 39-49, 1995b.

CARVALHO, D. D. et al. Flora arbustivo-arbórea das matas ciliares do alto rio Grande (MG). 1-mata de Macaia (Bom Sucesso). **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 4, n. 1, p. 274, 1992.

CHAVES, A. D.C. G. et al. importância dos levantamentos florístico e fitossociológico para a conservação e preservação das florestas. **Agropecuária científica no Semiárido**, Campina Grande, v. 9, n. 2, p. 43-48, 2013.

COLLI, G.R. et al., **A fragmentação dos ecossistemas e a biodiversidade brasileira: uma síntese.** In: D.M. Rambaldi & D.A.S. Oliveira (eds.). Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Ministério do Meio Ambiente, Brasília. 2003.

DAVIS, F. W.; MORITZ, M. A. Mechanisms of disturbance. **Encyclopedia of Biodiversity**. 2 ed. Elsevier, 2013. 5504 p.

DENSLOW, J. S. Tropical rainforest gaps and tree species diversity. **Annual review of ecology and systematics**, Palo Alto, v. 1 p. 431-451, 1987.

DINIZ, E. S. **Dinâmica de uma Floresta Atlântica Semidecídua**. 2013. 100 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2013.

DOBZHANSKY, T. Evolution in the tropics. **American Scientist**, Carolina do Norte, v. 38, n. 2, p. 209-21, 1950.

EISENLOHR, P. V.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Revisiting Patterns of Tree Species Composition and their Driving Forces in the Atlantic Forests of Southeastern Brazil. **Biotropica**, Washington, v. 47, n. 6, p. 689-701, 2015.

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**, Cambridge, v. 11, n. 01, p. 67-83, 1995.

FONSECA, S. N.; RIBEIRO, J. H. C.; CARVALHO, F. A. Estrutura e diversidade da regeneração arbórea em uma floresta secundária urbana (Juiz de Fora, MG, Brasil). **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 20, n. 3, p. 307-315, 2013.

FONTES, C. G.; WALTER, B. M. T. Dinâmica do componente arbóreo de uma mata de galeria inundável (Brasília, Distrito Federal) em um período de oito anos. **Brazilian Journal of Botany**, São Paulo, v. 34, n. 2, p. 145-158, 2011.

GARCIA, P. O. **Rotatividade da comunidade arbórea em fragmento de Mata Atlântica e correlações com fatores edáficos, topográficos, bióticos e ecológicos**. 2012. 144 p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2012.

GOMES, J. A. M. A.; BERNACCI, L. C.; JOLY, C. A. Diferenças florísticas e estruturais entre duas cotas altitudinais da Floresta Ombrófila Densa Submontana Atlântica, do Parque Estadual da Serra do Mar, município de Ubatuba/SP, Brasil. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 11, n. 2, p. 123-137, 2011.

GUREVICH, J.; SCHEINER, S. M.; FOX, A. F. **Ecologia Vegetal**. 2 ed. Porto Alegre: Artmed, 2009, 592 p.

HALLÉ, F.; OLDEMAN, R. A.; TOMLINSON, P. B. **Tropical trees and forests: an architectural analysis**. Berlin: Springer Verlag, 1978. 441p.

HIGUCHI, P. et al. Dinâmica da comunidade arbórea em um fragmento de floresta estacional semidecidual montana em Lavras, Minas Gerais, em diferentes classes de solos. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 32, n. 3, p. 417-426, maio/jun. 2008a.

_____. Spatio-temporal patterns of tree community dynamics in a tropical forest fragment in South-east Brazil. **Plant Ecology**, Heidelberg, v. 199, n. 1, p. 125-135, Jan. 2008b.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro: IBGE, 2012.

JOLY, C. A. et al. Biodiversity conservation research, training, and policy in São Paulo. **Science**, Washington, v. 328, n. 5984, p. 1358-1359, 2010.

JOLY, C. A. et al. Evolution of the Brazilian phytogeography classification systems: implications for biodiversity conservation. **Ciencia e Cultura**, São Paulo, SP, v. 51, n. 5, p. 331-348, 1999.

JUVANHOL, R. S. et al. Análise espacial de fragmentos florestais: caso dos parques estaduais de Forno Grande e Pedra Azul, estado do Espírito Santo. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 18, n. 4, p. 353-364, 2011.

LAURANCE, W. F. Conserving the hottest of the hotspots. **Biological Conservation**, Essex, 2009. p. 1137.

LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD, R. O. (Ed.). **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. Chicago: University of Chicago, 1997. p. 3-12.

LAURANCE, W. F., PERES, C. A. (EDS.). **Emerging threats to tropical forests**. University of Chicago Press, 2006. 520 p.

LEIGH, E. G. et al. Why do some tropical forests have so many species of trees?. **Biotropica**, Washington, v. 36, n. 4, p. 447-473, 2004.

LEWIS, S. L. et al. Concerted changes in tropical forest structure and dynamics: evidence from 50 South American long-term plots. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, London, v. 359, n. 1443, p. 421-436, 2004.

LINDENMAYER, D. B. et al. Value of long-term ecological studies. **Austral Ecology**, Adelaide, v. 37, n. 7, p. 745-757, 2012.

LUNDHOLM, J. T. Plant species diversity and environmental heterogeneity: spatial scale and competing hypotheses. **Journal of Vegetation Science**, Knivsta v. 20, n. 3, p. 377-391, 2009.

MACHADO, E. L. M.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Spatial patterns of tree community dynamics are detectable in a small (4 ha) and disturbed fragment of the Brazilian Atlantic forest. **Acta Botanica Brasilica**, Belo Horizonte, v. 24, n. 1, p. 250-261, 2010.

MAGNAGO, L. F. S. et al. Functional attributes change but functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic forests. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 102, n. 2, p. 475–485, 2014.

MAGURRAN, A. E. et al. Long-term datasets in biodiversity research and monitoring: assessing change in ecological communities through time. **Trends in Ecology; Evolution**, London, v. 25, n. 10, p. 574-582, 2010.

MEIRA NETO, J. A. A.; SILVA, A. E. **Caracterização dos fragmentos florestais das áreas de influencia e diretamente afetada pela UHE de Pilar, Vale do Piranga, Zona da Mata de Minas Gerais**. Viçosa, MG: FUNARBE, Universidade Federal de Viçosa, 1995. 57p.

MELO, F. P. et al. On the hope for biodiversity-friendly tropical landscapes. **Trends in Ecology; Evolution**, London, v. 28, n. 8, p. 462-468, 2013.

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

MORELLATO, L. P. C.; HADDAD, C. F. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest1. **Biotropica**, Washington, v. 32, n. 4b, p. 786-792, 2000

MORI, S. A.; BOOM. B. M.; PRANCE, G. T. Distribution patterns and conservation of eastern Brazilian coastal forest tree species. **Brittonia**, New York, v. 33, n. 2, p. 233-245, 1981.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, London, v. 403, n. 6772, p. 853-858, 2000.

NASCIMENTO, M. T.; LIMA, H. C. Floristic and structural relationships of a tabuleiro forest in northeastern Rio de Janeiro, Brazil. **The Atlantic Coastal Forest-Northeastern Brazil. Memoirs of the New York Botanical Garden**, New York, v. 100, p. 395-416, 2008

NASCIMENTO, M. T.; PROCTOR, J. Soil and plant changes across a monodominant rain forest boundary on Maracá Island, Roraima, Brazil. **Global Ecology and Biogeography Letters**, Oxford, p. 387-395, 1997.

OLDEMAN, R. A. A. Tropical rain forest, architecture, silvigenesis and diversity. 1983.

OLIVEIRA-FILHO, A. T. et al. Delving into the variations in tree species composition and richness across South American subtropical Atlantic and Pampean forests. **Journal of Plant Ecology**, Oxford, v. 6, p.1-23, 2013.

OLIVEIRA-FILHO, A. T. et al. Effects of soils and topography on the distribution of tree species in a tropical riverine forest in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 10, n. 04, p. 483-508, 1994.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FONTES, M. A. L. Patterns of Floristic Differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the Influence of Climate1. **Biotropica**, Washington, v. 32, n. 4b, p. 793-810, 2000.

OLIVEIRA, L. T.; **Caracterização da fragmentação florestal para produção de sementes no entorno capixaba do parque nacional do Caparaó.** Monografia- Universidade Federal do Espírito Santo, Espírito Santo, 2011.

PAESE, A. et al. Fine-scale sites of global conservation importance in the Atlantic forest of Brazil. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 19, n. 12, p. 3445-3458, 2010.

PHILLIPS, O. L. Long-term environmental change in tropical forests: increasing tree turnover. **Environmental Conservation**, Cambridge, v. 23, n. 03, p. 235-248, 1996.

REES, M. et al. Long-term studies of vegetation dynamics. **Science**, New York, v. 293, n. 5530, p. 650-655, 2001.

REYES, G. P. et al. Changes in woody vegetation abundance and diversity after natural disturbances causing different levels of mortality. **Journal of Vegetation Science**, Knivsta, v. 21, n. 2, p. 406-417, 2010.

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological conservation**, Essex, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.

SHIMBO, J. Z. Influência da heterogeneidade ambiental sobre comunidades e populações de palmeiras em florestas de terra firme na Amazônia Oriental. 2014. 165p. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade Federal de Brasília, Brasília, 2014.

SILVA, I. A. A.; PEREIRA, A. F. N.; BARROS, I. C. L. Edge effects on fern community in an Atlantic Forest remnant of Rio Formoso, PE, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 71, n. 2, p. 421-430, 2011.

STEHMANN, J. R. et al. Diversidade taxonômica na Floresta Atlântica. In: _____. **Plantas da Floresta Atlântica**. 1.ed. Rio de Janeiro, Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2009. v. 1, cap. 1, p. 3- 40.

STRAYER, D. et al. Long-term ecological studies: an illustrated account of their design, operation, and importance to ecology. 1986. Occasional Publication of the Institute of Ecosystem Studies, New York Botanical Garden, 2.

SVENNING, J. C. On the role of microenvironmental heterogeneity in the ecology and diversification of neotropical rain-forest palms (Arecaceae). **The Botanical Review**, Bronx, v. 67, n. 1, p. 1-53, 2001.

TABARELLI, M. et al. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, Essex, v. 143, n. 10, p. 2328-2340, 2010.

TABARELLI, M.; PERES, C. A.; MELO, F. P. The ‘few winners and many losers’ paradigm revisited: emerging prospects for tropical forest biodiversity. **Biological Conservation**, Essex, v. 155, p. 136-140, 2012.

TÚNDISI, J. G. **Pesquisas Ecológicas de Longa Duração: uma Abordagem Essencial ao Estudo de Ecossistemas e seus Processos. In:** In: Marcelo Tabarelli; Carlos Frederico Duarte da Rocha; Helena Piccoli Romanowski; Odete Rocha; Luiz Drude de Lacerda (Editores). (Org.). PELD-CNPq Dez Anos do Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração no Brasil: achados, lições e perspectivas. 1aed. Recife: Editora Universitária UFPE, 2013, v. 1, p. 15-29.

WERNECK, M. D. S. et al. Distribution and endemism of angiosperms in the Atlantic forest. **Natureza ; Conservação**, Rio de Janeiro, v. 9, n. 2, p. 188-193, 2011.

WILLIAMS, K. J. et al. Forests of East Australia: the 35th biodiversity hotspot. In: **Biodiversity hotspots**. Springer Berlin Heidelberg, 2011. p. 295-310.

**FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL: VARIAÇÕES DA
COMPOSIÇÃO, ESTRUTURA E DIVERSIDADE DE ESPÉCIES, AO
LONGO DO TEMPO**

RESUMO: O entendimento da dinâmica de ecossistemas, comunidades e populações é imprescindível para um gerenciamento factual das florestas. Nesse âmbito, o objetivo deste estudo foi avaliar variações temporais na estrutura e composição da comunidade arbórea de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual do Domínio Atlântico, no sudeste do estado de Minas Gerais, Brasil, sob as coordenadas geográficas 21 ° 09 'S e 44 ° 54' O, que possui histórico de perturbação (mineração de ouro e perda de habitat). A hipótese testada foi que a comunidade arbórea apresentará um desequilíbrio entre os tempos de duplicação e meia vida, sem, entretanto, implicar em mudanças florísticas e estruturais pronunciadas. O trabalho foi norteado com base em dados de diâmetro a 1,3 m do solo (DAP) coletados em quatro inventários florestais (2003, 2005, 2007, 2015). Realizou-se então, análise fitossociológica para avaliar variações na estrutura da comunidade arbórea, análises das taxas demográficas de mortalidade, recrutamento, e das taxas de perda e ganho de biomassa dos indivíduos arbóreos para avaliar mudanças na dinâmica florestal ao longo do tempo. Os resultados sugerem uma floresta em fase de construção tardia do processo de silvigênese. Não obstante, isso não acarretou em alterações quantitativas (riqueza e diversidade de espécies e estrutura fitossociológica) significativas na comunidade, suportando a hipótese testada

Palavras-chave: Mata Atlântica. Dinâmica Florestal. Parcelas Permanentes

ABSTRACT: (SEMIDECIDUAL FOREST: VARIATIONS OF COMPOSITION, STRUCTURE AND SPECIES DIVERSITY THROUGH TIME) Understanding ecosystem dynamics, communities and population studies are crucial for a factual management of forest. In this context, the aim of this study was to evaluate composition and structure temporal shifts of the tree community in a Atlantic Seasonal Forest remnant, in Southeast Minas Gerais, Brazil, in the coordinates 21 ° 09 'S and 44 ° 54' W. This study had the hypothesis that tree community would display an unbalance between duplication times and half-life, without, however, result in marked floristic and structural changes. The study was based in DBH data gathered in four inventories (2003, 2005, 2007, 2015), from what we could perform the phytosociological analyses to verify changes in structure, demographic rates of mortality, recruitment and

rates of biomass loss and gain. The results suggest a forest under late construction phase of sylvigenesis, as we observed decreasing density and increasing basal area in all intervals. However, it were not recorded significant quantitative disturbances (species richness, phytossociological structure and diversity) in the community, confirming our initial hypostasis.

Keywords: Atlantic Rain Forest. Forest dynamics. Permanent plots.

1 INTRODUÇÃO

As intervenções antrópicas ou distúrbios ecológicos naturais promovem mudanças na composição e estrutura dos fragmentos florestais afetados (PHILLIPS et al., 2010), sendo necessária profunda compreensão da dinâmica em longo prazo de ecossistemas, comunidades e populações para um gerenciamento efetivo do que resta das florestas fragmentadas (LINDENMAYER et al., 2012).

Em diversas unidades da federação brasileira a cobertura vegetal original encontra-se reduzida a esparsos e diminutos fragmentos (FRANCO et al., 2012). O estado de Minas Gerais não é exceção a essa realidade, no qual a situação da formação Floresta Estacional Semidecidual encontra-se radicalmente alterada em virtude da expansão da ação antrópica (FONSECA; RIBEIRO; CARVALHO, 2013; FORZZA et al., 2014), seja em decorrência da extração mineral, agricultura cafeeira, pecuária, corte seletivo de madeira, fogo e/ou crescimento das áreas urbanas (MEIRA NETO et al., 1997).

Apesar dos diversos trabalhos com enfoque temporal realizados em florestas estacionais brasileiras (APPOLINÁRIO; OLIVEIRA-FILHO; GUILHERME, 2005; HIGUCHI et al., 2008; MACHADO; OLIVEIRA-FILHO, 2010; MEWS et al., 2011; NASCIMENTO et al., 1999 PAIVA; ARAÚJO; PEDRONI, 2007; PAULA et al., 2004; OLIVEIRA-FILHO; MELLO; SCOLFORO, 1997; OLIVEIRA-FILHO et al., 2007; SILVA; ARAÚJO, 2009),

os mesmos compreenderam estudos com apenas duas medições, o que pode restringir a análise dos resultados (ABREU; PINTO; MEWS, 2014). Visto que, o acompanhamento através de sucessivos inventários permite realizar uma análise minuciosa dos padrões espaciais de mortalidade, recrutamento e crescimento, que possibilitam o entendimento dos processos ecológicos que governam as comunidades (CORRÊA; VAN DEN BERG, 2002), as estratégias de vida empregadas pelas populações vegetais (SCHIAVINI et al., 2001) e o reconhecimento das mudanças populacionais e oscilações na comunidade em virtude de distúrbios ou de transformações sucessionais (BAKER; SWAINE; BURSLEM, 2003).

Nesse sentido, o presente estudo tem como objetivo avaliar a comunidade arbórea de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual do Domínio Atlântico as margens do lago formado no rio Grande pela construção da hidrelétrica do Funil, sob histórico de perturbação (mineração de ouro e perda de habitat), em relação à sua estrutura e dinâmica florestal no intervalo de 13 anos, por meio de quatro inventários florestais realizados periodicamente. Fundamentando-se nas informações oriundas de outros estudos de dinâmica em florestas estacionais, e considerando o histórico de distúrbios na área em que se realizou o presente trabalho, partiu-se da hipótese que sua comunidade arbórea apresentará uma dinâmica desequilibrada, ou seja, não haveria equilíbrio entre os tempos de duplicação e meia vida (HALLÉ; OLDEMAN; TOMLINSON, 1978), mas que a mesma não implicaria em mudanças florísticas e estruturais pronunciadas.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A área de estudo foi um dos maiores fragmentos de Floresta Atlântica encontrados na região do Alto Rio Grande, com aproximadamente 84 hectares originais, conhecido como Mata dos Botelhos (APPOLINÁRIO; OLIVEIRA-FILHO; GUILHERME, 2005; CARVALHO et al., 1992; CARVALHO et al., 1995a; CARVALHO et al., 1995b; OLIVEIRA-FILHO et al., 1994). O mesmo situa-se no distrito de Macaia, pertencente ao município de Bom Sucesso, sudeste do estado de Minas Gerais, Brasil, sob as coordenadas geográficas 21 ° 09 'S e 44 ° 54' O.

A vegetação é classificada como Floresta Estacional Semidecidual Montana (IBGE, 2012), inserida na abordagem *sensu lato* da extensão do domínio Atlântico (EISENLOHR; OLIVEIRA-FILHO, 2015; OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000); com altitudes variando de 806 a 832 metros. O relevo é acidentado, suscetível à erosão por solapamento (CARVALHO et al., 1995a) com clima Cwb, de acordo com a classificação de Köppen, possuindo invernos secos e amenos e verões brandos. A temperatura varia com máximas de 26,9°C e mínimas de 14°C, com média anual de pluviosidade de 1515 mm (VILELA; RAMALHO, 1979).

Historicamente, a área sofreu extração do minério de ouro em meados do século XVIII, o que acarretou na remoção de até 10 metros de profundidade do solo (APPOLINÁRIO; OLIVEIRA-FILHO; GUILHERME, 2005), deixando ravinas profundas e extensas ao longo da área, tornando-a inapropriada para práticas agrícolas (APPOLINÁRIO; OLIVEIRA-FILHO; GUILHERME, 2005). Além disso, em 2002, o fragmento perdeu cerca de 30% do seu total, em decorrência da construção da usina hidrelétrica do Funil, restando

aproximadamente 58,8 ha (APPOLINÁRIO; OLIVEIRA-FILHO; GUILHERME, 2005).

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

Em 2003, a equipe responsável pelos estudos ecológicos do Departamento de Ciências Florestais – DCF, da Universidade Federal de Lavras realizou o primeiro levantamento fitossociológico, após a perda de habitat pelo enchimento do lago do Funil na Mata dos Botelhos, por meio da implantação de 15 parcelas permanentes, de 20 x 20 m, equivalente a uma área total de 0,6 ha. A alocação se orientou a partir da margem do lago em direção ao interior do fragmento de maneira sistemática, estabelecendo assim cinco transeções paralelas distanciadas 100 m entre si, denominadas pelas letras A, B, C, D e E, com três parcelas em cada, com um espaçamento de 50 m entre elas, designadas 1, 2 e 3 (Figura 1).

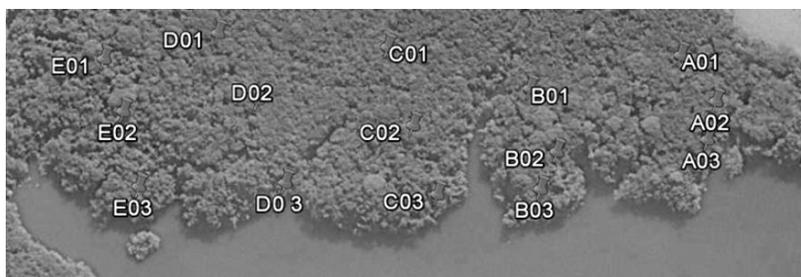


Figura 1 Localização das quinze parcelas na Floresta Estacional Semidecidual estudada em Macaia, região sudeste do Brasil.

Fonte: Adaptado do Google Earth, 2014.

Todos os indivíduos arbóreos vivos com circunferência a 1,30 m do solo (CAP) $\geq 15,7$ cm foram mensurados e etiquetados com plaquetas de alumínio numeradas; no entanto, quando um indivíduo era constituído por vários perfishos

o mesmo era registrado se o diâmetro quadrático fosse $\geq 15,7$ cm (CARVALHO et al., 2007).

Nos anos de 2005, 2007 e 2015, voltou-se a área para monitoramento, objetivando remedir os indivíduos sobreviventes, contabilizar os indivíduos mortos e incluir aqueles que atingiram o critério mínimo de inclusão.

2.3 Mudanças na composição florística e fitossociológica, riqueza e diversidade de espécies

A descrição da comunidade arbórea foi feita por meio da análise fitossociológica, realizada para os quatro períodos de monitoramento, na qual calculou-se os parâmetros ecológicos absolutos e relativos: frequência, densidade e dominância, o que permitiu a aquisição do valor de importância (VI) (BROWER; ZAR, 1984; MUELLER – DOMBOIS; ELLENBERG, 1974). Com o intuito de verificar quais foram as espécies com maior número de indivíduos por área ao longo do tempo, elaborou-se curvas de *rank* de abundância para todos os levantamentos executados.

Em relação aos padrões de riqueza e diversidade de espécies da comunidade arbórea foi feita análise gráfica com o emprego do software EstimateS, versão 8.2 (COLWELL, 2011). Para os inventários executados, elaborou-se duas curvas de acumulação de espécies em função da abundância de indivíduos (GOTELLI; COLWELL, 2001), sendo uma para riqueza de espécies e outra para o índice de diversidade de Shannon-Wiener (H'). As curvas foram comparadas a partir das médias (valor estimado \pm erro padrão) alcançadas por meio de 500 randomizações por medição. A obtenção do índice de equabilidade de Pielou (J) foi empregado para a estimativa da uniformidade da comunidade arbórea (CARVALHO; FELFILI, 2011).

2.4 Dinâmica da vegetação

Foram obtidas as abundâncias e áreas basais para a comunidade com os dados dos inventários de 2003, 2005, 2007 e 2015, e os parâmetros de dinâmica: mortalidade (M) e recrutamento (R) de indivíduos e perda (P) e ganho (G) em área basal, de acordo com as expressões exponenciais abaixo:

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

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

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

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

Nas quais: t é o intervalo temporal entre os inventários; N_0 e N_t são, respectivamente, as abundâncias dos indivíduos no tempo inicial e final; N_m e N_r correspondem às abundâncias do 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 indivíduos recrutados; e Ab_d e Ab_i equivalem ao decremento e ao incremento em área basal das árvores sobreviventes (OLIVEIRA-FILHO; MELO; SCOLFORO, 1997; SHEIL; BURSLEM; ALDER, 1995; SHEIL; JENNINGS; SAVILL, 2000).

Devido à irregularidade temporal existente entre os intervalos, corrigiram-se as taxas de mortalidade e recrutamento da comunidade arbórea de

acordo com Lewis et al. (2004), possibilitando a comparação entre os inventários realizados, sendo feita por meio da fórmula:

$$\lambda' = \lambda \times t^{0,8}$$

Em que: λ' corresponde às taxas de dinâmica corrigidas; λ equivale às taxas de dinâmica constatadas; t refere-se ao intervalo de tempo.

Empregando-se as seguintes fórmulas:

$$T_{1/2} = \frac{\ln(0,5)}{\ln(1 + M)}$$

$$T_2 = \frac{\ln(2)}{\ln(1 + R)}$$

$$T_{1/2} = \frac{\ln(0,5)}{\ln(1 + P)}$$

$$T_2 = \frac{\ln(2)}{\ln(1 + G)}$$

Foram estimados os tempos para a reestruturação da comunidade arbórea em termos de abundância e biomassa (inferida a partir da área basal) (KORNING; BALSLEV, 1994). Nas quais: $T_{1/2}$ e T_2 equivalem aos intervalos de tempo para meia vida e duplicação, respectivamente. O tempo de estabilidade foi obtido através das desigualdades entre os valores de $T_{1/2}$ e T_2 , sendo admitido como menos estável quanto mais distante de zero for o valor encontrado (CARVALHO; FELFILI, 2011).

Com a intenção de complementar as taxas de dinâmicas, realizou-se a distribuição dos indivíduos em quatro classes de diâmetros em relação à abundância e área basal para os quatro inventários. A abrangência determinada para as categorias diamétricas foi: de 5 a 10, de 10,1 a 20, de 20,1 a 40 e maiores

que 40 cm de diâmetro (MOREL et al., 2014); essa amplitude crescente teve o intuito de atenuar o efeito da concentração dos dados nas categorias menores (OLIVEIRA-FILHO et al., 2001).

Os indivíduos da família Arecaceae, foram desconsiderados, o que se justifica pelos mesmos terem como característica ausência do crescimento secundário (WELDEN et al., 1991).

2.5 Análises estatísticas

Por meio do teste de Shapiro-Wilk (ZAR, 2010) foi testada a normalidade dos parâmetros de dinâmica para os três períodos (2003-2005, 2005-2007, 2007-2015). Neste sentido, após os mesmos evidenciarem um desvio da normalidade aplicou-se o teste de Friedman (ZAR, 2010), utilizando-se nível de significância a 5%. Esse teste foi selecionado devido os parâmetros da dinâmica se caracterizarem como dados não paramétricos pareados.

3 RESULTADOS

3.1 Mudanças na composição florística e fitossociológica, riqueza e diversidade de espécies

No total, foram registrados 1341 indivíduos em 13 anos de monitoramento, dos quais 359 (27% do total) pertencentes à família Burseraceae, seguida por Fabaceae, com 188 indivíduos (14% do total), Myrtaceae com 161 (12% do total) e Rubiaceae com 108 indivíduos (8 % do total). As demais famílias atingiram no máximo 5% de representação da comunidade arbórea, sendo sete delas constituídas por somente um indivíduo (Asteraceae, Cannabaceae, Lamiaceae, Malpighiaceae, Sapotaceae,

Symplocaceae e Theaceae). Considerando ainda os quatro inventários, foram amostradas 142 espécies, pertencentes a 94 gêneros e 47 famílias; desse total, apenas duas espécies foram determinadas ao nível de gênero. As duas famílias com maior riqueza de espécies foram Fabaceae (20) e Myrtaceae (18), que juntas equivalem a 27% do total de espécies. Em oposição, 21 famílias foram representadas por uma única espécie. Os gêneros mais ricos foram *Annona*, *Eugenia* e *Myrcia* com seis espécies, seguido por *Machaerium* e *Ocotea* com cinco.

Em relação a cada inventário as espécies que se destacaram hierarquicamente em termos de VI em 2003 foram *Protium spruceanum*, *Copaifera langsdorffii*, *Protium widgrenii*, *Myrcia pulchra*, *Ixora brevifolia*, *Clethra scabra*, *Machaerium villosum*, *Trichilia pallida*, *Lamanonia ternata* e *Siphoneugena crassifolia*. As espécies *Protium spruceanum*, *Copaifera langsdorffii* e *Protium widgrenii* não sofreram alterações no seu posicionamento no rank de VI nos demais inventários, enquanto que *Ixora brevifolia*, *Clethra scabra*, *Machaerium villosum*, *Trichilia pallida* e *Siphoneugena crassifolia* alternaram seu posicionamento hierárquico sem, no entanto, deixar as dez principais espécies. *Lamanonia ternata*, que em 2003 ocupava a 9ª posição passa a 14ª em 2005, enquanto *Actinostemon concolor* que ocupava em 2003 a 15ª passa a 10ª posição no rank de VI. Em 2007, *Actinostemon concolor* ocupou a 13ª posição, ao passo que, *Amaioua intermedia* que em 2005 estava 11ª eleva-se a 9ª. Em 2015 onde há maiores alterações, *Amaioua intermedia* sobe para a 7ª posição, ocorre o ingresso de *Tachigali rugosa* em 8ª posição e a saída da *Myrcia pulchra* (11ª) (APÊNDICE A).

As demais espécies de baixa densidade sofreram algumas mudanças na posição hierárquica, além de ocorrer à saída de *Erythroxylum citrifolium*, *Ocotea laxa* e *Myrcia guianensis* em 2005, *Lithrea molleoides*, *Erythroxylum pulchrum*, *Dalbergia frutescens*, *Casearia decandra* e *Allophylus edulis*, em 2007; *Ocotea*

velutina, *Miconia latecrenata*, *Myrsine guianensis*, *Ocotea odorifera* e *Vitex polygama*, em 2015. Em contrapartida ingressaram: *Miconia trianae*, *Ocotea odorifera* e *Allophylus edulis*, em 2005; *Vernonanthura divaricata*, em 2007 e, em 2015, o monitoramento no qual ocorreu o maior registro de espécies novas *Annona coriácea*, *Annona sp.*, *Gymnosporia pyria*, *Senna multijuga*, *Persea fruticosa*, *Ficus enormis*, *Calyptranthes clusiifolia* e *Allophylus edulis* (APÊNDICE A).

Observa-se o predomínio de *Protium spruceanum* e *Copaifera langsdorffii* em todos os inventários realizados, mesmo verificando-se uma redução da abundância de ambas, sendo em *Copaifera langsdorffii* mais discreta (Figura 2).

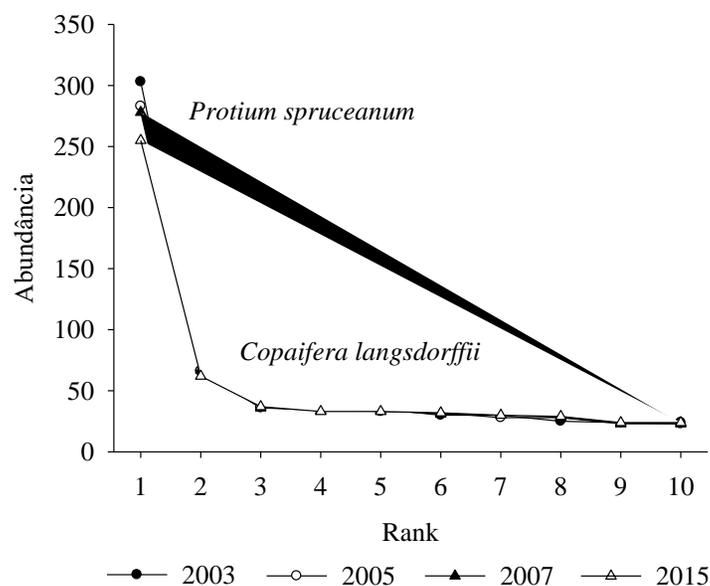


Figura 2 Ranking de abundância das espécies obtidas para a comunidade arbórea em um estudo de longa duração conduzido na Mata dos Botelhos, em Macaia, Minas Gerais.

Os valores de riqueza em relação à abundância de espécies apresentaram alterações (Figura 3A), em 2003 e 2005 foram amostradas 131 espécies; em 2007, 127 espécies; e 2015, 130 espécies. O índice de diversidade de Shannon variou entre 3,67 nats.indivíduo⁻¹, em 2003, a 3,75 nats.indivíduo⁻¹, em 2015, enquanto em 2005 e 2007 foi registrado o valor de 3,71 nats.indivíduo⁻¹ (Figura 3B). Apesar das variações existentes, as mesmas não foram significativas. O mesmo ocorreu para a equabilidade de *Pielou* (J) que em 2003 apresentava valor de 0,75; em 2005, 0,76, e em 2007 e 2015 0,77.

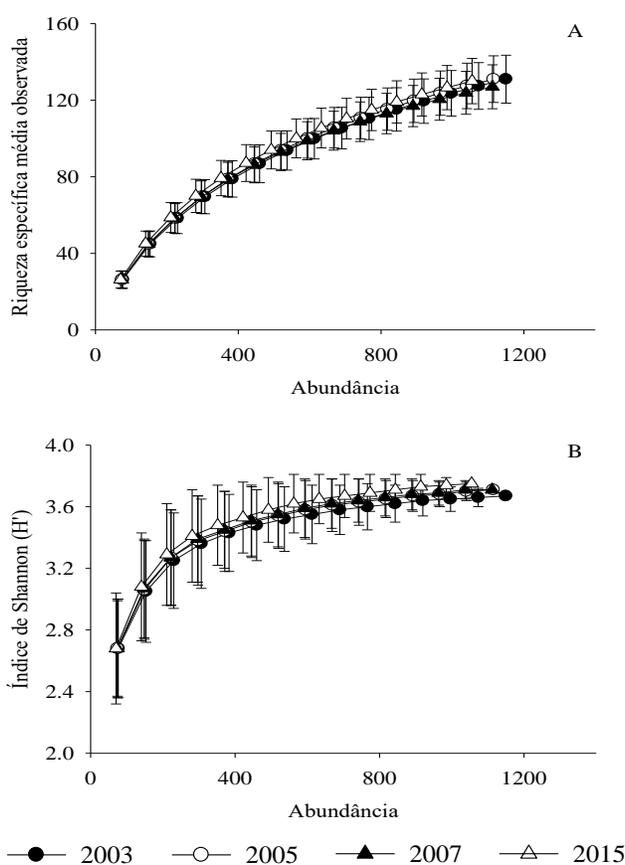


Figura 3 Curvas para a riqueza específica média (A) e índice de diversidade de Shannon (B) obtidas para a comunidade arbórea em um estudo de longa duração conduzido na Mata dos Botelhos, em Macaia, Minas Gerais.

3.2 Dinâmica da vegetação

O panorama da dinâmica em termos de indivíduos apresentou em todos os intervalos amostrais uma mortalidade maior do que recrutamento, acarretando em tempos de meia vida mais curtos e tempos de duplicação mais longos. Não obstante, em 2005 os tempos de meia vida e duplicação foram mais equilibrados, devido justamente a números de indivíduos mortos e recruta mais próximos, resultando no valor de estabilidade mais propínquo a zero (Tabela 1). Em termos de área basal, um comportamento contrário ao encontrado para indivíduos foi registrado, no qual se tem maiores ganhos do que perdas, resultando em tempos de duplicação mais curtos e tempos de meia vida mais longos. Apesar de se manter o padrão encontrado nos demais levantamentos, no ano de 2005, têm-se tempo de meia vida e tempo de duplicação apresentando valores próximos e portanto mais equilibrados (Tabela 1).

Tabela 1 Parâmetros de dinâmica e diversidade para quatro inventários (2003, 2005, 2007 e 2015) em uma Floresta Estacional Semidecidual do domínio Atlântico, pertencente ao distrito de Macaia, município de Bom Sucesso, Sudeste de Minas Gerais, Brasil. (*parâmetros que apresentaram $p < 0,05$ diferindo então estatisticamente)

Parâmetros	2003	2005	2007	2015
Dinâmica				
Taxa de mortalidade (%. ano^{-1})	-	3,00	2,22*	3,62*
Taxa de recrutamento (%. ano^{-1})	-	1,58	1,95	2,46
Meia vida N	-	23,44	31,60	19,48
Tempo de duplicação N	-	44,24	35,81	28,57
Estabilidade N	-	20,8	4,21	9,09
Taxa de perda (%. ano^{-1})	-	3,42	2,85	1,96
Taxa de ganho (%. ano^{-1})	-	3,55*	5,21*	2,74*

Tabela 1, conclusão

Parâmetros	2003	2005	2007	2015
Meia vida AB	-	20,63	24,64	35,63
Tempo de duplicação AB	-	19,86	13,64	25,62
Estabilidade AB	-	0,77	11	10,01
Diversidade				
Número de espécies	131	131	127	130
Índice de Shannon (H') (nats.ind ⁻¹)	3,67	3,71	3,71	3,75
Equabilidade de Pielou (J)	0,75	0,76	0,77	0,77

A disposição das abundâncias observadas das espécies em classes diamétricas apresentou a forma exponencial reversa (J-invertido) em todos os quatro levantamentos realizados (Figura 4A), a qual se distingue pelos baixos valores nas classes superiores e crescem em direção as classes inferiores. No tocante a área basal, observa-se um aumento na classe de 20 a 40 cm nos inventários de 2007 e 2015, em decorrência do crescimento das espécies sobreviventes (Figura 4B).

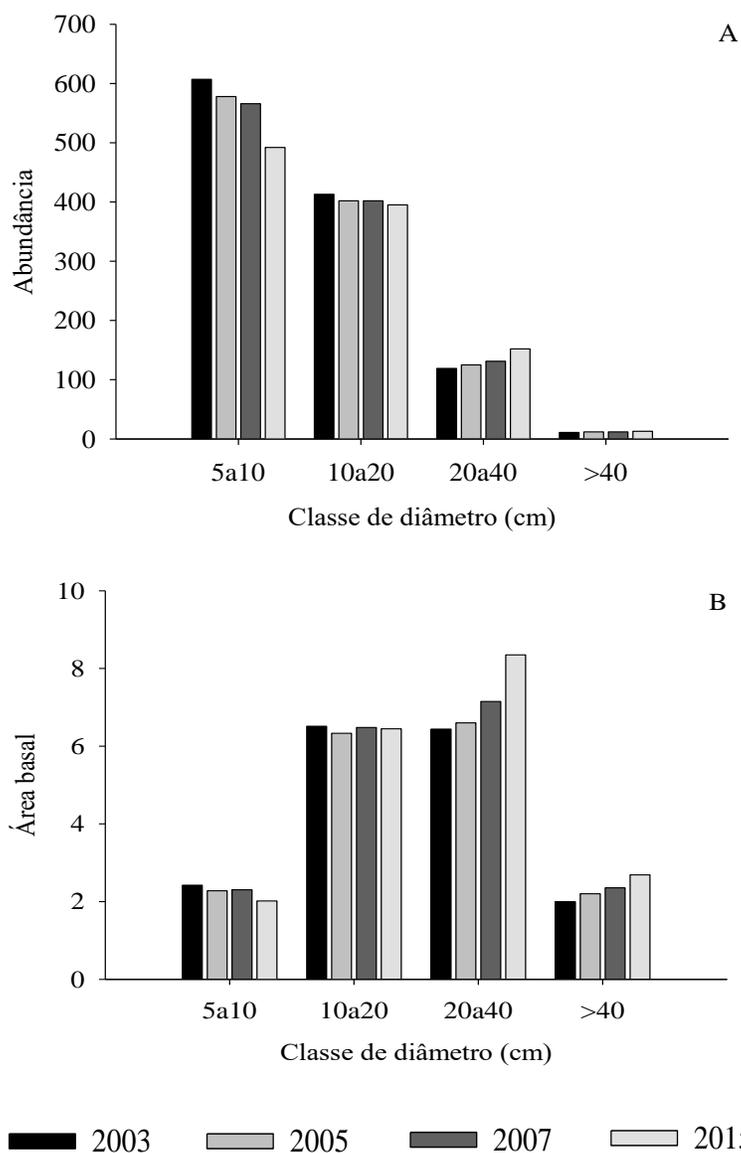


Figura 4 Gráfico das classes de diâmetros por abundâncias observadas (A) e por área basal registrada (B) nos quatro inventários (2003, 2005, 2007 e 2015) no fragmento de Floresta Estacional Semidecidual Montana, pertencente ao distrito de Macaia, município de Bom Sucesso, Sudeste de Minas Gerais, Brasil.

4 DISCUSSÃO

As famílias mais representativas com exceção de Burseraceae foram indicadas como típicas da estrutura e composição da Floresta Atlântica Sub-Montana (< 700 m de altitude) e Montana (entre 700 e 1500 m de altitude) da região sudeste do Brasil, retratando aproximadamente 50% da riqueza de espécies do domínio Atlântico (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000).

A significância da família Burseraceae se deve especificamente ao predomínio da espécie *Protium spruceanum*, sendo justificada através do histórico de perturbação ocorrido no fragmento, e relatado por Appolinário; Oliveira-Filho e Guilherme (2005). De acordo com Rodrigues et al. (2003), a ocorrência da espécie está relacionada a áreas de florestas úmidas Atlânticas e Amazônicas e as matas ripárias do Cerrado, ou seja, o predomínio de *Protium spruceanum* estaria vinculado às alterações provocadas no habitat, o qual se acredita estar mais úmido devido à criação das ravinas profundas ao longo da extensão do fragmento, e ao revolvimento de até 10 metros de profundidade do solo que acarretou na entrada de água no interior da área (APPOLINÁRIO; OLIVEIRA-FILHO; GUILHERME, 2005), e criou conseqüentemente sítios úmidos que possibilitariam o estabelecimento da espécie (RODRIGUES; ARAÚJO, 1997). Em relação à *Copaifera langsdorffii*, a mesma foi apontada como uma das espécies com o maior número de indivíduos, ou seja, mais abundantes nas florestas semidecíduas, além de ser caracterizada como generalista em relação ao habitat (OLIVEIRA-FILHO; SCOLFORO; MELLO, 1994; VAN DEN BERG; OLIVEIRA FILHO, 1999).

Em oposição, as espécies menos abundantes na comunidade arbórea estão relacionadas frequentemente com a entrada e saída de espécies na composição florística, como o encontrado no presente trabalho (PAIVA; ARAÚJO; PEDRONI, 2007; KELLMAN; TACKABERRY; RIGG, 1998;

NASCIMENTO et al., 1999; WERNECK; FRANCESCHINELLI; TAMEIRÃO-NETO, 2000). As espécies que deixaram e ingressaram à amostragem apresentavam abundâncias variando entre um a dois indivíduos, aspecto registrado para 33% a 40% das espécies encontradas em florestas estacionais semidecíduais atlânticas (ARAÚJO; HARIDASAN, 1997; PAULA et al., 2004). Essa característica de poucas espécies muito abundantes e muitas espécies pouco abundantes é mencionada como normal em florestas tropicais (FELFILI; FELFILI, 2001; HARTSHORN, 1980; ROLIM; NASCIMENTO, 1997). Devido a fatores como extinção local em decorrência de alterações ambientais, as espécies com poucos indivíduos podem reaparecer em outros monitoramentos em virtude de migração, recrutamento de indivíduos do banco de sementes, plântulas ou pelo crescimento de jovens que não atingiram o critério mínimo de inclusão nos inventários anteriores (SWAINE; LIEBERMAN; PUTZ, 1987).

Os valores de riqueza e dos índices de diversidade de Shannon (H') e equabilidade de Pielou (J) devem ser comparados com cautela (CARVALHO; FELFILI, 2011), devido ao esforço amostral empregado e ao diferente histórico nas áreas de cada trabalho (MOREIRA; CARVALHO, 2013). Em estudo realizado por Gonzaga et al. (2008), 24 fragmentos florestais da mesma fitofisionomia na região de floresta Atlântica do sudeste de Minas Gerais foram analisados, o que possibilitou inferir a respeito da magnitude desses índices. Sendo assim, tanto para o índice de diversidade de Shannon (H'), quanto para a equabilidade de Pielou (J), obtiveram-se valores baixos, o que seria justificado pela presença de dominância concentrada em poucas populações (CARVALHO; FELFILI, 2011; FONSECA; RIBEIRO; CARVALHO, 2013; GONZAGA et al., 2008; MOREIRA; CARVALHO, 2013), visto que as médias encontradas por Gonzaga et al. (2008) foram de 3,98 e 0,83 respectivamente. A variação não significativa dos mesmos para Paiva, Araújo e Pedroni (2007) ocorre devido à

compensação que ocorreu entre o número de espécies que entraram e saíram da comunidade arbórea que apresentavam baixa abundância, não sendo refletidas nos índices e na riqueza.

Espera-se para comunidades florestais não perturbadas uma dinâmica em que haja um equilíbrio entre os tempos de duplicação e meia vida (HALLÉ; OLDEMAN; TOMLINSON, 1978) em decorrência da compensação entre mortalidade e recrutamento (FELFILI, 1995a; LANG; KNIGHT, 1983; LIEBERMAN et al., 1985; ROLIM; COUTO; JESUS, 1999; SWAINE; LIEBERMAN; PUTZ, 1987), no qual árvores mortas e/ou danificadas liberam espaços que são progressivamente preenchidos por recrutas e/ou indivíduos arbóreos em crescimento (FELFILI, 1995b; GUILHERME et al., 2004). Entretanto, esse equilíbrio frequente é alcançado por meio de sucessivos períodos de instabilidades, desbalanceamento entre mortalidade e recrutamento (MANOKARAN; KOCHUMMEN, 1987; FELFILI, 1995a; 1995b), que dificilmente são registrados devido a períodos curtos de monitoramento ou intervalos muito longos entre as medições (OLIVEIRA-FILHO et al., 2007; PHILLIPS, 1996; ROLIM; COUTO; JESUS, 1999).

O fragmento florestal no qual foi realizado o presente trabalho apresentou uma dinâmica durante o intervalo de estudo que indica uma instabilidade geral (APPOLINÁRIO; OLIVEIRA-FILHO; GUILHERME, 2005; GUILHERME et al., 2004; HALLÉ; OLDEMAN; TOMLINSON, 1978), em decorrência da disparidade entre as taxas de recrutamento e mortalidade, e as taxas de perda e ganho (HALLÉ; OLDEMAN; TOMLINSON, 1978). Esses desequilíbrios existentes entre as taxas são comuns para os fragmentos de florestas semidecíduais tropicais (BRAGA; REZENDE, 2007; HIGUCHI et al., 2008; MACHADO; OLIVEIRA-FILHO, 2010; OLIVEIRA-FILHO et al., 2007; SILVA; ARAÚJO, 2009), e comumente relacionado à reconstrução do ciclo silvigênico das florestas (MEWS et al., 2011), em que os distúrbios de

diversos tipos que pode compreender secas extraordinárias, deslizamentos de terra, inundações, tempestades e intervenções humanas (CONDIT; HUBBELL; FOSTER, 1995; DAMASCENO-JUNIOR et al., 2004; GOMES; MANTOVANI; KAGEYAMA, 2003; GUILHERME et al., 2004; LAURANCE et al., 1998; SHEIL; BURSLEM; 2003) geralmente são os agentes principais na dinâmica florestal (BAKER et al., 2005; CONDIT; HUBBELL; FOSTER, 1995; OLIVEIRA-FILHO; MELO; SCOLFORO, 1997; LAURANCE et al., 1998; WERNECK; FRANCESCHINELLI, 2004).

O padrão geral de diminuição da abundância e aumento da área basal é uma tendência de florestas tropicais em recuperação pós-distúrbios (CROW, 1980; OLIVEIRA-FILHO; MELO; SCOLFORO, 1997; WERNECK; FRANCESCHINELLI, 2004), no qual se teria uma alta taxa de mortalidade nas classes de diâmetro menores (FELFILI, 1995a; OLIVEIRA-FILHO; MELO; SCOLFORO, 1997; KELLMAN; TACKABERRY; RIGG, 1998) e aumento de área basal dos indivíduos que ocupam as maiores classes de diâmetro (WERNECK; FRANCESCHINELLI, 2004). Hallé, Oldeman e Tomlinson (1978) e Guimarães et al. (2008) denominam esse período como “construção tardia”. Essas duas situações são justificadas respectivamente pela baixa capacidade de competição dos indivíduos pertencentes à menor classe de diâmetro em relação aos indivíduos arbóreos de maiores dimensões, que ocupam estratos superiores (FELFILI, 1995a); e a maior longevidade ou maior habilidade competitiva em indivíduos de maior porte (RICHARDS, 1996 apud MEWS et al., 2011), ou seja, dentre as diversas causas que podem acarretar o desequilíbrio em detrimento do recrutamento e da perda de área basal, o mesmo, pode ter acontecido em resposta a uma forte influência da competição (MEWS et al., 2011), no qual a interação entre indivíduos arbóreos em desenvolvimento em um mesmo sítio, seja ele uma floresta alterada ou preservada, pode suscitar

alta mortalidade de indivíduos e diminuir a densidade, caracterizando um momento de autodesbate na comunidade florestal (HIGUCHI et al., 2008).

Não obstante, é imperioso ressaltar que o padrão encontrado na área em relação às taxas pode variar entre distintos intervalos de observação de uma mesma floresta, ou seja, em diferentes momentos se tem distintos estágios do ciclo rítmico (MEWS et al., 2011).

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A comunidade arbórea do fragmento de floresta estacional semidecidual, com histórico de perturbação corroborou com a hipótese apresentada no presente trabalho, tendo sido registrada uma dinâmica desequilibrada, sem grandes alterações na composição florística ao longo do tempo.

AGRADECIMENTOS

À Fapemig pela concessão de bolsa de estudos à primeira autora e à equipe do Laboratório de Dendrologia e Ecologia de Florestas Tropicais do Departamento de Ciências Florestais da Universidade Federal de Lavras pelo auxílio no desenvolvimento do presente trabalho.

REFERENCIAL TEÓRICO

ABREU, T. A.; PINTO, J. R. R.; MEWS, H. A. Variações na riqueza e na diversidade de espécies arbustivas e arbóreas no período de 14 anos em uma Floresta de Vale, Mato Grosso, Brasil. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 65, n. 1, p. 073-088, 2014.

APPOLINÁRIO, V.; OLIVEIRA FILHO, A. T.; GUILHERME, F. A. G. Tree population and community dynamics in a Brazilian tropical semideciduous forest. **Brazilian Journal of Botany**, São Paulo, v. 28, n. 2, p. 347-360, 2005.

ARAÚJO, G. M.; HARIDASAN, M. Estrutura fitossociológica de duas matas mesófilas semidecíduas. Uberlândia, Triângulo Mineiro. **Naturalia**, Rio Claro, v. 22, n. 1, p. 115-129, 1997.

BAKER, P. J. et al. Disturbance history and historical stand dynamics of a seasonal tropical forest in western Thailand. **Ecological Monographs**, Ithaca, v. 75, n. 3, p. 317-343, 2005

BAKER, T. R.; SWAINE, M. D.; BURSLEM, D. F. Variation in tropical forest growth rates: combined effects of functional group composition and resource availability. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, Jena, v. 6, n. 1, p. 21-36, 2003.

BRAGA, F. M. S.; REZENDE, A. V. Dinâmica da vegetação arbórea da mata de galeria do Catetinho, Brasília-DF. **Cerne**, Lavras, v. 13, n. 2, p. 138-148, 2007.

BROWER, J. E.; ZAR, J. H. **Field: laboratory methods for general ecology**. 2 ed. Dubuque: C. Brown, 1984. 226 p.

CARVALHO, D. A. et al. Estrutura diamétrica e vertical de uma floresta ripária no alto Rio Grande (Bom Sucesso-Estado de Minas Gerais). **Revista Árvore**, Viçosa, v. 19, n. 4, p. 572-586, 1995a.

CARVALHO, D. A. et al. Estrutura fitossociológica de mata ripária do alto Rio Grande (Bom Sucesso, estado de Minas Gerais). **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 18, n. 1, p. 39-49, 1995b.

CARVALHO, D. D. et al. Flora arbustivo-arbórea das matas ciliares do alto rio Grande (MG). 1-mata de Macaia (Bom Sucesso). **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 4, n. 1, p. 274, 1992.

CARVALHO, F. A.; FELFILI, J. M. Variações temporais na comunidade arbórea de uma floresta decidual sobre afloramentos calcários no Brasil Central: composição, estrutura e diversidade florística. **Acta Botanica Brasilica**, Belo Horizonte, v. 25, n. 1, p. 203-214, 2011.

CARVALHO, W. A. C. et al. Variação espacial da estrutura da comunidade arbórea de um fragmento de floresta semidecídua em Piedade do Rio Grande, MG, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 30, n. 2, p. 315-335, 2007.

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: 28 ago. 2015.

CONDIT, R.; HUBBELL, S. P.; FOSTER, R. B. Mortality rates of 205 neotropical tree and shrub species and the impact of a severe drought. **Ecological monographs**, Ithaca, v. 65, n. 4, p. 419-439, 1995.

CORRÊA, B. S.; VAN DEN BERG, E. Estudo da dinâmica da população de *Xylopia brasiliensis* Sprengel em relação a parâmetros populacionais e da comunidade em uma floresta de galeria em Itutinga, MG, Brasil. **Cerne**, Lavras, v. 8, n. 1, p. 1-12, 2002.

CROW, T. R. A rainforest chronicle: a 30-year record of change in structure and composition at El Verde, Puerto Rico. **Biotropica**, Washington, p. 42-55, 1980.

DAMASCENO-JUNIOR, G. A. et al. Tree mortality in a riparian forest at Rio Paraguai, Pantanal, Brazil, after an extreme flooding. **Acta Botanica Brasilica**, Belo Horizonte, v. 18, n. 4, p. 839-846, 2004.

EISENLOHR, P. V.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Revisiting Patterns of Tree Species Composition and their Driving Forces in the Atlantic Forests of Southeastern Brazil. **Biotropica**, Washington, v. 47, n. 6, p. 689-701, 2015.

FELFILI, M. C.; FELFILI, J. M. Diversidade alfa e beta no cerrado sensu stricto da Chapada Pratinha, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Belo Horizonte, v. 15, n. 2, p. 243-254, 2001.

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**, Cambridge, v. 11, n. 01, p. 67-83, 1995a.

FELFILI, J. M. Diversity, structure and dynamics of a gallery forest in central Brazil. **Vegetatio**, Heidelberg, v. 117, n. 1, p. 1-15, 1995b.

FONSECA, S. N.; RIBEIRO, J. H. C.; CARVALHO, F. A. Estrutura e diversidade da regeneração arbórea em uma floresta secundária urbana (Juiz de Fora, MG, Brasil). **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 20, n. 3, p. 307-315, 2013.

FORZZA, R. C. et al. Flora vascular da Reserva Biológica da Represa do Gramma, Minas Gerais, e sua relação florística com outras florestas do sudeste brasileiro. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 65, n. 2, p. 275-292, 2014

FRANCO, B. K. S. et al. Densidade e composição florística do banco de sementes de um trecho de floresta estacional semidecidual no campus da Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 36, n. 3, p. 423-432, 2012.

GOMES, E. P. C.; MANTOVANI, W.; KAGEYAMA, P. Y. Mortality and recruitment of trees in a secondary montane rain forest in southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 63, n. 1, p. 47-60, 2003.

GONZAGA, A. P. D. et al. Diagnóstico florístico-estrutural do componente arbóreo da floresta da Serra de São José, Tiradentes, MG, Brasil. **Acta botanica brasílica**, Belo Horizonte, v. 22, n. 2, p. 505-520, 2008.

GOTELLI, N. J.; COLWELL, R. K. Estimating species richness. In: MAGURRAN, A. E.; MCGILL, B. J. (Ed.). **Biological diversity: frontiers in measurement and assessment**. Oxford: Oxford University, p. 39-54, 2011.

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, 2008.

HALLÉ, F.; OLDEMAN, R. A.; TOMLINSON, P. B. **Tropical trees and forests: architectural analysis**. Berlin: Springer Verlag, 1978. 441 p.

HARTSHORN, G. S. Neotropical forest dynamics. **Biotropica**, Washington, v. 12, n. 2, p. 23-30, 1980.

HIGUCHI, P., OLIVEIRA-FILHO, A. T., SILVA, A. C. D., MACHADO, E. L. M., SANTOS, R. M. D., PIFANO, D. S. Dinâmica da comunidade arbórea em um fragmento de floresta estacional semidecidual montana em Lavras, Minas Gerais, em diferentes classes de solos. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 32, n. 3, p. 417-426, 2008.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro: IBGE, 2012.

KELLMAN, M.; TACKABERRY, R.; RIGG, L. Structure and function in two tropical gallery forest communities: implications for forest conservation in fragmented systems. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 35, n. 2, p. 195-206, 1998.

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

LANG, G. E.; KNIGHT, D. H. Tree growth, mortality, recruitment, and canopy gap formation during a 10-year period in a tropical moist forest. **Ecology**, Washington, v. 64, n. 5, p. 1075-1080, 1983.

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

LEWIS, S. L. et al. Concerted changes in tropical forest structure and dynamics: evidence from 50 South American long-term plots. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, London, v. 359, n. 1443, p. 421-436, 2004.

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

LINDENMAYER, D. B. et al. Value of long-term ecological studies. **Austral Ecology**, Adelaide, v. 37, n. 7, p. 745-757, 2012.

MACHADO, E. L. M.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Spatial patterns of tree community dynamics are detectable in a small (4 ha) and disturbed fragment of the Brazilian Atlantic forest. **Acta Botanica Brasilica**, Belo Horizonte, v. 24, n. 1, p. 250-261, 2010.

MANOKARAN, N.; KOCHUMMEN, K. M. Recruitment, growth and mortality of tree species in a lowland dipterocarp forest in Peninsular Malaysia. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 3, n. 04, p. 315-330, 1987.

MEIRA NETO, J. A. et al. Estrutura de uma floresta estacional semidecidual submontana em área diretamente afetada pela Usina Hidrelétrica de Pilar, Ponte Nova, Zona da Mata de Minas Gerais. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 21, n. 3, p. 337-344, 1997.

MEWS, H. A. et al. Dinâmica estrutural da comunidade lenhosa em floresta estacional semidecidual na transição cerrado-floresta amazônica, Mato Grosso, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Belo Horizonte, v. 25, n. 4, p. 845-857, 2011.

MOREIRA, B.; CARVALHO, F. A. A comunidade arbórea de um fragmento urbano de Floresta Atlântica após 40 anos de sucessão secundária (Juiz de Fora, Minas Gerais). **Biotemas**, Santa Catarina, v. 26, n. 2, p. 59-70, 2013.

MOREL, J. D. et al. Population structure of *Calyptanthes clusiifolia* O. Berg in two patches in the souther Minas Gerais state. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 30, n. 5, 2014.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. Indianapolis: J. Wiley, 1974. 547p.

NASCIMENTO, H. E. M. et al. Estrutura e dinâmica de populações arbóreas de um fragmento de floresta estacional semidecidual na região de Piracicaba, SP. *Revista Brasileira de Biologia*, São Carlos, v. 59, p. 329-342, 1999.

OLIVEIRA-FILHO, A. T. et al. Dinâmica da comunidade e populações arbóreas da borda e interior de um remanescente florestal na Serra da Mantiqueira, Minas Gerais, em um intervalo de cinco anos (1999-2004). **Revista brasileira de botânica**, São Paulo, v. 30, n. 1, p. 149-161, 2007.

- OLIVEIRA-FILHO, A. T. et al. Effects of soils and topography on the distribution of tree species in a tropical riverine forest in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 10, n. 04, p. 483-508, 1994.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T. et al. Variation in tree community composition and structure with changes in soil properties within a fragment of semideciduous forest in south-eastern Brazil. **Edinburgh Journal of Botany**, Edinburgh, v. 58, n. 01, p. 139-158, 2001.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FONTES, M. A. L. Patterns of Floristic Differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the Influence of Climate I. **Biotropica**, Washington, v. 32, n. 4b, p. 793-810, 2000.
- 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, 1997.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T.; SCOLFORO, J. R. S.; MELLO, J. M. Composição florística e estrutura comunitária de um remanescente de floresta semidecídua montana em Lavras, MG. **Revista brasileira de botânica**, São Paulo, v. 17, n. 2, p. 167-182, 1994.
- PAIVA, L. V. D.; ARAÚJO, G. M. D.; PEDRONI, F. Structure and dynamics of a woody plant community of a tropical semi-deciduous seasonal forest in the "Estação Ecológica do Panga", municipality of Uberlândia, Minas Gerais, Brazil. **Brazilian Journal of Botany**, São Paulo, v. 30, n. 3, p. 365-373, 2007.
- PAULA, A. D. et al. Sucessão ecológica da vegetação arbórea em uma Floresta Estacional Semidecidual, Viçosa, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Belo Horizonte, v. 18, n. 3, p. 407-423, 2004.
- PHILLIPS, O. L. et al. Drought–mortality relationships for tropical forests. **New Phytologist**, Oxford, v. 187, n. 3, p. 631-646, 2010.
- PHILLIPS, O. L. Long-term environmental change in tropical forests: increasing tree turnover. **Environmental Conservation**, Cambridge, v. 23, n. 3, p. 235-246, 1996.
- RODRIGUES, L. A.; ARAÚJO, G. M. Levantamento florístico de uma mata decídua em Uberlândia, Minas Gerais, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Belo Horizonte, v. 11, n. 2, p. 229-236, 1997.
- RODRIGUES, L. A. et al. Florística e estrutura da comunidade arbórea de um fragmento florestal em Luminárias, MG. **Acta Botanica Brasilica**, Belo Horizonte, v. 17, n. 1, p. 71-87, 2003.

- ROLIM, S. G.; COUTO, H.T.Z.; JESUS, R.M. Mortalidade e recrutamento de árvores na Floresta Atlântica em Linhares (ES). **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 55, p. 49-69, 1999.
- ROLIM, S. G.; NASCIMENTO, H. E. M. Análise da riqueza, diversidade e relação espécie-abundância de uma comunidade arbórea tropical em diferentes intensidades amostrais. **Scientia forestalis**, Piracicaba, v. 52, p. 7-16, 1997.
- SCHIAVINI, I. et al. Dinâmica de populações de espécies arbóreas em mata de galeria e mata mesófila na margem do Ribeirão Panga, MG. Cerrado: Caracterização e Recuperação de Matas de Galeria (JF Ribeiro, CEL Fonseca ; JC Sousa-Silva, eds.). **Embrapa-CPAC**, Brasília, p. 267-299, 2001.
- SHEIL, D.; BURSLEM, D. F. R. P. Disturbing hypotheses in tropical forests. **Trends in Ecology ; Evolution**, London, v. 18, n. 1, p. 18-26, 2003.
- SHEIL, D.; BURSLEM, D. F. R. P.; ALDER, D. The Interpretation and misinterpretation of mortality rate measures. **Journal of Ecology**, Oxford, 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**, Cambridge, v. 16, n. 6, p. 765-800, Nov. 2000.
- SILVA, M. R.; ARAÚJO, G. M. Dinâmica da comunidade arbórea de uma floresta semidecidual em Uberlândia, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Belo Horizonte, v. 23, n. 1, p. 49-56, 2009.
- SWAINE, M. D.; LIEBERMAN, D.; PUTZ, F. E. The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 3, n. 04, p. 359-366, 1987.
- VAN DEN BERG, E.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Spatial partitioning among tree species Within an area. **Flora**, Jena, v. 194, p. 249-266, 1999
- VILELA, E. A.; RAMALHO, M. A. P. Análise das temperaturas e precipitações pluviométricas de Lavras, Minas Gerais [Brasil]. **Ciência e Prática**, Lavras, v. 3, n. 1, p. 71-79, 1979.
- 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.
- WERNECK, M. S.; FRANCESCHINELLI, E. V. Dynamics of a dry forest fragment after the exclusion of human disturbance in southeastern Brazil. **Plant Ecology**, Heidelberg, v. 174, n. 2, p. 339-348, 2004.

WERNECK, M. S.; FRANCESCHINELLI, E. V.; TAMEIRÃO- NETO, E. Mudanças na florística e estrutura de uma floresta decídua durante um período de quatro anos (1994-1998), na região do Triângulo Mineiro, MG. **Revista brasileira de botânica**, São Paulo, v. 23, n. 4, p. 401-413, 2000.

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

APÊNDICE

APÊNDICE A Parâmetros fitossociológicos das espécies arbóreas amostradas nos inventários de 2003, 2005, 2007 e 2015 de uma floresta estacional semidecidual, no município de Bom Sucesso. Espécies ordenadas segundo o valor de importância em 2003. (DA: densidade absoluta em ind/ha; AB: área basal em m²; VI: valor de importância).

Família	Espécie	2003			2005			2007			2015		
		DA	AB	VI									
BURSERACEAE	<i>Protium spruceanum</i> (Benth.) Engler	505.00	4.52	55.19	471.67	4.39	53.60	463.33	4.50	52.27	425.00	5.36	54.42
FABACEAE	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	110.00	1.49	17.88	110.00	1.45	17.89	111.67	2.00	20.48	103.33	1.66	17.93
BURSERACEAE	<i>Protium widgrenii</i> Engler	60.00	0.56	8.38	58.33	0.54	8.28	60.00	0.58	8.17	53.33	0.64	8.09
MYRTACEAE	<i>Myrcia pulchra</i> (O.Berg) Kiaersk.	63.33	0.31	7.40	55.00	0.27	6.85	56.67	0.30	6.97	48.33	0.22	5.94
RUBIACEAE	<i>Ixora brevifolia</i> Benth.	58.33	0.32	7.16	60.00	0.33	7.44	56.67	0.32	7.12	61.67	0.44	8.07
CLETHRACEAE	<i>Clethra scabra</i> Pers.	40.00	0.45	6.98	38.33	0.47	7.07	38.33	0.48	7.00	28.33	0.47	6.04
FABACEAE	<i>Machaerium villosum</i> Vogel	28.33	0.50	6.93	28.33	0.53	7.17	28.33	0.60	7.34	28.33	0.56	7.31
MELIACEAE	<i>Trichilia pallida</i> Swartz	50.00	0.23	5.73	53.33	0.25	6.09	51.67	0.26	5.98	55.00	0.29	6.41
CUNONIACEAE	<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	18.33	0.56	5.72	16.67	0.45	5.01	16.67	0.47	4.97	16.67	0.48	4.94
MYRTACEAE	<i>Siphoneugena crassifolia</i> (DC.) Proença & Sobral	40.00	0.27	5.71	40.00	0.28	5.83	38.33	0.30	5.47	40.00	0.32	5.94
RUBIACEAE	<i>Amaioua intermedia</i> Mart. ex Schult. & Schult.f.	50.00	0.19	5.51	46.67	0.17	5.29	51.67	0.22	5.76	55.00	0.26	6.23
FABACEAE	<i>Tachigali rugosa</i> (Mart. ex Benth.) Zarucchi & Pipoly	8.33	0.60	4.64	8.33	0.66	5.03	8.33	0.69	4.98	10.00	0.89	6.12
COMBRETACEAE	<i>Terminalia glabrescens</i> Mart.	16.67	0.42	4.58	16.67	0.49	5.02	11.67	0.36	3.36	8.33	0.17	2.37

APÊNDICE A, continua

Família	Espécie	2003			2005			2007			2015		
		DA	AB	VI									
PHYLLANTHACEAE	<i>Hyeronima alchorneoides</i> <i>Allemão</i>	18.33	0.41	4.58	18.33	0.43	4.73	18.33	0.45	4.73	15.00	0.48	4.57
EUPHORBIACEAE	<i>Actinostemon concolor</i> <i>(Spreng.) Müll. Arg.</i>	41.67	0.24	4.57	46.67	0.26	5.30	46.67	0.26	4.94	50.00	0.24	5.35
FABACEAE	<i>Platypodium elegans</i> Vogel	23.33	0.17	4.51	23.33	0.18	4.61	25.00	0.18	4.89	15.00	0.14	3.12
RUBIACEAE	<i>Faramea hyacinthina</i> Mart.	36.67	0.16	4.38	35.00	0.17	4.38	33.33	0.16	4.48	40.00	0.21	5.14
MYRSINACEAE	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	36.67	0.11	4.34	35.00	0.10	4.24	28.33	0.09	3.79	18.33	0.05	2.85
STYRACACEAE	<i>Styrax camporum</i> Pohl	25.00	0.15	4.24	25.00	0.17	4.36	26.67	0.17	4.41	21.67	0.14	3.46
MYRTACEAE	<i>Blepharocalyx salicifolius</i> <i>(Kunth) O. Berg</i>	33.33	0.20	4.16	33.33	0.20	4.25	30.00	0.20	4.00	28.33	0.21	3.97
ANACARDIACEAE	<i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) <i>Mitchell</i>	25.00	0.14	3.62	21.67	0.13	3.47	20.00	0.14	3.37	15.00	0.13	3.04
AQUIFOLIACEAE	<i>Ilex conocarpa</i> Reissek	15.00	0.29	3.46	13.33	0.29	3.41	11.67	0.28	2.90	11.67	0.26	2.99
LAURACEAE	<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisner) <i>Mez</i>	11.67	0.21	3.36	11.67	0.22	3.42	11.67	0.24	3.44	11.67	0.26	3.51
FABACEAE	<i>Leucochloron incuriale</i> (Vell.) <i>Barneby & Grimes</i>	20.00	0.13	3.30	20.00	0.11	3.26	21.67	0.13	3.38	20.00	0.44	4.91
PENTAPHYLACACEAE	<i>Ternstroemia brasiliensis</i> <i>Cambess.</i>	23.33	0.08	3.19	21.67	0.07	3.08	18.33	0.06	2.86	11.67	0.04	2.16
LAURACEAE	<i>Cryptocarya aschersoniana</i> <i>Mez</i>	8.33	0.34	3.13	5.00	0.21	2.26	8.33	0.32	2.94	6.67	0.34	2.88
MYRTACEAE	<i>Myrcia venulosa</i> DC.	15.00	0.14	2.86	15.00	0.14	2.91	15.00	0.15	2.88	15.00	0.11	2.69
VOCHYSIACEAE	<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.	15.00	0.14	2.84	18.33	0.15	3.36	18.33	0.15	3.36	13.33	0.15	2.56
ARALIACEAE	<i>Dendropanax cuneatus</i> (DC.) <i>Decne. & Planch.</i>	18.33	0.04	2.71	18.33	0.04	2.76	16.67	0.04	2.65	23.33	0.06	3.44
ROSACEAE	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urban	13.33	0.11	2.59	11.67	0.11	2.27	15.00	0.13	2.51	15.00	0.15	2.91

APÊNDICE A, continua

Família	Espécie	2003			2005			2007			2015		
		DA	AB	VI									
MYRTACEAE	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	15.00	0.04	2.56	11.67	0.04	1.89	15.00	0.05	2.62	13.33	0.06	2.61
FABACEAE	<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	11.67	0.16	2.53	11.67	0.17	2.61	11.67	0.17	2.60	11.67	0.20	2.71
BIGNONIACEAE	<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) <i>S.Grose</i>	11.67	0.15	2.52	11.67	0.16	2.58	11.67	0.16	2.53	11.67	0.16	2.53
MYRSINACEAE	<i>Myrsine gardneriana</i> A.DC.	23.33	0.05	2.50	20.00	0.05	2.37	18.33	0.04	1.98	8.33	0.01	0.80
FABACEAE	<i>Bauhinia longifolia</i> (Bong.) Steud.	21.67	0.04	2.39	21.67	0.04	2.45	21.67	0.05	2.45	20.00	0.05	2.39
FABACEAE	<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	11.67	0.09	2.15	11.67	0.10	2.20	13.33	0.11	2.31	10.00	0.12	1.94
ANNONACEAE	<i>Annona glabra</i> L.	10.00	0.10	2.15	6.67	0.07	1.28	8.33	0.10	1.77	6.67	0.07	1.50
MALVACEAE	<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	13.33	0.06	2.08	11.67	0.07	1.77	11.67	0.07	2.06	11.67	0.09	2.12
CONNARACEAE	<i>Connarus regnellii</i> G.Schelenb.	11.67	0.12	2.07	10.00	0.10	1.60	11.67	0.13	2.11	10.00	0.14	2.06
MYRTACEAE	<i>Eugenia handroana</i> D.Legrand	11.67	0.08	2.07	13.33	0.08	2.47	13.33	0.08	2.44	10.00	0.12	2.46
FABACEAE	<i>Dalbergia villosa</i> (Benth.) Benth.	6.67	0.11	2.03	6.67	0.11	2.05	5.00	0.12	1.68	5.00	0.12	1.67
ANACARDIACEAE	<i>Tapirira guianensis</i> Aublet	10.00	0.03	1.99	6.67	0.02	1.51	5.00	0.02	1.13	3.33	0.01	0.73
MYRTACEAE	<i>Eugenia acutata</i> Miq.	15.00	0.07	1.97	16.67	0.08	2.13	18.33	0.09	2.48	21.67	0.10	3.02
PROTEACEAE	<i>Roupala montana</i> Aubl.	8.33	0.04	1.94	8.33	0.04	1.98	10.00	0.05	2.08	8.33	0.04	1.67
LYTHRACEAE	<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.	8.33	0.08	1.92	8.33	0.08	1.92	5.00	0.06	1.09	6.67	0.06	1.45
MELIACEAE	<i>Trichilia emarginata</i> (Turcz.) C.DC.	11.67	0.09	1.88	11.67	0.09	1.94	11.67	0.10	1.94	11.67	0.11	1.99
MELIACEAE	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	3.33	0.23	1.76	3.33	0.24	1.83	3.33	0.27	1.90	3.33	0.26	1.77

APÊNDICE A, continua

Família	Espécie	2003			2005			2007			2015		
		DA	AB	VI									
ANNONACEAE	<i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil.	8.33	0.10	1.75	8.33	0.10	1.78	8.33	0.10	1.76	8.33	0.11	1.82
FABACEAE	<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms	1.67	0.23	1.68	1.67	0.24	1.72	1.67	0.24	1.62	1.67	0.27	1.73
LAURACEAE	<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees	8.33	0.08	1.68	8.33	0.08	1.70	8.33	0.08	1.89	8.33	0.04	1.95
MALVACEAE	<i>Eriotheca candolleana</i> (K.Schum.) A.Robyns	6.67	0.05	1.64	8.33	0.05	2.03	8.33	0.05	2.01	6.67	0.04	1.63
FABACEAE	<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	11.67	0.04	1.58	11.67	0.04	1.63	11.67	0.04	1.63	8.33	0.05	1.48
RUTACEAE	<i>Metrodorea stipularis</i> Mart.	11.67	0.06	1.47	11.67	0.06	1.51	11.67	0.07	1.52	10.00	0.05	1.33
ARECACEAE	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	6.67	0.08	1.33	6.67	0.09	1.42	6.67	0.10	1.41	11.67	0.13	2.07
MELASTOMATAEAE	<i>Miconia chartacea</i> Triana	8.33	0.02	1.32	8.33	0.02	1.34	8.33	0.02	1.32	5.00	0.02	0.88
SALICACEAE	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	8.33	0.02	1.31	6.67	0.02	1.22	8.33	0.02	1.34	6.67	0.02	1.00
LAMIACEAE	<i>Vitex polygama</i> Cham.	1.67	0.16	1.26	1.67	0.17	1.34	1.67	0.16	1.22	-	-	-
FABACEAE	<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	8.33	0.09	1.19	6.67	0.08	1.08	8.33	0.10	1.23	6.67	0.10	1.13
FABACEAE	<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	5.00	0.03	1.19	5.00	0.03	1.21	5.00	0.03	1.19	5.00	0.03	0.95
MYRTACEAE	<i>Eugenia excelsa</i> O.Berg	5.00	0.02	1.14	5.00	0.02	1.16	5.00	0.02	1.17	5.00	0.03	1.21
MORACEAE	<i>Ficus mexiae</i> Standley	3.33	0.07	1.11	3.33	0.08	1.15	3.33	0.08	1.15	3.33	0.09	1.18
MYRTACEAE	<i>Eugenia florida</i> DC.	8.33	0.07	1.08	8.33	0.07	1.11	8.33	0.07	1.11	10.00	0.08	1.49
ARALIACEAE	<i>Schefflera calva</i> (Cham.) Frodin & Fiaschi	5.00	0.04	1.02	5.00	0.04	1.04	6.67	0.05	1.38	5.00	0.01	1.11
SAPINDACEAE	<i>Cupania vernalis</i> Cambess	6.67	0.02	0.98	6.67	0.02	0.98	6.67	0.02	0.98	10.00	0.03	1.75
FABACEAE	<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld	5.00	0.03	0.95	5.00	0.04	0.98	6.67	0.04	1.36	5.00	0.04	1.01
APOCYNACEAE	<i>Aspidosperma discolor</i> A. DC.	3.33	0.08	0.90	3.33	0.09	0.95	3.33	0.09	0.94	3.33	0.13	1.13

APÊNDICE A, continua

Família	Espécie	2003			2005			2007			2015		
		DA	AB	VI	DA	AB	VI	DA	AB	VI	DA	AB	VI
LAURACEAE	<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisner) Mez	1.67	0.10	0.90	1.67	0.09	0.89	1.67	0.10	0.88	3.33	0.10	0.96
MORACEAE	<i>Ficus tomentella</i> (Miq.) Miq.	1.67	0.09	0.86	1.67	0.10	0.93	1.67	0.11	0.95	1.67	0.17	1.22
RUTACEAE	<i>Galipea jasminiflora</i> (A.St.-Hil.) Engl.	5.00	0.01	0.84	5.00	0.01	0.85	5.00	0.01	0.85	5.00	0.01	0.85
SIPARUNACEAE	<i>Siparuna guianensis</i> (Aublet)	5.00	0.01	0.83	5.00	0.01	1.08	5.00	0.01	1.08	13.33	0.03	2.71
RUBIACEAE	<i>Cordia concolor</i> (Cham.) Kuntze	3.33	0.02	0.82	3.33	0.02	0.82	3.33	0.02	0.82	5.00	0.03	0.95
MELIACEAE	<i>Trichilia pallens</i> C.DC.	3.33	0.02	0.82	5.00	0.03	0.95	13.33	0.05	2.24	20.00	0.06	2.98
CELASTRACEAE	<i>Maytenus gonoclada</i> Mart.	3.33	0.02	0.81	3.33	0.02	0.83	3.33	0.03	0.84	1.67	0.00	0.37
OCHNACEAE	<i>Ouratea parviflora</i> (DC.) Baillon	3.33	0.02	0.81	3.33	0.02	0.82	3.33	0.02	0.82	3.33	0.03	0.85
MELIACEAE	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	1.67	0.08	0.80	1.67	0.17	1.30	1.67	0.08	0.77	1.67	0.09	0.79
RUTACEAE	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	3.33	0.02	0.80	3.33	0.02	0.81	3.33	0.02	0.80	1.67	0.02	0.45
MORACEAE	<i>Ficus pertusa</i> L.f.	3.33	0.02	0.78	3.33	0.02	0.81	3.33	0.03	0.85	3.33	0.04	0.88
AQUIFOLIACEAE	<i>Ilex cerasifolia</i> Reissek	3.33	0.02	0.78	3.33	0.02	0.79	3.33	0.02	0.78	1.67	0.00	0.37
SALICACEAE	<i>Casearia decandra</i> Jacquin	3.33	0.01	0.75	1.67	0.00	0.36	-	-	-	-	-	-
ANNONACEAE	<i>Guatteria australis</i> A.St.-Hil.	3.33	0.01	0.75	3.33	0.01	0.76	3.33	0.01	0.77	3.33	0.01	0.75
CALOPHYLLACEAE	<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	3.33	0.01	0.75	6.67	0.02	1.24	8.33	0.03	1.35	6.67	0.03	1.06
FABACEAE	<i>Platycyamus regnellii</i> Benth.	1.67	0.07	0.74	1.67	0.07	0.76	1.67	0.08	0.75	1.67	0.08	0.75
MYRTACEAE	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg	3.33	0.01	0.72	3.33	0.01	0.74	3.33	0.01	0.73	3.33	0.01	0.74
MYRTACEAE	<i>Myrcia tomentosa</i> (Aublet) DC.	3.33	0.01	0.72	3.33	0.01	0.73	3.33	0.01	0.72	3.33	0.01	0.73
SAPINDACEAE	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	3.33	0.01	0.72	1.67	0.00	0.36	3.33	0.01	0.73	3.33	0.00	0.72

APÊNDICE A, continua

Família	Espécie	2003			2005			2007			2015		
		DA	AB	VI									
MYRTACEAE	<i>Myrcia hebetata</i> DC.	3.33	0.01	0.71	3.33	0.01	0.72	3.33	0.01	0.72	3.33	0.01	0.74
MYRTACEAE	<i>Marlierea racemosa</i> (Vell.) Kiaersk.	3.33	0.00	0.71	3.33	0.00	0.72	3.33	0.00	0.71	3.33	0.00	0.73
CELASTRACEAE	<i>Cheiloclinium cognatum</i> (Miers.) A.C.Smith	1.67	0.06	0.67	1.67	0.06	0.67	1.67	0.04	0.55	1.67	0.07	0.72
SAPINDACEAE	<i>Cupania zanthoxyloides</i> Radlk.	5.00	0.03	0.66	5.00	0.03	0.68	5.00	0.03	0.68	5.00	0.04	0.73
ARECACEAE	<i>Geonoma schottiana</i> Mart.	6.67	0.01	0.65	8.33	0.01	1.03	6.67	0.01	0.92	5.00	0.01	0.57
FABACEAE	<i>Sweetia fruticosa</i> Sprengel	5.00	0.02	0.62	6.67	0.02	0.73	6.67	0.02	0.73	5.00	0.02	0.64
MYRTACEAE	<i>Eugenia</i> sp.	1.67	0.04	0.60	1.67	0.04	0.60	1.67	0.04	0.58	1.67	0.04	0.57
BORAGINACEAE	<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	3.33	0.02	0.54	3.33	0.02	0.55	3.33	0.02	0.54	5.00	0.02	0.91
ANNONACEAE	<i>Annona cacans</i> Warm.	3.33	0.01	0.51	5.00	0.02	0.90	5.00	0.02	0.91	3.33	0.05	0.68
NYCTAGINACEAE	<i>Guapira graciliflora</i> (Mart. ex Schmidt) Lundell	1.67	0.03	0.49	3.33	0.03	0.85	3.33	0.03	0.84	1.67	0.03	0.48
CELASTRACEAE	<i>Salacia elliptica</i> (Mart.) G.Don	1.67	0.02	0.49	1.67	0.03	0.50	1.67	0.03	0.50	3.33	0.04	0.89
ANNONACEAE	<i>Annona neosericea</i> H.Rainer	1.67	0.02	0.48	1.67	0.01	0.41	1.67	0.03	0.50	1.67	0.03	0.50
BORAGINACEAE	<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	3.33	0.01	0.47	3.33	0.01	0.48	3.33	0.01	0.48	3.33	0.01	0.49
RUBIACEAE	<i>Coutarea hexandra</i> (Jacquin) K.Schum.	1.67	0.02	0.46	1.67	0.02	0.47	1.67	0.02	0.47	1.67	0.02	0.47
MELASTOMATACEAE	<i>Miconia latecrenata</i> (DC.) Naudin	3.33	0.00	0.46	3.33	0.00	0.46	1.67	0.00	0.36	-	-	-
FABACEAE	<i>Inga marginata</i> Willd.	1.67	0.02	0.45	1.67	0.02	0.44	1.67	0.02	0.44	1.67	0.02	0.47

APÊNDICE A, continua

Família	Espécie	2003			2005			2007			2015		
		DA	AB	VI									
MYRTACEAE	<i>Eugenia hiemalis</i> Cambess.	3.33	0.00	0.45	3.33	0.00	0.46	3.33	0.01	0.47	1.67	0.00	0.37
FABACEAE	<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	1.67	0.02	0.45	1.67	0.02	0.45	-	-	-	-	-	-
FABACEAE	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) Macbr.	1.67	0.02	0.44	1.67	0.02	0.45	1.67	0.03	0.49	1.67	0.05	0.59
CANNABACEAE	<i>Celtis iguanaea</i> (Jacquin) Sargent	1.67	0.01	0.42	1.67	0.02	0.46	1.67	0.01	0.37	1.67	0.01	0.38
ERYTHROXYLACEAE	<i>Erythroxylum citrifolium</i> A. St.-Hil.	1.67	0.01	0.41	-	-	-	-	-	-	-	-	-
BIGNONIACEAE	<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	1.67	0.01	0.41	1.67	0.01	0.41	1.67	0.01	0.41	1.67	0.01	0.40
ANACARDIACEAE	<i>Lithrea molleoides</i> (Vell.) Engl.	1.67	0.01	0.39	1.67	0.01	0.39	-	-	-	-	-	-
PROTEACEAE	<i>Euplassa legalis</i> (Vell.) Johnston	1.67	0.01	0.38	1.67	0.01	0.39	1.67	0.01	0.40	1.67	0.01	0.41
LAURACEAE	<i>Persea willdenovii</i> Kosterm.	1.67	0.01	0.38	1.67	0.01	0.39	1.67	0.01	0.39	1.67	0.01	0.39
MYRTACEAE	<i>Myrcia guianensis</i> (Aublet) DC.	1.67	0.01	0.38	-	-	-	-	-	-	-	-	-
BIGNONIACEAE	<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	1.67	0.01	0.41	1.67	0.01	0.41	1.67	0.01	0.41	1.67	0.01	0.40
ANACARDIACEAE	<i>Lithrea molleoides</i> (Vell.) Engl.	1.67	0.01	0.39	1.67	0.01	0.39	-	-	-	-	-	-
PROTEACEAE	<i>Euplassa legalis</i> (Vell.) Johnston	1.67	0.01	0.38	1.67	0.01	0.39	1.67	0.01	0.40	1.67	0.01	0.41
LAURACEAE	<i>Persea willdenovii</i> Kosterm.	1.67	0.01	0.38	1.67	0.01	0.39	1.67	0.01	0.39	1.67	0.01	0.39
MYRTACEAE	<i>Myrcia guianensis</i> (Aublet) DC.	1.67	0.01	0.38	-	-	-	-	-	-	-	-	-
SALICACEAE	<i>Xylosma prockia</i> (Turcz.) Turcz.	1.67	0.01	0.37	1.67	0.01	0.38	1.67	0.01	0.37	1.67	0.01	0.39
MYRSINACEAE	<i>Myrsine guianensis</i> (Aublet) Kuntze	1.67	0.00	0.37	1.67	0.00	0.37	1.67	0.00	0.37	-	-	-
SAPINDACEAE	<i>Matayba juglandifolia</i> (Cambess.) Radlk.	1.67	0.00	0.36	1.67	0.00	0.37	1.67	0.00	0.37	1.67	0.00	0.37

APÊNDICE A, continua

Família	Espécie	2003			2005			2007			2015		
		DA	AB	VI									
APOCYNACEAE	<i>Aspidosperma olivaceum</i> Müll.Arg.	1.67	0.00	0.36	1.67	0.00	0.37	1.67	0.01	0.37	1.67	0.01	0.39
MALPIGHIACEAE	<i>Byrsonima laxiflora</i> Griseb.	1.67	0.00	0.36	1.67	0.00	0.36	1.67	0.00	0.36	1.67	0.00	0.37
SYMPLOCACEAE	<i>Symplocos pubescens</i> Klotzsch ex Benth.	1.67	0.00	0.36	1.67	0.00	0.36	1.67	0.00	0.37	1.67	0.00	0.37
ANNONACEAE	<i>Xylopia brasiliensis</i> Sprengel	1.67	0.00	0.36	1.67	0.00	0.36	1.67	0.00	0.36	3.33	0.01	0.74
RUBIACEAE	<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	1.67	0.00	0.36	1.67	0.00	0.36	3.33	0.00	0.72	3.33	0.01	0.73
SAPOTACEAE	<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hooker & Arnott) Radlk.	1.67	0.00	0.36	1.67	0.00	0.36	1.67	0.00	0.36	1.67	0.00	0.37
EUPHORBIACEAE	<i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll.Arg.	1.67	0.00	0.36	1.67	0.00	0.36	1.67	0.00	0.36	6.67	0.01	1.20
MONIMIACEAE	<i>Mollinedia widgrenii</i> A.DC.	1.67	0.00	0.36	1.67	0.00	0.36	1.67	0.00	0.36	1.67	0.01	0.38
MYRTACEAE	<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	1.67	0.00	0.36	1.67	0.00	0.36	1.67	0.00	0.36	1.67	0.00	0.37
LAURACEAE	<i>Ocotea laxa</i> (Nees) Mez	1.67	0.00	0.36	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ERYTHROXYLACEAE	<i>Erythroxylum pulchrum</i> A.St.-Hil.	1.67	0.00	0.36	1.67	0.00	0.36	-	-	-	-	-	-
LAURACEAE	<i>Ocotea velutina</i> (Nees) Rohwer	1.67	0.00	0.36	1.67	0.00	0.36	1.67	0.01	0.38	-	-	-
THEACEAE	<i>Laplacea fruticosa</i> (Schrad.) Kobuski	1.67	0.00	0.35	1.67	0.00	0.36	1.67	0.00	0.36	1.67	0.00	0.36
MONIMIACEAE	<i>Mollinedia argyrogyna</i> Perkins	1.67	0.00	0.35	1.67	0.00	0.36	1.67	0.00	0.36	1.67	0.00	0.36
MYRSINACEAE	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	1.67	0.00	0.35	1.67	0.00	0.36	1.67	0.00	0.36	1.67	0.00	0.37
RUTACEAE	<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sargent	1.67	0.00	0.35	1.67	0.00	0.36	1.67	0.00	0.36	1.67	0.00	0.36
SAPINDACEAE	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	-	-	-	1.67	0.00	0.36	-	-	-	1.67	0.00	0.37
MELASTOMATACEAE	<i>Miconia trianae</i> Cogn.	-	-	-	1.67	0.00	0.36	1.67	0.00	0.37	6.67	0.02	0.97

APÊNDICE A, continua

Família	Espécie	2003			2005			2007			2015		
		DA	AB	VI	DA	AB	VI	DA	AB	VI	DA	AB	VI
LAURACEAE	<i>Ocotea odorifera (Vell.) Rohwer</i>	-	-	-	1.67	0.00	0.36	1.67	0.00	0.37	-	-	-
ASTERACEAE	<i>Vernonanthura divaricata (Spreng.) H.Rob.</i>	-	-	-	-	-	-	1.67	0.01	0.41	1.67	0.06	0.67
ANNONACEAE	<i>Annona coriacea Mart.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.67	0.00	0.37
ANNONACEAE	<i>Annonaceae sp.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.67	0.00	0.36
MYRTACEAE	<i>Calyptranthes clusifolia O.Berg</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.67	0.00	0.36
MORACEAE	<i>Ficus enormis Mart. ex Miq.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.67	0.00	0.36
CELASTRACEAE	<i>Gymnosporia pyria (Willemet) Jordaan.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.67	0.01	0.38
LAURACEAE	<i>Persea fruticosa (Kurz) Kosterm.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.67	0.00	0.37
FABACEAE	<i>Senna multijuga (Rich.) Irwin et Barn.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.67	0.02	0.44

**HETEROGENEIDADE DE HABITAT E SUA INFLUÊNCIA NA
COMPOSIÇÃO, ESTRUTURA E DIVERSIDADE DE ESPÉCIES EM
UMA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL AO LONGO DE 13
ANOS**

RESUMO: A distribuição das espécies em uma floresta e as variáveis ambientais existentes na mesma apresentam correspondências. Nesse âmbito, o presente estudo objetivou avaliar a comunidade arbórea de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual do Domínio Atlântico, no sudeste do estado de Minas Gerais, Brasil, localizado sob as coordenadas geográficas 21 ° 09 'S e 44 ° 54' O, que apresenta histórico de perturbação (mineração de ouro e perda de habitat), relacionando a posição topográfica dos indivíduos arbóreos a padrões de composição florística, diversidade de espécies, estrutura e dinâmica florestal. A hipótese testada é que a comunidade arbórea será, na realidade, composta por três ecounidades (topo, encosta e fundo), que apresentariam distintas estruturas e dinâmicas, mas que não implicaria em mudanças florísticas pronunciadas. O trabalho foi norteado com base em dados de diâmetro a 1,3 m do solo (DAP) coletados em quatro medições (2003, 2005, 2007, 2015). Empregou-se análises indiretas de gradiente (NMDS) para avaliar mudanças na composição florística, análise fitossociológica para avaliar variações na estrutura, análises das taxas demográficas de mortalidade, recrutamento, e das taxas de perda e ganho de biomassa para avaliar mudanças na dinâmica florestal ao longo do tempo. Os resultados sugeriram a topografia como fator síntese da heterogeneidade ambiental presente na área de estudo, suportando a hipótese testada. Evidenciando ainda, que alterações na dinâmica e estrutura da comunidade arbórea não são necessariamente atreladas a mudanças na composição florística, indicando que o mesmo grupo de espécies pode ter estratégias diferentes diante de condicionantes diferentes.

Palavras-chave: Distribuição de espécies. Dinâmica Florestal. Heterogeneidade ambiental

ABSTRACT: (HETEROGENEITY OF HABITAT AND ITS INFLUENCE ON THE COMPOSITION, STRUCTURE AND SPECIES DIVERSITY IN A SEMIDECIDUAL FOREST ON 13 YEARS LONG) Species distribution and environmental variables in a forest are deeply related. In this context, the present study aimed to evaluate the tree community in a Atlantic Seasonal Forest remnant, in Southeast Brazil, in the coordinates 21 ° 09 'S and 44 ° 54' W, by

trying to correlate the topographic position of tree individuals (which is a result of historic disturbs such as gold mining and habitat loss) to the composition, diversity, structure and dynamics patterns. The hypothesis tested here is that the community would be composed by three subunits (“topo”, “enconsta” and “fundo”), that would display distinct structure and dynamics, but that would not have deep floristic changes. This study was based in DBH data gathered in four inventories (2003, 2005, 2007, 2015). It were performed indirect gradients analysis (NMDS) to evaluate floristic changes. The phytosociology analysis was conducted to evaluate variations in structure and calculated demographic rates. The results suggest the topography to be a synthesis of environmental heterogeneity present in the study area, supporting the tested hypothesis. The shifts found here for dynamics and structure are not necessarily related to shifts in composition, pointing out that the same set of species could have different strategies under different ecological drivers.

Keywords: Species distribution. Forest dynamics. Environmental heterogeneity.

1 INTRODUÇÃO

A cobertura vegetal de uma área pode evidenciar a variabilidade espacial e temporal proveniente da versatilidade dos fatores abióticos e bióticos (LUNDHOLM, 2009) e das interações entre os mesmos (DENSLOW, 1987). Essas variações suscitam grande heterogeneidade de habitats (GOMES; BERNACCI; JOLY, 2011), propiciando alta diversidade e riqueza de espécies na comunidade vegetal (MORI; BOOM; PRANCE, 1981; JOLY et al., 1999), podendo acarretar em dissimilaridades na composição florística e estrutura entre localidades próximas (MORELLATO; HADDAD, 2000).

Em regiões com o relevo acidentado, as variações na distribuição da comunidade arbórea ao longo do gradiente topográfico tem comprovado a relevância desse gradiente na distribuição espacial das espécies e na estrutura das florestas tropicais (SOUZA; MEIRA-NETO; SOUZA, 2013; RODRIGUES et al., 2007), por estarem relacionadas a mudanças nas propriedades do solo, regime de água e fertilidade (FERREIRA JÚNIOR et al., 2007; RODRIGUES et

al., 2007). Essa heterogeneidade ambiental é consequência da variedade de fatores que interatuam nas comunidades arbóreas e a resposta das espécies a estes agentes propicia que cada sítio tenha características particulares e características comuns a outros sítios (SOUZA; MEIRA-NETO; SOUZA, 2013; RODRIGUES et al., 2007). O estudo de dinâmica de florestas permite o esclarecimento de padrões e estimula novos questionamentos sobre as mesmas (FONTES; WALTER, 2011; SOUZA; MEIRA-NETO; SOUZA, 2013; RODRIGUES et al., 2007).

Nesse sentido, o presente trabalho tem como objetivo avaliar a comunidade arbórea de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual do Domínio Atlântico, sob histórico de perturbação (mineração de ouro e perda de habitat), relacionando a posição topográfica dos indivíduos arbóreos a padrões de composição, diversidade, estrutura e dinâmica no intervalo de 13 anos, por meio de quatro inventários florestais realizados periodicamente. Fundamentando-se nas informações oriundas de outros estudos de gradiente topográfico em florestas estacionais, partiu-se da hipótese que a comunidade arbórea será, na realidade, composta por três unidades, classificadas como “topo”, “encosta” e “fundo” que apresentariam distintas estruturas e dinâmicas, mas que não implicaria em mudanças florísticas pronunciadas.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A área de estudo conhecida como Mata dos Botelhos (APPOLINÁRIO; OLIVEIRA-FILHO; GUILHERME, 2005; CARVALHO et al., 1992; CARVALHO et al., 1995a; CARVALHO et al., 1995b; OLIVEIRA-FILHO et al., 1994), localiza-se no distrito de Macaia, pertencente ao município de Bom

Sucesso, sudeste do estado de Minas Gerais, Brasil, sob as coordenadas geográficas 21 ° 09 'S e 44 ° 54' O.

Com uma área correspondente a 84 hectares originais, a mesma era considerada como um dos maiores fragmentos de Floresta Atlântica situados na região do Alto Rio Grande (APPOLINÁRIO; OLIVEIRA-FILHO; GUILHERME, 2005; CARVALHO et al., 1992; CARVALHO et al., 1995a; CARVALHO et al., 1995b; OLIVEIRA-FILHO et al., 1994). Entretanto, em decorrência da construção da hidrelétrica do Funil, em 2002, o fragmento florestal teve sua área reduzida em 30% (APPOLINÁRIO; OLIVEIRA-FILHO; GUILHERME, 2005). O referido fragmento apresenta ainda histórico de perturbação antrópica, tendo sido relatado pelos mesmos autores à ocorrência de extração mineral (ouro), a cerca de 260 anos atrás, e que promoveu a remoção de até 10 metros de profundidade do solo (APPOLINÁRIO; OLIVEIRA-FILHO; GUILHERME, 2005), criando ravinas profundas e contínuas por toda a extensão da área, deixando-a inadequada para práticas agrícolas (APPOLINÁRIO; OLIVEIRA-FILHO; GUILHERME, 2005).

Inserida no Domínio Atlântico *sensu lato* (EISENLOHR; OLIVEIRA-FILHO, 2015; OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000), a vegetação é considerada Floresta Estacional Semidecidual Montana (IBGE, 2012), apresentando variação altitudinal de 806 a 832 metros. De acordo com Carvalho et al. (1995a), o relevo é acidentado e passível à erosão por solapamento. O clima classificado como Cwb por Köppen, apresenta invernos secos e amenos e verões brandos (CARVALHO et al., 1995a; CARVALHO et al., 1995b), com temperaturas variando de 14°C a 26,9°C e pluviosidade média anual de 1515 mm (VILELA; RAMALHO, 1979).

2.2 Alocações das parcelas permanentes, levantamento e monitoramento da comunidade arbórea

A equipe encarregada pelos estudos ecológicos do Departamento de Ciências Florestais – DCF, da Universidade Federal de Lavras, em 2003, implementou 15 parcelas permanentes, de 20 x 20 m. As mesmas foram dispostas a partir da margem do lago em direção ao interior do fragmento de forma sistemática, formando cinco transectos paralelos distanciados 100 m entre si, que foram designados pelas letras A, B, C, D e E. Cada transeção foi constituída por três parcelas, com um espaçamento de 50 m entre elas, as quais foram denominadas 1, 2 e 3 (Figura 1).

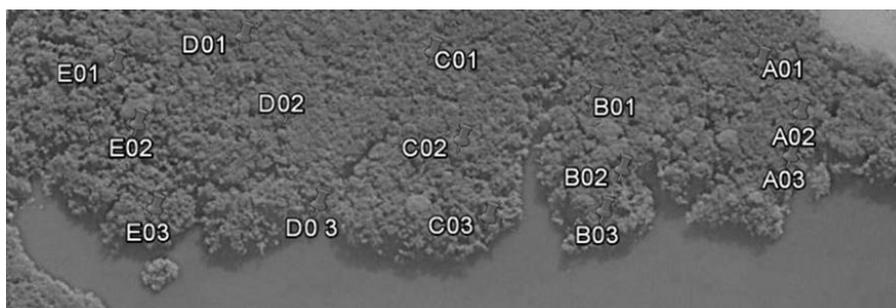


Figura 1 Localização das quinze parcelas na Floresta Estacional Semidecidual estudada em Macaia, região sudeste do Brasil.

Fonte: Adaptado do Google Earth, 2014.

Com o objetivo de efetuar o primeiro levantamento fitossociológico após a perda de habitat pelo enchimento do lago do Funil, todos os indivíduos arbóreos vivos com circunferência (CAP) $\geq 15,7$ cm a 1,30 m do solo e aqueles constituídos por múltiplos perfilhos, cuja raiz da soma quadrática fosse $\geq 15,7$ cm (CARVALHO et al., 2007), foram mensurados e etiquetados com plaquetas de alumínio numeradas. Adicionalmente a esses dados, registrou-se para cada indivíduo a posição topográfica que o mesmo ocupava nas ravinas oriundas da mineração de ouro no século XVIII, criando-se de forma subjetiva três

categorias: topo, encosta e fundo, pressupondo que cada categoria seria correspondente a uma ecunidade arbórea.

Os monitoramentos com intuito de remedir os indivíduos sobreviventes, contabilizar os indivíduos mortos e registrar aqueles que atingiram o critério mínimo de inclusão foram realizados nos anos de 2005, 2007 e 2015.

2.3 Mudanças na composição florística e fitossociológica, riqueza e diversidade de espécies

Por meio de análise fitossociológica, calculou-se os parâmetros absolutos e relativos: frequência, densidade e dominância, o que permitiu a aquisição do valor de importância (VI) (BROWER; ZAR, 1984; MUELLER – DOMBOIS; ELLENBERG, 1974) para os quatro períodos de monitoramento, com o intuito de descrever a comunidade arbórea das classes topográficas (topo, encosta e fundo). Com o propósito de verificar quais foram as espécies com maior valor de importância ao longo do tempo, elaborou-se curvas de *rank* de VI para todas as classes topográficas em todos os levantamentos executados.

As possíveis diferenças na composição florística do gradiente topográfico foram verificadas por meio de análise multivariada do tipo escalonamento multidimensional não-paramétrico (NMDS), empregando-se como medida de dissimilaridade a distância de Bray-Curtis (LEGENDRE; LEGENDRE, 1998). A constituição de prováveis grupos concebidos na NMDS foi avaliada através de análise de similaridade ANOSIM (CLARKE, 1993), utilizando-se o valor de *p* e *R* para análise. Essas análises foram calculadas pelo programa PAST (HAMMER; HARPER; RYAN et al., 2001).

No tocante aos padrões de riqueza e diversidade das espécies das ecunidades (topo, encosta, fundo) da comunidade arbórea, foi realizada análise gráfica com a utilização do software EstimateS, versão 8.2 (COLWELL, 2011),

para os monitoramentos executados. Criou-se então, duas curvas de acumulação de espécies, sendo uma para o índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') e a outra para riqueza de espécies, ambas em função do número de indivíduos (GOTELLI; COLWELL, 2001). A comparação foi realizada por meio das médias (valor estimado \pm erro padrão) atingidas por meio de 500 randomizações por medição. O índice de equabilidade de Pielou (J) foi utilizado para a estimativa da uniformidade da comunidade arbórea (CARVALHO; FELFILI, 2011).

2.4 Dinâmica da vegetação

Com os dados dos inventários de 2003, 2005, 2007 e 2015, obteve-se as abundâncias, áreas basais e os parâmetros de dinâmica: mortalidade (M) e recrutamento (R) de indivíduos e perda (P) e ganho (G) em área basal para as três classes topográficas da comunidade arbórea, conforme as expressões exponenciais abaixo:

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

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

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

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

Onde: t é o período temporal entre os monitoramentos; N_0 e N_t são concomitantemente, o número de indivíduos no tempo inicial e final; N_m e N_r equivalem ao número de indivíduos mortos e recrutados; Ab_0 e Ab_t são, concomitantemente, as áreas basais inicial e final das árvores; Ab_m e Ab_r equivalem a área basal dos indivíduos mortos e a área basal dos indivíduos recrutados; e Ab_d e Ab_i são respectivamente o decremento e incremento em área basal dos indivíduos arbóreos sobreviventes (OLIVEIRA-FILHO; MELO; SCOLFORO, 1997; SHEIL; BURSLEM; ALDER, 1995; SHEIL; JENNINGS; SAVILL, 2000).

Em decorrência da variação existente entre os tempos de amostragem, retificaram-se as taxas de mortalidade e recrutamento das comunidades arbóreas segundo Lewis et al. (2004), permitindo a comparação entre os monitoramentos, sendo feita por meio da fórmula:

$$\lambda' = \lambda \times t^{0,8}$$

Na qual: λ' equivale às taxas de dinâmica retificadas; λ corresponde às taxas de dinâmica verificadas e; t refere-se ao intervalo de tempo.

Adicionalmente, por meio dos parâmetros das comunidades calculou-se a taxa de rotatividade de acordo com a fórmula:

$$Rot_N = \left[\frac{(M + R)}{2} \right]$$

$$Rot_{Ab} = \left[\frac{(P + G)}{2} \right]$$

Em que: Rot_N e Rot_{Ab} correspondem às rotatividades em abundância e área basal (PHILLIPS, 1996; PHILLIPS; GENTRY, 1994), e a taxa de mudança líquida conforme fórmula abaixo (KORNING; BALSLEV, 1994):

$$Ch_N = \left[\left(\frac{N_1}{N_0} \right)^{\frac{1}{t}} - 1 \right] \times 100$$

$$Ch_{Ab} = \left[\left(\frac{Ab_1}{Ab_0} \right)^{\frac{1}{t}} - 1 \right] \times 100$$

Onde: Ch_N e Ch_{Ab} equivalem às mudanças líquidas em abundância e área basal, concomitantemente.

Aplicando-se as seguintes fórmulas:

$$T_{1/2} = \frac{\ln(0,5)}{\ln(1 + M)}$$

$$T_2 = \frac{\ln(2)}{\ln(1 + R)}$$

$$T_{1/2} = \frac{\ln(0,5)}{\ln(1 + P)}$$

$$T_2 = \frac{\ln(2)}{\ln(1 + G)}$$

Foram estimados os tempos para a reestruturação das comunidades arbóreas em relação ao número de indivíduos e biomassa (inferida a partir da área basal) (KORNING; BALSLEV, 1994). Onde: $T_{1/2}$ e T_2 referem-se aos períodos de tempo para meia vida e duplicação, respectivamente. Por meio das diferenças entre os valores de $T_{1/2}$ e T_2 foi obtido o tempo de estabilidade, considerando-se

mais estável quanto mais próximo de zero for o valor encontrado (CARVALHO; FELFILI, 2011).

Com o intuito de complementar as taxas de dinâmica, fez-se a distribuição de abundância e área basal em quatro classes de diâmetros para as três classes topográficas da comunidade nos quatro monitoramentos. A amplitude estabelecida para as classes diamétricas foi: de 5 a 10, de 10,1 a 20, de 20,1 a 40 e maiores que 40 cm de diâmetro. Essa abrangência crescente determinada teve a intenção de diminuir o efeito da concentração dos espécimes nas categorias inferiores (OLIVEIRA-FILHO et al., 2001).

De acordo com Welden et al. (1991) a ausência de crescimento secundário na família Arecaceae justifica a retirada da mesma nas análises de dinâmica.

2.5 Análises estatísticas

Por meio do teste de Shapiro-Wilk (ZAR, 2010) foi testada a normalidade dos parâmetros de dinâmica para os três períodos (2003-2005, 2005-2007, 2007-2015) nas três ecounidades (topo, encosta, fundo).

Ao comparar cada ecounidade ao longo do tempo adotou-se os testes de Friedman e Anova (ZAR, 2010), utilizando-se nível de significância a 5%. Esses testes foram selecionados devido alguns parâmetros da dinâmica se caracterizarem como dados não paramétricos e outros apresentarem comportamento paramétrico, respectivamente.

Com o intuito de verificar a existência de diferenças entre as ecounidades em um mesmo intervalo amostral aplicou-se, os testes de Kruskal-Wallis e Anova (ZAR, 2010), utilizando-se nível de significância a 5%. Esses testes foram selecionado devido alguns parâmetros da dinâmica se

caracterizarem como dados não paramétricos e outros apresentarem comportamento paramétrico, respectivamente.

3.RESULTADOS

3.1 Mudanças na composição florística e fitossociológica, riqueza e diversidade de espécies

Ao longo dos quatro monitoramentos realizados no fragmento de Floresta Estacional Semidecidual registrou-se um total de 1341 indivíduos arbóreos, pertencentes a 47 famílias, 94 gêneros e 142 espécies. Desse total, duas espécies tiveram sua identificação limitada à categoria taxonômica de gênero. As famílias mais representativas foram Burseraceae, seguida por Fabaceae, Myrtaceae e Rubiaceae.

No tocante as categorias topográficas, topo apresentou 541 indivíduos arbóreos mensurados ao longo do tempo; encosta 468; e fundo 332 durante os quatro inventários. As famílias com maior abundância para todas as categorias foram Burseraceae, Fabaceae, Myrtaceae, Rubiaceae, Meliaceae e Euphorbiaceae, sendo as duas últimas exclusivas de topo e encosta respectivamente. As demais famílias não atingiram 5% de representação em cada classe topográfica. Considerando ainda os quatro inventários, foram amostradas 110 espécies, pertencentes a 78 gêneros e 43 famílias para topo; 96 espécies, pertencentes a 71 gêneros e 40 famílias para encosta e; 72 espécies, pertencentes a 55 gêneros e 35 famílias para fundo, sendo 30 famílias, 42 gêneros e 50 espécies comuns para as três faixas topográficas. As duas famílias com maior riqueza foram Fabaceae e Myrtaceae que juntas representaram 31,71% do total de espécies para topo, 21,36% para encosta e; 24,53% para fundo. Em oposição, 21 famílias foram representadas por uma única espécie

para topo, 19 para encosta e fundo, sendo 12 em comum para as três classes topográficas. Os gêneros mais ricos foram *Machaerium*, *Myrcia* e *Eugenia*, excetuando-se o último para fundo.

As ordenações produzidas pela NMDS (stress: 0,15) para os quatro inventários possibilitou a verificação de que as categorias topográficas não apresentaram uma partição florístico-estrutural (Figura 2). Esta informação é corroborada pela análise de similaridade ANOSIM, na qual o coeficiente p apresenta um valor $> 0,05$ (Tabela 1), não havendo diferença estatística significativa entre as composições florísticas das classes topográficas, e valor de $R < 0,25$ indicando grupos pouco separáveis (Tabela 2).

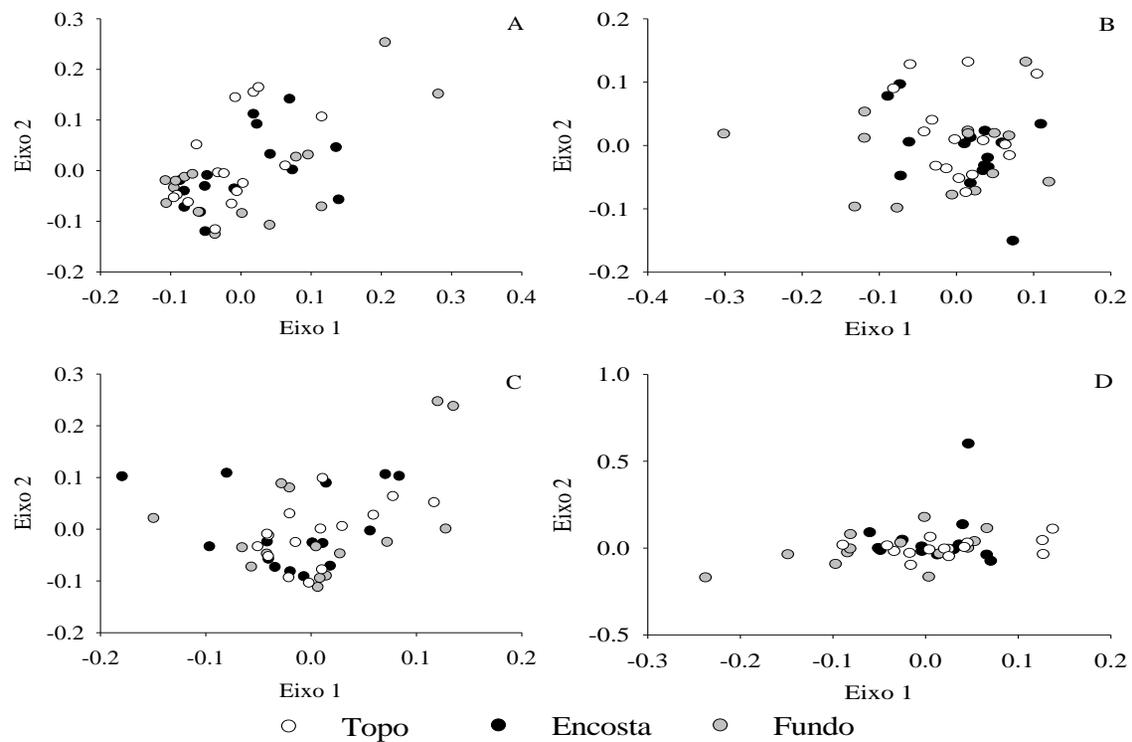


Figura 2 Diagramas de ordenação resultante da análise multidimensional não paramétrica (NMDS) mostrando disposição das parcelas em relação à composição quantitativa (número de indivíduos da cada espécie presente nas parcelas) para as três classes topográficas nos quatro inventários na floresta estudada. No qual A, B, C e D equivalem aos anos 2003, 2005, 2007 e 2015, respectivamente.

Tabela 1 Resultado dos testes emparelhados de one-way ANOSIM valor da estatística p para o aspecto ambiente, com três grupos definidos a priori T: topo; E: encosta; F: fundo, para os quatro inventários na floresta estudada.

	2003			2005			2007			2015		
	T	E	F	T	E	F	T	E	F	T	E	F
T		0,89	0,24		0,79	0,23		0,89	0,19		0,81	0,19
E			0,34			0,25			0,17			0,73

Tabela 2 Resultado dos testes emparelhados de one-way ANOSIM valor da estatística R para o aspecto ambiente, com três grupos definidos a priori T: topo; E: encosta; F: fundo, para os quatro inventários na floresta estudada.

	2003			2005			2007			2015		
	T	E	F	T	E	F	T	E	F	T	E	F
T		-0,04	0,02		-0,03	0,02		-0,04	0,03		-0,04	0,02
E			0,01			0,02			0,03			-0,02

As mudanças na estrutura da comunidade arbórea em relação às espécies que se destacaram hierarquicamente em termos de VI de acordo com as classes topográficas não foram expressivas. As espécies *Protium spruceanum* e *Copaifera langsdorffii* ocuparam 1º e 2º lugar, respectivamente, para todos os ambientes. As demais espécies que se encontravam entre as dez principais no ano de 2003, para as categorias topo e fundo apresentaram alterações no seu posicionamento sem, no entanto, deixar o grupo nos anos de 2005 e 2007. No ano de 2015 para topo ocorreram as saídas das espécies *Myrcia pulchra* (11ª) e *Styrax camporum* (12ª) e os ingressos de *Siphoneugena crassifolia* (8ª) e *Amaioua intermedia* (10º). Em relação à categoria fundo no ano de 2015 *Myrcia pulchra* passa a ocupar a 12ª posição, enquanto *Dalbergia villosa* passa a 9ª. Na classe topográfica encosta a espécie *Ixora brevifolia* ocupou em todos os monitoramentos o 3º lugar no rank de VI. No ano de 2005 não há alterações nas espécies que se encontravam entre as dez principais no ano de 2003, sendo as mudanças restritas a posicionamento. Enquanto, no ano de 2007, ocorre à saída de *Terminalia glabrescens* que ocupava no ano de 2005 a 8ª posição e passa a 14ª em 2007, e *Platypodium elegans* que ocupava em 2005 a 11ª passa a 10ª posição no rank de VI. Em 2015 *Faramea hyacinthina* e *Trichilia pallida* sobem para a 9ª e 10ª posição respectivamente, acarretando na saída das espécies *Clethra scabra* e *Platypodium elegans* que passam a ocupar 16ª e 20ª posição (APÊNDICE A).

Desta forma, observa-se o predomínio de *Protium spruceanum* e *Copaifera langsdorffii* na comunidade como um todo em todos os inventários realizados em termos de valor de importância. Não obstante a proporção da representatividade de *Protium spruceanum* ocorre de forma distinta (Figura 2), sendo mais expressiva na classe fundo, o que não acontece para *Copaifera langsdorffii*, que apresenta uma similaridade entre as áreas (Figura 2).

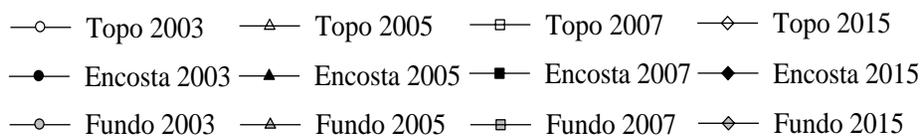
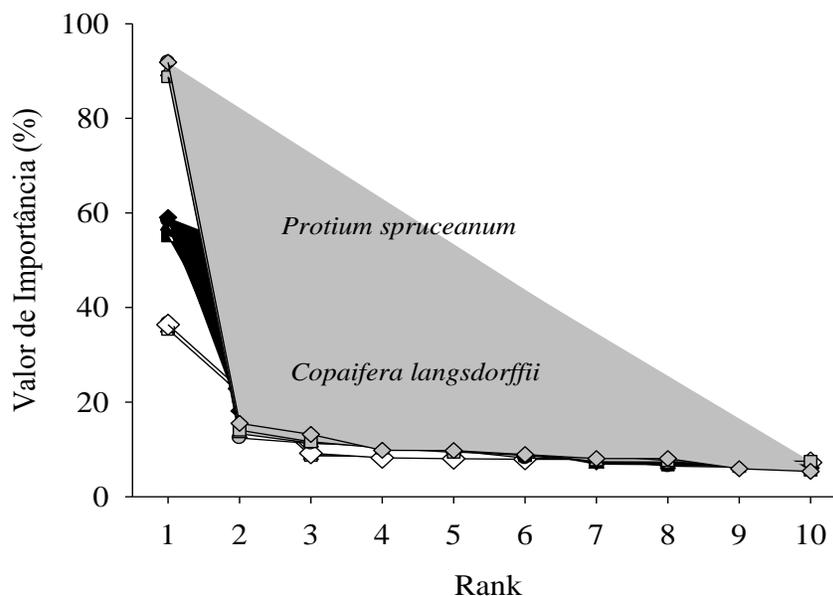


Figura 2 *Ranking* de VI das 10 principais espécies obtidas para as comunidades arbóreas (topo, encosta e fundo) em um estudo de longa duração conduzido na Mata dos Botelhos, em Macaia, Minas Gerais.

As espécies de baixa abundância sofreram algumas mudanças na posição hierárquica, além de ocorrer algumas saídas, e ingressos nas classes topográficas (APÊNDICE A).

Os valores de riqueza em relação à abundância de espécies apresentaram alterações (Figura 3A), ao longo do tempo e entre as classes topográficas, assim como o índice de diversidade de Shannon (Figura 3B) e a equabilidade de Pielou (J). Entretanto as mesmas não foram significativas (Tabela 3).

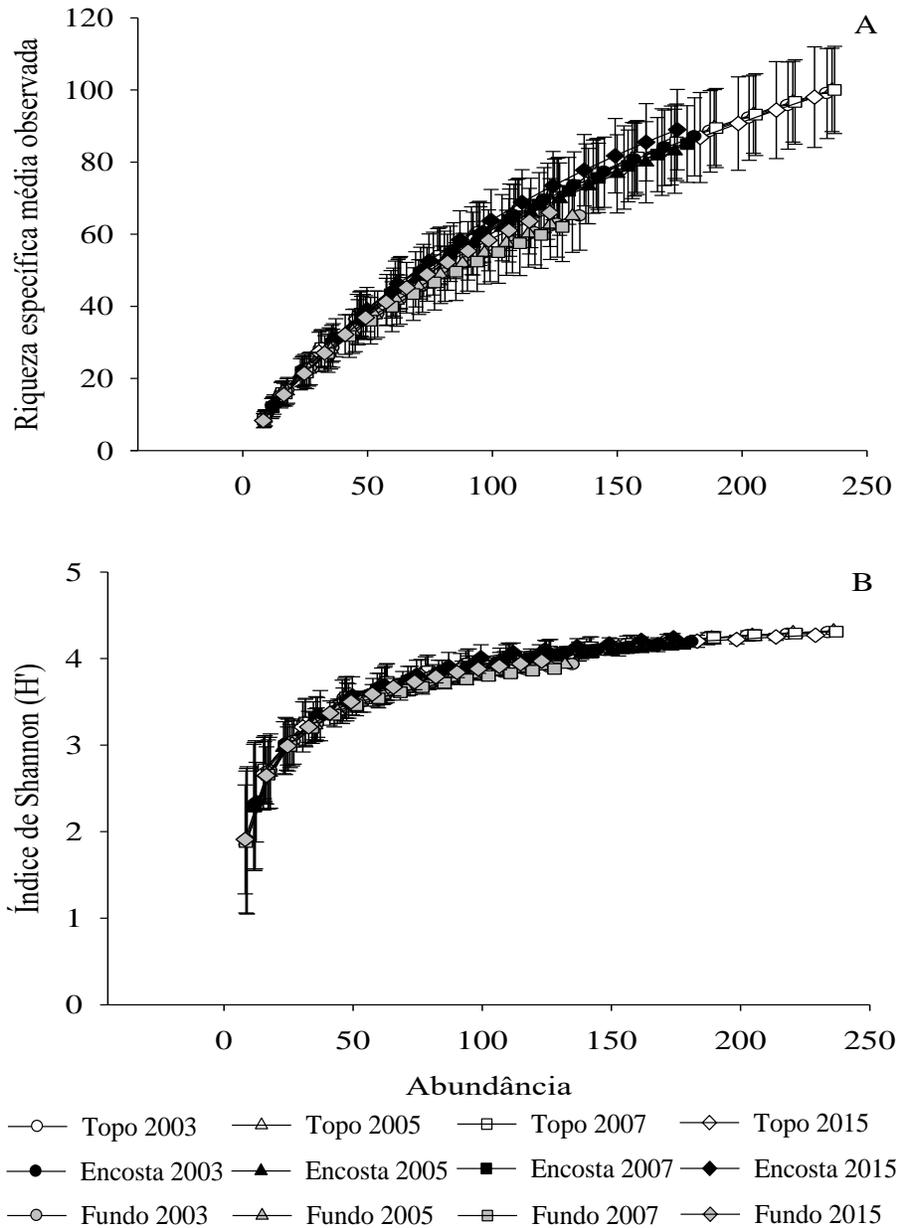


Figura 3 Curvas para a riqueza específica média (A) e índice de diversidade de Shannon (B) obtidas para as comunidades arbóreas em um estudo de longa duração conduzido na Mata dos Botelhos, em Macaia, Minas Gerais.

Tabela 3 Parâmetros de diversidade dos quatro inventários (2003, 2005, 2007 e 2015) para as três classes topográficas (T: topo; E: encosta e; F: fundo) de uma Floresta Estacional Semidecidual do domínio Atlântico, pertencente ao distrito de Macaia, município de Bom Sucesso, Sudeste de Minas Gerais, Brasil.

Parâmetros	Classe topográfica	2003	2005	2007	2015
Número de espécies	T	99	100	100	98
	E	87	83	85	89
	F	65	65	62	66
Índice de Shannon (H') (nats.ind ⁻¹)	T	3,85	3,86	3,88	3,86
	E	3,45	3,42	3,46	3,50
	F	2,98	3,03	2,99	3,09
Equabilidade de Pielou (J)	T	0,84	0,84	0,84	0,84
	E	0,77	0,77	0,78	0,78
	F	0,71	0,73	0,72	0,74

3.2 Dinâmica da vegetação

Os parâmetros de dinâmica da comunidade arbórea da amostra total e dos gradientes topográficos, topo, encosta e fundo, encontram-se na Tabela 4. De forma holística, os resultados indicaram uma diminuição do número de indivíduos e aumento da área basal, tendo como respostas taxas de recrutamento menores às de mortalidade e taxas de perda de área basal inferiores as de ganho.

Todavia, essa propensão foi espacialmente heterogênea. Na classe topográfica fundo registrou-se nos três intervalos amostrais a diminuição da

abundância e aumento da área basal, excetuado-se o intervalo de 2005- 2007 no qual os valores das taxas de ganho e perda de área basal são similares (Tabela 4). Na classe topográfica topo, obteve-se para o primeiro intervalo (2003-2005) um aumento do recrutamento em relação à mortalidade e uma taxa de ganho de área basal maior que taxa de perda; nos demais períodos (2005-2007; 2007-2015), os parâmetros de dinâmica registrados apresentaram comportamento similar ao da amostra total (Tabela 4). Na categoria encosta não foi verificado para nenhum dos intervalos amostrais tendência análoga a da amostra total; no primeiro e no terceiro períodos registrou-se uma menor taxa de recrutamento de indivíduos em relação à taxa de mortalidade e, uma taxa de ganho de área basal menor que a taxa de perda. Estes períodos foram intercalados por um momento (2005-2007) no qual houve uma maior taxa de recrutamento de indivíduos em relação à taxa de mortalidade, juntamente com uma maior taxa de ganho de área basal em relação à taxa de perda (Tabela 4).

As distribuições das abundâncias das espécies em classes diamétricas apresentou a forma exponencial reversa (J-invertido) em todos os quatro inventários realizados para as classes topográficas (Figura 5A, 5B, 5C), a qual se diferencia pelos altos valores nas categorias inferiores que diminuem em direção as categorias superiores. Em relação à área basal, registrou-se um aumento na classe de 20 a 40 cm nos inventários de 2007 e 2015, em decorrência do crescimento dos indivíduos sobreviventes; esta tendência foi espacialmente homogênea (Figura 5D, 5E, 5F), sendo observada nas três classes topográficas. Nota-se ainda que a classe topográfica fundo apresenta um menor número de indivíduos e área basal por categoria de diâmetro em relação a topo e encosta.

Tabela 4 Parâmetros de dinâmica dos três intervalos temporais (1°: 2003-2005; 2°: 2005- 2007 e 3°:2007- 2015) das classes topográficas (topo, encosta e fundo) de uma Floresta Estacional Semidecidual do domínio Atlântico, localizada no distrito de Macaia, município de Bom Sucesso, Sudeste de Minas Gerais, Brasil.(*parâmetros que apresentaram $p < 0,05$; comparação de cada ecunidade ao longo do tempo; no mesmo período entre as ecunidades todos os parâmetros apresentaram $p > 0,05$).

Parâmetros	Topo			Encosta			Fundo		
	1°	2°	3°	1°	2°	3°	1°	2°	3°
Taxa de mortalidade (%. ano^{-1})	1,97	2,07	3,02	3,16	2,86	4,09	4,40	1,61	4,11
Taxa de recrutamento (%. ano^{-1})	2,07	1,75	2,26	1,49	3,12	3,11	0,89	0,73	1,99
Meia vida N	35,58	33,78	23,33	22,29	24,62	17,28	16,09	43,28	17,21
Tempo de duplicação N	33,78	39,85	31,06	47,00	22,60	22,67	77,91	95,65	35,12
Rotatividade N	2,02	1,91	2,64	2,32	2,99	3,60	2,65	1,17	3,06
Estabilidade N	1,8	6,07	7,73	24,71	2,02	5,39	61,82	52,37	17,91
Taxa de perda (%. ano^{-1})	2,14*	2,16*	1,16*	5,59	3,40	3,13	2,78	3,1	1,79
Taxa de ganho (%. ano^{-1})	3,31*	3,91*	2,44*	4,19*	8,35*	2,48*	3,18*	3,1*	3,55*
Meia vida AB	32,75	32,47	40,37	12,75	20,76	22,47	25,28	22,84	38,99
Tempo de duplicação AB	21,31	18,07	53,83	16,88	8,64	28,26	22,11	22,95	19,88
Rotatividade AB	2,72	3,03	1,80	4,89	5,87	2,81	2,98	3,07	2,67
Estabilidade AB	11,44	14,4	13,46	4,13	12,12	5,79	3,17	0,11	19,11

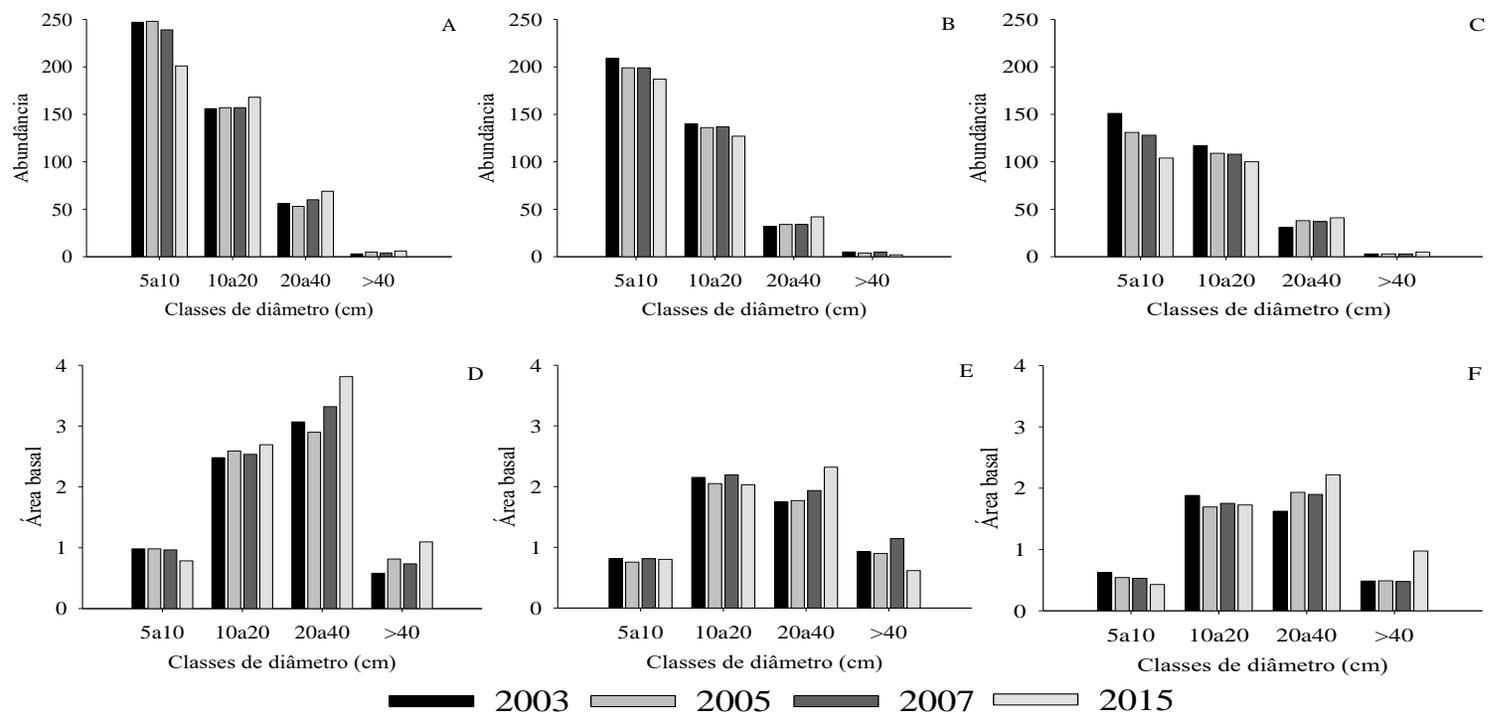


Figura 4 Gráficos das classes de diâmetros por abundância observadas e por área basal registradas nos quatro inventários (2003, 2005, 2007 e 2015) realizados para as classes topográficas, no qual A e D equivalem a Topo, B e E correspondem a Encosta e C e F a Fundo do fragmento de Floresta Estacional Semidecidual Montana, pertencente ao distrito de Macaia, município de Bom Sucesso, Sudeste de Minas Gerais, Brasil.

4 DISCUSSÃO

As famílias mais relevantes no estrato arbóreo para todas as classes topográficas, excetuando Burseraceae, foram apontadas como características da estrutura e composição da Floresta Atlântica Sub-Montana (< 700 m de altitude) e Montana (entre 700 e 1500 m de altitude) da região sudeste do Brasil, contribuindo com cerca de 50% de espécies do domínio Atlântico (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000). Resultados similares foram registrados em outras Florestas Estacionais Semidecíduais (MEIRA NETO; MARTINS, 2002; PAULA et al., 2002; SILVA et al., 2003; OLIVEIRA-FILHO; SCOLFORO; MELLO, 1994; OLIVEIRA-FILHO; MACHADO, 1993; WERNECK et al., 2000). Deve-se, entretanto ressaltar que apesar desse padrão se estender nesta fitofisionomia, ocorre mudanças na ordenação das famílias entre as áreas, distinguindo-se de acordo com as peculiaridades ambientais e do histórico de cada local (SOUZA; MEIRA-NETO; SOUZA, 2013).

No tocante à análise de agrupamentos, verifica-se alto índice de similaridade entre as classes topográficas, indicando que a maior parte das espécies foi distribuída ao longo de todo o gradiente (FERREIRA JÚNIOR et al., 2007), variando essencialmente suas abundâncias (TER BRAAK, 1988). Isso pode ser justificado pela proximidade espacial existente entre os ambientes, que conseqüentemente envolve históricos de distúrbios (CARVALHO; NASCIMENTO; BRAGA, 2006; CRUZ; SILVA-GONÇALVES; NUNES-FREITAS, 2013), características geoclimáticas (temperatura e pluviosidade) (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000; NETTESHEIM et al., 2010) e processo de regeneração semelhantes. Outro aspecto é que a distância curta entre os gradientes topográficos (topo, encosta e fundo), combinada com a inexistência de barreiras físicas, possibilita a dispersão de propágulos entre as áreas (DALLING et al., 2002), acarretando, a manutenção de um elevado número de

espécies em comuns e, portanto, composições florísticas parecidas (CRUZ; GONÇALVES; FREITAS, 2013).

As diferenças encontradas em termos de estrutura entre as classes topográficas podem ser explicadas principalmente por características ambientais pontuais distintas, como proximidade com a água e diminuição da radiação solar ao longo dos gradientes topográficos. Condições microclimáticas, como aporte de umidade, grau e duração da insolação são capazes de influir no número de indivíduos (abundância), no número de espécies (riqueza) e estrutura da vegetação (SMALL; MCCARTHY, 2002). Assim, justifica-se o predomínio da espécie *Protium spruceanum* na classe topográfica fundo, devido à condição mais úmida do mesmo, que possibilita o favorecimento dessa espécie (RODRIGUES; ARAÚJO, 1997), visto que a ocorrência da mesma está relacionada a áreas de florestas úmidas Atlânticas e Amazônicas e nas matas ciliares do Cerrado (RODRIGUES et al., 2003). Não obstante, *Copaifera langsdorffii*, apesar de apresentar também uma superioridade em relação às demais espécies mantem valores próximos de VI nos ambientes considerados, o que pode ser explicado pelo fato desta espécie apresentar habitat generalista (OLIVEIRA FILHO; RATTER, 2000), sendo considerada uma espécie com densidade variável e distribuição ampla na região, podendo ser mais abundante em algum sítio e menos em outro (DURIGAN et al., 2000). Sampaio et al. (1997) e Felfili (1998) afirmam ainda que *Copaifera langsdorffii* apresenta maior densidade em áreas menos úmidas, conforme o registrado no presente trabalho.

A ocorrência de muitas espécies com poucos indivíduos, e poucas espécies muito abundantes é considerada normal em florestas tropicais (FELFILI; FELFILI 2001), sendo esse comportamento registrado para 33% a 40% das espécies encontradas em florestas estacionais semidecíduais atlânticas (ARAÚJO; HARIDASAN, 1997; PAULA et al., 2004). As espécies que saíram

e entraram na amostragem apresentavam abundâncias variando entre um a dois indivíduos, conforme relatado em outros trabalhos (PAIVA; ARAÚJO; PEDRONI, 2007; KELLMAN; TACKABERRY; RIGG, 1998; WERNECK; FRANCESCHINELLI; TAMEIRÃO- NETO, 2000). Isso ocorre em função do reaparecimento em outros levantamos devido migração, recrutamento de indivíduos do banco de semente, plântulas ou pelo desenvolvimento de jovens que não atingiram o critério mínimo de inclusão no monitoramento anterior (SWAINE; LIEBERMAN; PUTZ, 1987).

Os valores dos índices de diversidade de Shannon (H') e equabilidade de Pielou (J) para cada um dos gradientes analisados podem ser considerados baixos, visto que as médias relatadas por Gonzaga et al. (2008) foram de 3,98 e 0,83 respectivamente para 24 fragmentos florestais da mesma fitofisionomia na região de floresta Atlântica do sudeste de Minas Gerais. Isso pode ser explicado pela presença de dominância concentrada em poucas populações (CARVALHO; FELFILI, 2011; FONSECA; RIBEIRO; CARVALHO, 2013; GONZAGA et al., 2008; MOREIRA; CARVALHO, 2013). No entanto, essas comparações devem ser feitas com cautela (CARVALHO; FELFILI, 2011), visto que o esforço amostral empregado e o diferente histórico nos demais fragmentos de cada trabalho podem influir no resultado (MOREIRA; CARVALHO, 2013).

A despeito do desequilíbrio registrado para a comunidade como um todo e para as classes topográficas (topo, encosta e fundo), verificou-se uma heterogeneidade espacial dos processos dinâmicos. Não obstante, a classe topográfica fundo apresenta um comportamento similar ao da amostra total, no qual há um aumento da área basal dos indivíduos que ocupam as maiores classes de diâmetro (WERNECK; FRANCESCHINELLI, 2004), e uma alta taxa de mortalidade nas classes de diâmetro menores (FELFILI, 1995a; OLIVEIRA-FILHO; MELLO; SCOLFORO, 1997; KELLMAN; TACKABERRY; RIGG, 1998). Este padrão conhecido como “construção tardia” (GUIMARÃES, 2008;

HALLÉ; OLDEMAN; TOMLINSON, 1978) pode ser resultado de uma forte competição (MEWS et al., 2011), em que há baixa capacidade de competição dos indivíduos pertencentes à menor classe de diâmetro em relação aos indivíduos arbóreos de maiores dimensões, que ocupam estratos superiores (FELFILI 1995a); e a maior perenidade ou maior capacidade competitiva dos indivíduos de maior porte (RICHARDS, 1996 apud MEWS et al., 2011).

Apesar do ambiente fundo apresentar as taxas de ganho de área basal maiores que as taxas de perda, registrou-se para o mesmo uma área basal menor quando comparado com os demais ambientes (topo encosta). Appolinário; Oliveira-Filho e Guilherme (2005) encontraram resultados semelhantes no mesmo fragmento florestal, quando compararam áreas que sofreram inundação devido a episódios de cheias anormais e áreas que não foram atingidas. Embora não se tenha aferido a saturação do solo ao longo do desenvolvimento do presente trabalho, como o ambiente fundo encontra-se mais próximo a água, devido justamente a sua condição topográfica, é coerente afirmar que o padrão obtido esteja associado à saturação do solo. Visto que a ocorrência de ambientes temporariamente anóxicos ou hipóxicos comumente acarreta em taxas de crescimento inferiores àquelas de sítios mais bem drenados (APPOLINÁRIO; OLIVEIRA-FILHO; GUILHERME, 2005; BARDDAL et al., 2004). A diminuição do nível de oxigênio disponível na rizosfera (SILVA et al., 2011), acarreta alterações metabólicas que culminam na diminuição da produção energética (JOLY, 1991) e redução ou estagnação do crescimento dos indivíduos arbóreos (SILVA et al., 2011). Não obstante, a resposta à saturação do solo dependerá das espécies presentes na área, visto que essa condição pode limitar o estabelecimento apenas àquelas espécies capazes de suportar esta situação (BERTANI et al., 2001, BARDDAL et al., 2004), sendo comum a ocorrência de espécies que se tornam dominantes (BARDDAL et al., 2004), como relatado no trabalho de Guilherme et al. (2004).

As variações existentes nos balanços entre as taxas de mortalidade e recrutamento, e perda e ganho de área basal nos monitoramentos sucessivos, foram registrados tanto para a classe topográfica topo como para encosta. Essas alterações também foram verificadas em outros trabalhos (FELFILI, 1995a; LANG; KNIGHT, 1983; MANOKARAN; KOCHUMMEN, 1987; SWAINE; HALL; ALEXANDER, 1987). O padrão registrado no ambiente topo no primeiro intervalo amostral com o balanço a favor do recrutamento e do ganho de área basal sugere tratar-se de um trecho de floresta em fase de construção inicial após distúrbios passados (CARVALHO; FELFILI, 2011; CHAZDON et al., 2007). Onde indivíduos arbóreos mortos e/ou danificados liberam espaços que são gradativamente ocupados por recrutas e/ ou indivíduos arbóreos em crescimento (FELFILI, 1995b; GUILHERME et al., 2004). Posteriormente o ambiente estaria passando um momento de “construção tardia”, devido ao processo de autodesbaste (GUIMARÃES, 2008; HALLÉ; OLDEMAN; TOMLINSON, 1978). Nesse âmbito, estas taxas refletem as alterações estruturais pela qual o ambiente passa após o acontecimento de perturbações que afeta a organização e biomassa da comunidade arbórea, ou seja, o estágio no qual se encontra em termos de silvigênese (HALLÉ; TOMLINSON, 1978; OLDEMAN, 1987, 1992).

Em relação à encosta, esta classe topográfica apresenta alternância entre os estágios do ciclo silvigenético de degradação (aumento da mortalidade e da perda de área basal) e construção inicial. Sendo justificado a ocorrência da fase degradação devido a morte e queda de grandes indivíduos arbóreos (OLIVEIRA-FILHO et al., 2007) que não conseguem se sustentar em condição de elevado grau de inclinação e baixa profundidade do solo (BELLINGHAM; TANNER, 2000). A queda desses indivíduos promove perdas imediatas e consideráveis de biomassa em pé (OLIVEIRA-FILHO et al., 2007) que podem também suscitar na diminuição da densidade de árvores (SHEIL; JENNINGS;

SAVIL, 2000). De acordo com Oliveira-Filho et al. (2007), esses distúrbios desencadeiam fases iniciais de sucessão, comumente caracterizadas pelo aumento da biomassa como do número de indivíduos (OLIVEIRA-FILHO; MELO; SCOLFORO, 1997; GOMES et al., 2003), ou seja, momento de construção inicial (CARVALHO; FELFILI, 2011; CHAZDON et al., 2007).

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A comunidade arbórea do fragmento de floresta estacional semidecidual, com histórico de perturbação corroborou com a hipótese apresentada no presente trabalho. Dessa forma, nota-se que alterações na dinâmica e estrutura não são necessariamente atreladas a mudanças na composição, sugerindo que o mesmo grupo de espécies pode ter estratégias diferentes frente a condicionantes distintos.

AGRADECIMENTOS

À Fapemig, pela concessão de bolsa de estudos à primeira autora e à equipe do Laboratório de Dinâmica Florestal do Departamento de Ciências Florestais da Universidade Federal de Lavras pelo auxílio no desenvolvimento do presente trabalho.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APPOLINÁRIO, V.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; GUILHERME, F. A. G. Tree population and community dynamics in a Brazilian tropical semideciduous forest. **Brazilian Journal of Botany**, São Paulo, v. 28, n. 2, p. 347-360, 2005.

ARAÚJO, G. M.; HARIDASAN, M. Estrutura fitossociológica de duas matas mesófilas semidecíduas. Uberlândia, Triângulo Mineiro. **Naturalia**, Rio Claro, v. 22, n. 1, p. 115-129, 1997.

BARDDAL, M. L. et al. Caracterização florística e fitossociológica de um trecho sazonalmente inundável de floresta aluvial, em Araucária, PR. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 14, n. 2, p. 37-50, 2004.

BELLINGHAM, P. J.; TANNER, E. V. J. The Influence of Topography on Tree Growth, Mortality, and Recruitment in a Tropical Montane Forest. **Biotropica**, Washington, v. 32, n. 3, p. 378-384, 2000.

BERTANI, D. F. et al. Análise temporal da heterogeneidade florística e estrutural em uma floresta ribeirinha. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 24, n. 1, p. 11-23, 2001

BROWER, J. E.; ZAR, J. H. **Field: laboratory methods for general ecology**. 2 ed. Dubuque: C. Brown, 1984. 226 p.

CARVALHO, D. A. et al. Estrutura diamétrica e vertical de uma floresta ripária no alto Rio Grande (Bom Sucesso-Estado de Minas Gerais). **Revista Árvore**, Viçosa, v. 19, n. 4, p. 572-586, 1995a.

CARVALHO, D. A. et al. Estrutura fitossociológica de mata ripária do alto Rio Grande (Bom Sucesso, estado de Minas Gerais). **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 18, n. 1, p. 39-49, 1995b.

CARVALHO, D. D. et al. Flora arbustivo-arbórea das matas ciliares do alto rio Grande (MG). 1-mata de Macaia (Bom Sucesso). **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 4, n. 1, p. 274, 1992.

CARVALHO, F. A.; FELFILI, J. M. Variações temporais na comunidade arbórea de uma floresta decidual sobre afloramentos calcários no Brasil Central: composição, estrutura e diversidade florística. **Acta Botanica Brasilica**, Belo Horizonte, v. 25, n. 1, p. 203-214, 2011.

CARVALHO, F. A.; NASCIMENTO, M. T.; BRAGA, J. M. A. Composição e riqueza florística do componente arbóreo da Floresta Atlântica submontana na região de Imbaú, Município de Silva Jardim, RJ. **Acta Botanica Brasilica**, Belo Horizonte, v. 20, n. 3, p. 727-740, 2006.

CARVALHO, W. A. C. et al. Variação espacial da estrutura da comunidade arbórea de um fragmento de floresta semidecídua em Piedade do Rio Grande, MG, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 30, n. 2, p. 315-335, 2007.

CHAZDON, R. L. et al. Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences**, London, v. 362, n. 1478, p. 273-289, 2007.

CLARKE, K. R. Nonparametric analyses of changes in community structure. **Australian Journal of Ecology**, Carlton, v. 18, n. 1, p. 117-143, 1993.

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: 28 ago. 2015.

CRUZ, A. R.; SILVA-GONÇALVES, K. C.; NUNES-FREITAS, A. F. Estrutura e florística de comunidade arbórea em duas áreas de Floresta Ombrófila Densa em Macaé, RJ. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 64, n. 4, p. 791-805, 2014.

DALLING, J. W. et al. Role of dispersal in the recruitment limitation of neotropical pioneer species. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 90, n. 4, p. 714-727, 2002.

DENSLOW, J. S. Tropical rainforest gaps and tree species diversity. **Annual review of ecology and systematics**, Palo Alto, v.1, p. 431-451, 1987.

DURIGAN, G. et al. A heterogeneidade ambiental definindo a metodologia de amostragem da floresta ciliar. **Matas ciliares: conservação e recuperação**, São Paulo, v. 1, p. 159-167, 2000.

EISENLOHR, P. V.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Revisiting Patterns of Tree Species Composition and their Driving Forces in the Atlantic Forests of Southeastern Brazil. **Biotropica**, Washington, v. 47, n. 6, p. 689-701, 2015.

FELFILI, J. M. Determinação de padrões de distribuição de espécies em uma mata de galeria no Brasil Central com a utilização de técnicas de análise multivariada. **Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer**, Recife, v. 2, p. 35-48, 1998.

FELFILI, J. M. Diversity, structure and dynamics of a gallery forest in central Brazil. **Vegetatio**, Heidelberg, v. 117, n. 1, p. 1-15, 1995b.

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**, Cambridge, v. 11, n. 01, p. 67-83, 1995a.

FELFILI, M. C.; FELFILI, J. M. Diversidade alfa e beta no cerrado sensu stricto da Chapada Pratinha, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Belo Horizonte, v. 15, n. 2, p. 243-254, 2001.

FERREIRA-JÚNIOR, W. G. et al. Influence of soils and topographic gradients on tree species distribution in a Brazilian Atlantic Tropical Semideciduous Forest. **Edinburgh Journal of Botany**, Edinburgh, v. 64, n. 02, p. 137-157, 2007.

- FONSECA, S. N.; RIBEIRO, J. H. C.; CARVALHO, F. A. Estrutura e diversidade da regeneração arbórea em uma floresta secundária urbana (Juiz de Fora, MG, Brasil). **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 20, n. 3, p. 307-315, 2013.
- FONTES, C. G.; WALTER, B. M. T. Dinâmica do componente arbóreo de uma mata de galeria inundável (Brasília, Distrito Federal) em um período de oito anos. **Brazilian Journal of Botany**, São Paulo, v. 34, n. 2, p. 145-158, 2011.
- GOMES, E. P. C.; MANTOVANI, W.; KAGEYAMA, P. Y. Mortality and recruitment of trees in a secondary montane rain forest in southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 63, n. 1, p. 47-60, 2003.
- GOMES, J. A. M. A.; BERNACCI, L. C.; JOLY, C. A. Diferenças florísticas e estruturais entre duas cotas altitudinais da Floresta Ombrófila Densa Submontana Atlântica, do Parque Estadual da Serra do Mar, município de Ubatuba/SP, Brasil. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 11, n. 2, p. 123-137, 2011.
- GONZAGA, A. P. D. et al. Diagnóstico florístico-estrutural do componente arbóreo da floresta da Serra de São José, Tiradentes, MG, Brasil. **Acta botânica brasílica**, Belo Horizonte, v. 22, n. 2, p. 505-520, 2008.
- GOTELLI, N. J.; COLWELL, R. K. Estimating species richness. In: MAGURRAN, A. E.; MCGILL, B. J. (Ed.). **Biological diversity: frontiers in measurement and assessment**. Oxford: Oxford University, 2011. p. 39-54.
- 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, 2008.
- HALLÉ, F.; OLDEMAN, R. A.; TOMLINSON, P. B. **Tropical trees and forests: architectural analysis**. Berlin: Springer Verlag, 1978. 441 p.
- HAMMER, O.; HARPER, D.A.T.; RYAN, P.D. 2001. PAST: Paleontological statistics soft ware package for education and data analysis. **Palaentologia Electronica** 4(1): 9.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro: IBGE, 2012.
- JOLY, C. A. et al. Evolution of the Brazilian phytogeography classification systems: implications for biodiversity conservation. **Ciência e Cultura**, São Paulo, v. 51, n. 5, p. 331-348, 1999.

JOLY, C. A. 1991. Flooding tolerance in tropical trees. p. 23-34. In JACKSON, M. B.; DAVIES, D. D.; LAMBERS H. (eds.). *Plant life under oxygen deprivation: ecology, physiology and biochemistry*. SBP Academic Publishing, The Hague. 239 p.

KELLMAN, M.; TACKABERRY, R.; RIGG, L. Structure and function in two tropical gallery forest communities: implications for forest conservation in fragmented systems. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 35, n. 2, p. 195-206, 1998.

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

LANG, G. E.; KNIGHT, D. H. Tree growth, mortality, recruitment, and canopy gap formation during a 10-year period in a tropical moist forest. **Ecology**, Washington, p. 1075-1080, 1983.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. 1998. *Numerical ecology*. Elsevier Science B.V. 853p.

LEWIS, S. L. et al. Concerted changes in tropical forest structure and dynamics: evidence from 50 South American long-term plots. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, London, v. 359, n. 1443, p. 421-436, 2004.

LUNDHOLM, J.T. Plant species diversity and environmental heterogeneity: spatial scale and competing hypotheses. **Journal of Vegetation Science**, Knivsta, v.20, n.3, p.377-391, 2009.

MANOKARAN, N.; KOCHUMMEN, K. M. Recruitment, growth and mortality of tree species in a lowland dipterocarp forest in Peninsular Malaysia. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 3, n. 04, p. 315-330, 1987.

MEIRA-NETO, J. A. A.; MARTINS, F. R. Composição florística de uma floresta estacional semidecidual montana no município de Viçosa-MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 26, n. 4, p. 437-446, 2002.

MEWS, H. A. et al. Dinâmica estrutural da comunidade lenhosa em floresta estacional semidecidual na transição cerrado-floresta amazônica, Mato Grosso, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Belo Horizonte, v. 25, n. 4, p. 845-857, 2011.

MOREIRA, B.; CARVALHO, F. A. A comunidade arbórea de um fragmento urbano de Floresta Atlântica após 40 anos de sucessão secundária (Juiz de Fora, Minas Gerais). **Biotemas**, Santa Catarina, v. 26, n. 2, p. 59-70, 2013.

MORELLATO, L. P. C.; HADDAD, C. F. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest I. **Biotropica**, Washington, v. 32, n. 4b, p. 786-792, 2000

MORI, S. A.; BOOM, B. M.; PRANCE, G. T. Distribution patterns and conservation of eastern Brazilian coastal forest tree species. **Brittonia**, New York, v. 33, n. 2, p. 233-245, 1981.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. Indianapolis: J. Wiley, 1974. 547p.

NETTESHEIM, F. C. et al. Influence of environmental variation on Atlantic Forest tree-shrub-layer phytogeography in southeast Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, Belo Horizonte, v. 24, n. 2, p. 369-377, 2010.

OLDEMAN, R. A. A. An architectural models, fractals and agroforestry design. In: _____. **Agriculture, ecosystems and environment**. Amsterdam: Elsevier Science, 1992. p. 179-188.

_____. **Forest ecology for silvicultural design**. 3rd ed. Wageningen: Wageningen Agricultural University, 1987. 640 p.

OLIVEIRA-FILHO, A. T. et al. Dinâmica da comunidade e populações arbóreas da borda e interior de um remanescente florestal na Serra da Mantiqueira, Minas Gerais, em um intervalo de cinco anos (1999-2004). **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 30, n. 1, p. 149-161, 2007.

OLIVEIRA-FILHO, A. T. et al. Effects of soils and topography on the distribution of tree species in a tropical riverine forest in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 10, n. 04, p. 483-508, 1994.

OLIVEIRA-FILHO, A. T. et al. Variation in tree community composition and structure with changes in soil properties within a fragment of semideciduous forest in south-eastern Brazil. **Edinburgh Journal of Botany**, Edinburgh, v. 58, n. 01, p. 139-158, 2001.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FONTES, M. A. L. Patterns of Floristic Differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the Influence of Climate1. **Biotropica**, Washington, v. 32, n. 4b, p. 793-810, 2000.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; MACHADO, J. N. M. Composição florística de uma floresta semidecídua montana, na Serra de São José, Tiradentes, Minas Gerais. **Acta Botanica Brasilica**, Belo Horizonte, v. 7, n. 2, p. 71-88, 1993.

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, 1997.

OLIVEIRA FILHO, A. T.; RATTER, J. A. Padrões florísticos das matas ciliares da região do cerrado e a evolução das paisagens do Brasil Central durante o

Quaternário Tardio. **Matas ciliares: conservação e recuperação**, Piracicaba, v. 2, p. 73-89, 2000.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; SCOLFORO, J. R. S.; MELLO, J. M. Composição florística e estrutura comunitária de um remanescente de floresta semidecídua montana em Lavras, MG. **Revista brasileira de botânica**, São Paulo, v. 17, n. 2, p. 167-182, 1994.

PAIVA, L. V. D.; ARAÚJO, G. M. D.; PEDRONI, F. Structure and dynamics of a woody plant community of a tropical semi-deciduous seasonal forest in the "Estação Ecológica do Panga", municipality of Uberlândia, Minas Gerais, Brazil. **Brazilian Journal of Botany**, São Paulo, v. 30, n. 3, p. 365-373, 2007.

PAULA, A. D. et al. Sucessão ecológica da vegetação arbórea em uma Floresta Estacional Semidecidual, Viçosa, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Belo Horizonte, v. 18, n. 3, p. 407-423, 2004.

PAULA, A. et al. Alterações florísticas ocorridas num período de quatorze anos na vegetação arbórea de uma floresta estacional semidecidual em Viçosa-MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 26, n. 6, p. 743-749, 2002.

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

PHILLIPS, O. L. Long-term environmental change in tropical forests: increasing tree turnover. **Environmental Conservation**, Cambridge, v. 23, n. 3, p. 235-246, 1996.

RODRIGUES, L. A.; ARAÚJO, G. M. Levantamento florístico de uma mata decídua em Uberlândia, Minas Gerais, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Belo Horizonte, v. 11, n. 2, p. 229-236, 1997.

RODRIGUES, L. A. et al. Efeitos de solos e topografia sobre a distribuição de espécies arbóreas em um fragmento de floresta estacional semidecidual, em Luminárias, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 31, n. 1, p. 25-35, 2007.

RODRIGUES, L.A. et al. Florística e estrutura da comunidade arbórea de um fragmento florestal em Luminárias, MG. **Acta Botanica Brasilica**, Belo Horizonte, v. 17, n. 1, p. 71-87, 2003.

SAMPAIO, A. B.; NUNES, R. V.; WALTER, B. M. T. 1997. **Fitossociologia de uma mata de galeria na Fazenda Sucupira do Cenargen, Brasília/DF**. Pp. 29-37. In: LEITE, L.L.; SAITO, C.H. (eds.). Contribuição ao conhecimento ecológico do Cerrado. UnB, Brasília. 325 p.

SHEIL, D.; BURSLEM, D. F. R. P.; ALDER, D. The Interpretation and misinterpretation of mortality rate measures. **Journal of Ecology**, Oxford, 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**, Cambridge, v. 16, n. 6, p. 765-800, 2000.

SILVA, A. C. et al. Dinâmica de uma comunidade arbórea após enchente em fragmentos florestais no sul de Minas Gerais I. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 35, n. 4, p. 883-893, 2011.

SILVA, A. F. et al. Composição florística e grupos ecológicos das espécies de um trecho de floresta semidecidual submontana da fazenda São Geraldo. Viçosa-MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 27, n. 3, p. 311-319, 2003.

SMALL, C. J.; MCCARTHY, B. C. Spatial and temporal variability of herbaceous vegetation in an eastern deciduous forest. **Plant Ecology**, Heidelberg, v. 164, n. 1, p. 37-48, 2003.

SOUZA, P. B.; MEIRA NETO, J. A. A.; SOUZA, A. L. Diversidade florística e estrutura fitossociológica de um gradiente topográfico em floresta estacional semidecidual submontana, MG. **Cerne**, Lavras, v. 19, n. 3, p. 489-499, 2013.

SWAINE, M. D.; HALL, J. B.; ALEXANDER, I. J. Tree population dynamics at Kade, Ghana (1968-1982). **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 3, n. 04, p. 331-345, 1987.

SWAINE, M. D.; LIEBERMAN, D.; PUTZ, F. E. The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 3, n. 04, p. 359-366, 1987.

TER BRAAK, C. J. F. CANOCO—an extension of DECORANA to analyze species-environment relationships. **Plant Ecology**, Heidelberg, v. 75, n. 3, p. 159-160, 1988.

VILELA, E. A.; RAMALHO, M. A. P. Análise das temperaturas e precipitações pluviométricas de Lavras, Minas Gerais [Brasil]. **Ciência e Prática**, Lavras, v. 3, n. 1, p. 71-79, 1979.

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, 1991.

WERNECK, M. S. et al. Florística e estrutura de três trechos de uma floresta semidecidual na Estação Ecológica do Tripuí, Ouro Preto, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 23, n. 1, p. 97-106, 2000.

WERNECK, M. S.; FRANCESCHINELLI, E. V. Dynamics of a dry forest fragment after the exclusion of human disturbance in southeastern Brazil. **Plant Ecology**, Heidelberg, v. 174, n. 2, p. 339-348, 2004.

WERNECK, M. S.; FRANCESCHINELLI, E. V.; TAMEIRÃO- NETO, E. Mudanças na florística e estrutura de uma floresta decídua durante um período de quatro anos (1994-1998), na região do Triângulo Mineiro, MG. **Revista brasileira de botânica**, São Paulo, v. 23, n. 4, p. 401-413, 2000.

ZAR, J. **Biostatistical analysis**. 5th ed. Upper Saddle River:

APÊNDICE

APÊNDICE A Parâmetros fitossociológicos das espécies arbóreas amostradas nos inventários de 2003, 2005, 2007 e 2015 de uma floresta estacional semidecidual, por classes topográficas (topo, encosta e fundo), localizada no distrito de Macaia, município de Bom Sucesso. Espécies ordenadas segundo o valor de importância em 2003. (DA: densidade absoluta em ind/ha; AB: área basal em m²; VI: valor de importância).

Topo													
Família	Espécie	2003			2005			2007			2015		
		DA	AB	VI									
BURSERACEAE	<i>Protium spruceanum</i> (Benth.) Engler	136.67	1.01	36.71	131.67	1.01	35.67	128.33	1.07	35.38	121.67	1.29	36.36
FABACEAE	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	53.33	0.69	21.71	53.33	0.74	22.17	53.33	0.76	21.93	53.33	0.85	22.85
MYRTACEAE	<i>Myrcia pulchra</i> (O.Berg) Kiaersk.	25.00	0.18	9.26	23.33	0.15	8.47	25.00	0.13	8.32	21.67	0.09	7.09
CLETHRACEAE	<i>Clethra scabra</i> Pers.	20.00	0.24	8.57	18.33	0.25	8.41	18.33	0.26	8.27	16.67	0.32	8.23
MELIACEAE	<i>Trichilia pallida</i> Swartz	33.33	0.18	8.56	36.67	0.19	8.70	36.67	0.20	8.68	38.33	0.23	9.19
FABACEAE	<i>Machaerium villosum</i> Vogel	13.33	0.27	8.14	13.33	0.28	8.09	13.33	0.34	8.70	13.33	0.31	8.02
CUNONIACEAE	<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	11.67	0.31	8.01	11.67	0.34	8.32	11.67	0.35	8.27	11.67	0.35	7.91
BURSERACEAE	<i>Protium widgrenii</i> Engler	18.33	0.19	7.67	18.33	0.19	7.49	20.00	0.22	8.07	18.33	0.24	7.88
STYRACACEAE	<i>Styrax camporum</i> Pohl	16.67	0.13	7.00	16.67	0.14	7.06	18.33	0.14	7.22	13.33	0.10	5.65
RUBIACEAE	<i>Ixora brevifolia</i> Benth.	15.00	0.13	6.39	16.67	0.14	6.62	16.67	0.15	6.72	18.33	0.18	7.27
MYRTACEAE	<i>Siphoneugena crassifolia</i> (DC.) Proença & Sobral	15.00	0.11	6.00	15.00	0.11	5.99	15.00	0.12	6.12	20.00	0.16	7.65
RUBIACEAE	<i>Amaioua intermedia</i> Mart. ex Schult. & Schult.f.	21.67	0.07	5.96	21.67	0.07	5.93	21.67	0.08	5.92	26.67	0.09	7.25

APÊNDICE A, continua

Topo													
Família	Espécie	2003			2005			2007			2015		
		DA	AB	VI									
COMBRETACEAE	<i>Terminalia glabrescens</i> Mart.	8.33	0.19	5.47	8.33	0.21	5.68	5.00	0.13	3.64	6.67	0.15	4.43
MYRTACEAE	<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	16.67	0.10	5.32	16.67	0.11	5.31	16.67	0.11	5.35	16.67	0.13	5.54
MYRSINACEAE	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	21.67	0.06	5.31	23.33	0.06	5.51	16.67	0.05	4.47	10.00	0.03	2.99
FABACEAE	<i>Bauhinia longifolia</i> (Bong.) Steud.	20.00	0.04	4.86	20.00	0.04	4.87	20.00	0.05	4.88	16.67	0.04	4.47
LAURACEAE	<i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez	3.33	0.23	4.59	3.33	0.19	3.95	3.33	0.20	3.89	3.33	0.21	3.85
FABACEAE	<i>Platypodium elegans</i> Vogel	10.00	0.11	4.54	10.00	0.12	4.64	11.67	0.12	5.23	8.33	0.12	4.25
LAURACEAE	<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisner) Mez	6.67	0.15	4.28	6.67	0.16	4.34	6.67	0.17	4.42	6.67	0.19	4.51
ANACARDIACEAE	<i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) Mitchell	11.67	0.06	4.12	10.00	0.06	3.87	10.00	0.07	3.96	10.00	0.09	3.69
MELIACEAE	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	1.67	0.23	3.86	1.67	0.24	3.92	1.67	0.27	4.13	1.67	0.26	3.69
FABACEAE	<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	8.33	0.13	3.75	8.33	0.14	3.82	10.00	0.16	4.65	10.00	0.18	4.84
AQUIFOLIACEAE	<i>Ilex conocarpa</i> Reissek	5.00	0.13	3.73	3.33	0.12	2.97	1.67	0.11	2.03	3.33	0.15	3.10
ANNONACEAE	<i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil.	8.33	0.10	3.71	8.33	0.10	3.69	8.33	0.10	3.66	8.33	0.11	3.78
CONNARACEAE	<i>Connarus regnellii</i> G.Schelenb.	8.33	0.11	3.42	8.33	0.09	3.12	8.33	0.12	3.44	8.33	0.13	3.55
MALVACEAE	<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	10.00	0.05	3.35	10.00	0.06	3.44	8.33	0.06	3.19	8.33	0.08	3.33
ARALIACEAE	<i>Dendropanax cuneatus</i> (DC.) Decne. & Planch.	10.00	0.01	3.21	11.67	0.02	3.87	10.00	0.02	3.62	13.33	0.03	4.73
PROTEACEAE	<i>Roupala montana</i> Aubl.	6.67	0.04	3.10	6.67	0.04	3.11	6.67	0.04	3.11	5.00	0.03	2.30

APÊNDICE A, continua

Topo													
Família	Espécie	2003			2005			2007			2015		
		DA	AB	VI									
FABACEAE	<i>Tachigali rugosa</i> (Mart. ex Benth.) Zarucchi & Pipoly	1.67	0.16	2.95	1.67	0.17	2.97	1.67	0.19	3.11	1.67	0.25	3.67
MYRTACEAE	<i>Eugenia acutata</i> Miq.	11.67	0.07	2.90	15.00	0.08	3.86	15.00	0.08	3.84	16.67	0.09	4.16
MYRTACEAE	<i>Myrcia venulosa</i> DC.	6.67	0.05	2.81	6.67	0.05	2.80	6.67	0.05	2.82	6.67	0.06	2.89
FABACEAE	<i>Leucochloron incuriale</i> (Vell.) Barneby & Grimes	5.00	0.06	2.78	5.00	0.04	2.50	5.00	0.05	2.57	5.00	0.05	2.62
ANNONACEAE	<i>Annona glabra</i> L.	6.67	0.07	2.76	5.00	0.07	2.02	5.00	0.07	2.03	3.33	0.04	1.31
BIGNONIACEAE	<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S.Grose	5.00	0.09	2.76	5.00	0.09	2.75	5.00	0.09	2.67	5.00	0.09	2.61
EUPHORBIACEAE	<i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Müll.Arg.	8.33	0.05	2.68	10.00	0.06	3.00	10.00	0.06	2.92	10.00	0.06	2.96
RUTACEAE	<i>Metrodorea stipularis</i> Mart.	8.33	0.05	2.68	8.33	0.06	2.70	8.33	0.06	2.72	6.67	0.04	2.22
MYRTACEAE	<i>Eugenia handroana</i> D.Legrand	5.00	0.05	2.61	6.67	0.05	3.29	6.67	0.05	3.25	6.67	0.10	3.86
PENTAPHYLACACEAE	<i>Ternstroemia brasiliensis</i> Cambess.	6.67	0.02	2.48	5.00	0.01	2.12	5.00	0.02	2.13	6.67	0.03	2.96
FABACEAE	<i>Machaerium nycitans</i> (Vell.) Benth.	6.67	0.05	2.43	6.67	0.05	2.44	8.33	0.06	2.75	6.67	0.08	2.70
RUBIACEAE	<i>Faramea hyacinthina</i> Mart.	5.00	0.02	2.25	3.33	0.02	1.53	3.33	0.02	1.52	5.00	0.03	1.85
MYRTACEAE	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	5.00	0.02	2.23	5.00	0.02	2.24	6.67	0.03	2.91	8.33	0.04	3.32
MYRSINACEAE	<i>Myrsine gardneriana</i> A.DC.	8.33	0.02	2.16	6.67	0.01	1.92	5.00	0.01	1.20	3.33	0.01	0.98
MELASTOMATACEAE	<i>Miconia chartacea</i> Triana	5.00	0.01	2.11	5.00	0.01	2.10	5.00	0.01	2.08	-	-	-

APÊNDICE A, continua

Topo													
Família	Espécie	2003			2005			2007			2015		
		DA	AB	VI									
FABACEAE	<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	6.67	0.03	2.08	6.67	0.03	2.11	6.67	0.03	2.11	3.33	0.03	1.23
FABACEAE	<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	6.67	0.05	2.06	5.00	0.04	1.67	6.67	0.06	2.06	5.00	0.05	1.75
ROSACEAE	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urban	5.00	0.01	2.05	3.33	0.01	1.35	5.00	0.01	1.61	5.00	0.02	1.77
MYRTACEAE	<i>Eugenia florida</i> DC.	6.67	0.05	2.03	6.67	0.05	2.03	6.67	0.06	2.01	6.67	0.05	1.96
APOCYNACEAE	<i>Aspidosperma discolor</i> A. DC.	3.33	0.08	2.02	3.33	0.09	2.07	3.33	0.09	2.08	3.33	0.13	2.47
MORACEAE	<i>Ficus tomentella</i> (Miq.) Miq.	1.67	0.09	1.90	1.67	0.10	2.04	1.67	0.11	2.10	1.67	0.17	2.67
SAPINDACEAE	<i>Cupania vernalis</i> Cambess	5.00	0.02	1.76	5.00	0.02	1.71	5.00	0.02	1.71	5.00	0.02	1.79
ARECACEAE	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) <i>Glassman</i>	3.33	0.06	1.69	3.33	0.07	1.83	3.33	0.07	1.82	3.33	0.07	1.75
FABACEAE	<i>Platycyamus regnellii</i> Benth.	1.67	0.07	1.61	1.67	0.07	1.63	1.67	0.08	1.62	1.67	0.08	1.59
MALVACEAE	<i>Eriotheca candolleana</i> (K.Schum.) <i>A. Robyns</i>	3.33	0.02	1.60	3.33	0.02	1.59	3.33	0.02	1.58	3.33	0.02	1.61
PHYLLANTHACEAE	<i>Hyeronima alchorneoides</i> Allemão	3.33	0.02	1.57	3.33	0.02	1.58	3.33	0.02	1.58	1.67	0.02	0.90
MORACEAE	<i>Ficus mexiae</i> Standley	1.67	0.06	1.53	1.67	0.07	1.57	1.67	0.07	1.59	1.67	0.08	1.63
MORACEAE	<i>Ficus pertusa</i> L.f.	3.33	0.02	1.52	3.33	0.02	1.57	3.33	0.03	1.67	3.33	0.04	1.75
ANACARDIACEAE	<i>Tapirira guianensis</i> Aublet	3.33	0.01	1.46	3.33	0.01	1.45	1.67	0.01	0.75	-	-	-
SALICACEAE	<i>Casearia decandra</i> Jacquin	3.33	0.01	1.46	1.67	0.00	0.68	-	-	-	-	-	-
SALICACEAE	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	3.33	0.01	1.41	3.33	0.01	1.40	3.33	0.01	1.39	1.67	0.00	0.71
FABACEAE	<i>Sweetia fruticosa</i> Sprengel	5.00	0.02	1.32	6.67	0.02	1.57	6.67	0.02	1.57	5.00	0.02	1.33

APÊNDICE A, continua

Topo													
Família	Espécie	2003			2005			2007			2015		
		DA	AB	VI									
Lauraceae	<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees	1.67	0.05	1.29	1.67	0.05	1.28	3.33	0.05	1.94	1.67	0.00	0.69
Myrtaceae	<i>Eugenia</i> sp.	1.67	0.04	1.26	1.67	0.04	1.25	1.67	0.04	1.21	1.67	0.04	1.16
Boraginaceae	<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	3.33	0.02	1.13	3.33	0.02	1.13	3.33	0.02	1.12	3.33	0.02	1.12
Sapindaceae	<i>Cupania zanthoxyloides</i> Radlk.	3.33	0.02	1.11	3.33	0.02	1.12	3.33	0.02	1.11	3.33	0.03	1.19
Meliaceae	<i>Trichilia emarginata</i> (Turcz.) C.DC.	3.33	0.02	1.08	3.33	0.02	1.08	3.33	0.02	1.08	3.33	0.02	1.12
Fabaceae	<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld	3.33	0.01	1.07	3.33	0.02	1.07	5.00	0.02	1.73	3.33	0.02	1.07
Nyctaginaceae	<i>Guapira graciliflora</i> (Mart. ex Schmidt) Lundell	1.67	0.03	1.01	3.33	0.03	1.66	3.33	0.03	1.64	1.67	0.03	0.96
Celastraceae	<i>Salacia elliptica</i> (Mart.) G.Don	1.67	0.02	0.99	1.67	0.03	1.00	1.67	0.03	1.01	1.67	0.03	1.06
Annonaceae	<i>Annona neosericea</i> H.Rainer	1.67	0.02	0.98	1.67	0.01	0.79	1.67	0.03	1.00	1.67	0.03	1.01
Fabaceae	<i>Inga marginata</i> Willd.	1.67	0.02	0.92	1.67	0.02	0.87	1.67	0.02	0.86	1.67	0.02	0.94
Fabaceae	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) Macbr.	1.67	0.02	0.89	1.67	0.02	0.89	1.67	0.03	0.98	1.67	0.05	1.22
Lythraceae	<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.	1.67	0.02	0.89	1.67	0.02	0.88	-	-	-	1.67	0.00	0.69
Cannabaceae	<i>Celtis iguanaea</i> (Jacquin) Sargent	1.67	0.01	0.84	1.67	0.02	0.92	1.67	0.01	0.71	1.67	0.01	0.72
Rubiaceae	<i>Cordia concolor</i> (Cham.) Kuntze	1.67	0.01	0.82	1.67	0.01	0.82	1.67	0.01	0.83	3.33	0.02	1.09
Ochnaceae	<i>Oouratea parviflora</i> (DC.) Baillon	1.67	0.01	0.81	1.67	0.01	0.82	1.67	0.01	0.82	1.67	0.02	0.86
Calophyllaceae	<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	1.67	0.01	0.78	1.67	0.01	0.78	1.67	0.01	0.79	1.67	0.02	0.85
Anacardiaceae	<i>Lithrea molleoides</i> (Vell.) Engl.	1.67	0.01	0.77	1.67	0.01	0.75	-	-	-	-	-	-

APÊNDICE A, continua

Topo													
Família	Espécie	2003			2005			2007			2015		
		DA	AB	VI									
MYRTACEAE	<i>Eugenia excelsa</i> O.Berg	1.67	0.01	0.74	1.67	0.01	0.75	1.67	0.01	0.75	1.67	0.01	0.78
ANNONACEAE	<i>Guatteria australis</i> A.St.-Hil.	1.67	0.01	0.74	1.67	0.01	0.73	1.67	0.01	0.74	1.67	0.00	0.69
VOCHYSIACEAE	<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.	1.67	0.00	0.71	5.00	0.01	2.04	5.00	0.01	2.06	1.67	0.01	0.76
MYRTACEAE	<i>Myrcia tomentosa</i> (Aublet) DC.	1.67	0.00	0.71	1.67	0.00	0.70	1.67	0.00	0.69	1.67	0.00	0.72
SAPINDACEAE	<i>Matayba juglandifolia</i> (Cambess.) Radlk.	1.67	0.00	0.70	1.67	0.00	0.70	1.67	0.00	0.69	1.67	0.00	0.71
APOCYNACEAE	<i>Aspidosperma olivaceum</i> Müll. Arg.	1.67	0.00	0.69	1.67	0.00	0.70	1.67	0.01	0.71	1.67	0.01	0.74
RUTACEAE	<i>Galipea jasminiflora</i> (A.St.-Hil.) Enal.	1.67	0.00	0.69	1.67	0.00	0.69	1.67	0.00	0.70	1.67	0.00	0.68
MYRTACEAE	<i>Myrcia hebetata</i> DC.	1.67	0.00	0.69	1.67	0.00	0.69	1.67	0.00	0.69	1.67	0.01	0.72
CELASTRACEAE	<i>Maytenus gonoclada</i> Mart.	1.67	0.00	0.68	1.67	0.00	0.68	1.67	0.00	0.68	1.67	0.00	0.70
EUPHORBIACEAE	<i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll. Arg.	1.67	0.00	0.68	1.67	0.00	0.68	1.67	0.00	0.68	3.33	0.01	0.96
MONIMIACEAE	<i>Mollinedia widgrenii</i> A.DC.	1.67	0.00	0.68	1.67	0.00	0.67	1.67	0.00	0.68	1.67	0.01	0.73
MYRTACEAE	<i>Myrciaria floribunda</i> (H.Westw.) O.Berg	1.67	0.00	0.68	1.67	0.00	0.68	1.67	0.00	0.67	1.67	0.00	0.70
MYRTACEAE	<i>Marlierea racemosa</i> (Vell.) Kiaersk.	1.67	0.00	0.68	1.67	0.00	0.67	1.67	0.00	0.65	1.67	0.00	0.69
LAURACEAE	<i>Ocotea laxa</i> (Nees) Mez	1.67	0.00	0.68	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ERYTHROXYLACEAE	<i>Erythroxylum pulchrum</i> A.St.-Hil.	1.67	0.00	0.68	1.67	0.00	0.67	-	-	-	-	-	-
LAURACEAE	<i>Ocotea velutina</i> (Nees) Rohwer	1.67	0.00	0.68	1.67	0.00	0.67	1.67	0.01	0.71	-	-	-
ARECACEAE	<i>Geonoma schottiana</i> Mart.	1.67	0.00	0.67	3.33	0.01	1.36	1.67	0.00	0.68	-	-	-

APÊNDICE A, continua

Topo													
Família	Espécie	2003			2005			2007			2015		
		DA	AB	VI									
THEACEAE	<i>Laplacea fruticosa</i> (Schrad.) Kobuski	1.67	0.00	0.67	1.67	0.00	0.67	1.67	0.00	0.67	1.67	0.00	0.69
MYRSINACEAE	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	1.67	0.00	0.67	1.67	0.00	0.67	1.67	0.00	0.67	1.67	0.00	0.70
ERYTHROXYLACEAE	<i>Erythroxylum pelletterianum</i> A.St.-Hil.	1.67	0.00	0.67	1.67	0.00	0.66	1.67	0.00	0.66	1.67	0.00	0.68
MELASTOMATACEAE	<i>Miconia latecrenata</i> (DC.) Naudin	1.67	0.00	0.67	-	-	-	-	-	-	-	-	-
RUTACEAE	<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sargent	1.67	0.00	0.67	1.67	0.00	0.67	1.67	0.00	0.67	1.67	0.00	0.69
SAPINDACEAE	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	-	-	-	1.67	0.00	0.67	-	-	-	1.67	0.00	0.71
ANNONACEAE	<i>Annona cacans</i> Warm.	-	-	-	1.67	0.01	0.71	1.67	0.00	0.68	-	-	-
SAPINDACEAE	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.67	0.00	0.69
LAURACEAE	<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	-	-	-	1.67	0.00	0.69	1.67	0.00	0.69	-	-	-
RUBIACEAE	<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	-	-	-	-	-	-	1.67	0.00	0.67	1.67	0.00	0.69
ARALIACEAE	<i>Schefflera calva</i> (Cham.) Frodin & Fiaschi	-	-	-	-	-	-	1.67	0.00	0.67	-	-	-
FABACEAE	<i>Senna multijuga</i> (Rich.) Irwin et Barn.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.67	0.02	0.87
SIPARUNACEAE	<i>Siparuna guianensis</i> (Aublet)	-	-	-	-	-	-	1.67	0.00	0.67	6.67	0.01	2.34
MELIACEAE	<i>Trichilia pallens</i> C.DC.	-	-	-	-	-	-	5.00	0.01	1.57	8.33	0.02	3.08
ASTERACEAE	<i>Vernonanthura divaricata</i> (Spreng.) H.Rob.	-	-	-	-	-	-	1.67	0.01	0.79	1.67	0.06	1.39
ANNONACEAE	<i>Xylopia brasiliensis</i> Sprengel	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.67	0.00	0.69

APÊNDICE A, continua

Encosta													
Família	Espécie	2003			2005			2007			2015		
		DA	AB	VI									
BURSERACEAE	<i>Protium spruceanum</i> (Benth.) Engler	171.67	1.44	58.39	163.33	1.34	57.19	160.00	1.45	55.14	148.33	1.63	59.02
FABACEAE	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	36.67	0.58	22.12	3.33	0.01	1.26	38.33	0.97	28.30	30.00	0.45	18.12
RUBIACEAE	<i>Ixora brevifolia</i> Benth.	40.00	0.18	13.78	40.00	0.18	14.52	36.67	0.16	13.03	40.00	0.25	15.59
BURSERACEAE	<i>Protium widgrenii</i> Engler	23.33	0.22	10.78	21.67	0.21	10.96	23.33	0.23	10.94	21.67	0.27	11.23
EUPHORBIACEAE	<i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Müll.Arg.	31.67	0.18	9.75	35.00	0.19	11.55	35.00	0.19	10.44	38.33	0.17	11.68
FABACEAE	<i>Tachigali rugosa</i> (Mart. ex Benth.) Zarucchi & Pipoly	5.00	0.35	8.18	5.00	0.41	9.61	5.00	0.41	8.69	5.00	0.48	10.29
RUBIACEAE	<i>Amaioua intermedia</i> Mart. ex Schult. & Schult.f.	23.33	0.11	7.84	18.33	0.08	6.28	23.33	0.13	7.53	21.67	0.15	7.98
MYRTACEAE	<i>Myrcia pulchra</i> (O.Berg) Kiaersk.	18.33	0.08	6.48	18.33	0.09	6.90	18.33	0.09	6.71	18.33	0.10	7.07
CLETHRACEAE	<i>Clethra scabra</i> Pers.	11.67	0.09	6.23	11.67	0.10	6.58	11.67	0.10	6.40	5.00	0.08	3.88
COMBRETACEAE	<i>Terminalia glabrescens</i> Mart.	5.00	0.18	5.64	5.00	0.23	6.80	3.33	0.18	4.58	-	-	-
FABACEAE	<i>Platypodium elegans</i> Vogel	11.67	0.06	5.61	11.67	0.06	5.85	11.67	0.06	5.59	6.67	0.03	3.29
MELIACEAE	<i>Trichilia pallida</i> Swartz	11.67	0.04	5.32	11.67	0.05	5.64	10.00	0.04	5.14	13.33	0.06	6.09
FABACEAE	<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms	1.67	0.23	4.94	1.67	0.24	5.27	1.67	0.24	4.71	1.67	0.27	5.54
PHYLLANTHACEAE	<i>Hyeronima alchorneoides</i> Allemão	5.00	0.14	4.93	5.00	0.14	5.17	5.00	0.16	5.11	5.00	0.17	5.50
CUNONIACEAE	<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	3.33	0.18	4.87	1.67	0.04	1.64	1.67	0.04	1.56	1.67	0.05	1.65
RUBIACEAE	<i>Faramea hyacinthina</i> Mart.	16.67	0.06	4.75	16.67	0.06	4.97	13.33	0.05	4.12	20.00	0.08	6.97
FABACEAE	<i>Machaerium villosum</i> Vogel	5.00	0.10	4.13	5.00	0.10	4.45	5.00	0.11	4.23	6.67	0.11	5.33

APÊNDICE A, continua

Encosta													
Família	Espécie	2003			2005			2007			2015		
		DA	AB	VI	DA	AB	VI	DA	AB	VI	DA	AB	VI
VOCHYSIACEAE	<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.	8.33	0.08	3.89	8.33	0.09	4.11	8.33	0.10	4.03	6.67	0.09	3.81
MYRTACEAE	<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	11.67	0.05	3.80	11.67	0.05	3.98	10.00	0.05	3.54	8.33	0.04	2.62
AQUIFOLIACEAE	<i>Ilex conocarpa</i> Reissek	6.67	0.12	3.78	6.67	0.13	4.05	6.67	0.13	3.79	5.00	0.05	2.34
MELIACEAE	<i>Trichilia emarginata</i> (Turcz.) C.DC.	8.33	0.07	3.68	8.33	0.08	3.94	8.33	0.08	3.83	8.33	0.09	4.10
MYRSINACEAE	<i>Myrsine gardneriana</i> A.DC.	10.00	0.02	3.48	8.33	0.01	3.31	8.33	0.01	3.19	1.67	0.00	0.89
STYRACACEAE	<i>Styrax camporum</i> Pohl	6.67	0.01	3.46	6.67	0.01	3.62	6.67	0.01	3.53	6.67	0.02	3.17
PENTAPHYLACACEAE	<i>Temstroemia brasiliensis</i> Cambess.	8.33	0.02	3.38	8.33	0.02	3.53	5.00	0.02	2.75	1.67	0.00	0.93
MYRSINACEAE	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	6.67	0.02	3.14	5.00	0.02	2.30	3.33	0.01	1.88	3.33	0.02	1.97
LAURACEAE	<i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez	5.00	0.10	3.11	1.67	0.00	0.91	5.00	0.12	3.31	3.33	0.13	3.31
MYRTACEAE	<i>Myrcia venulosa</i> DC.	5.00	0.06	3.02	5.00	0.07	3.18	5.00	0.07	3.00	3.33	0.02	2.09
ANACARDIACEAE	<i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) Mitchell	5.00	0.03	3.01	5.00	0.03	3.11	5.00	0.03	2.98	1.67	0.00	0.90
MYRTACEAE	<i>Siphoneugena crassifolia</i> (DC.) Proença & Sobral	5.00	0.02	2.77	5.00	0.02	2.90	3.33	0.02	1.91	3.33	0.02	2.08
ARALIACEAE	<i>Dendropanax cuneatus</i> (DC.) Decne. & Planch.	5.00	0.02	2.72	5.00	0.02	2.84	5.00	0.02	2.77	5.00	0.02	2.97
LAURACEAE	<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisner) Mez	1.67	0.10	2.52	1.67	0.09	2.61	1.67	0.10	2.44	1.67	0.10	2.55
BIGNONIACEAE	<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S.Grose	5.00	0.03	2.39	5.00	0.03	2.54	5.00	0.03	2.42	5.00	0.03	2.57

APÊNDICE A, continua

Encosta													
Família	Espécie	2003			2005			2007			2015		
		DA	AB	VI									
LAURACEAE	<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees	5.00	0.02	2.23	5.00	0.02	2.34	3.33	0.01	1.80	3.33	0.01	1.88
MELIACEAE	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	1.67	0.08	2.22	1.67	0.17	3.94	1.67	0.08	2.12	1.67	0.09	2.34
MALVACEAE	<i>Eriotheca candolleana</i> (K.Schum.) A.Robyns	3.33	0.03	2.08	5.00	0.03	3.09	5.00	0.03	2.98	3.33	0.02	2.06
FABACEAE	<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	5.00	0.01	2.07	5.00	0.01	2.18	5.00	0.01	2.14	5.00	0.02	2.31
MELIACEAE	<i>Trichilia pallens</i> C.DC.	3.33	0.02	2.04	5.00	0.03	2.52	8.33	0.04	3.67	8.33	0.04	3.81
MYRTACEAE	<i>Eugenia handroana</i> D.Legrand	3.33	0.02	2.01	3.33	0.02	2.11	3.33	0.02	2.01	1.67	0.01	1.10
RUTACEAE	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	3.33	0.02	1.97	3.33	0.02	2.07	3.33	0.02	2.00	1.67	0.02	1.18
FABACEAE	<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	3.33	0.02	1.91	3.33	0.02	1.98	3.33	0.02	1.92	1.67	0.01	1.01
CELASTRACEAE	<i>Cheilochlinium cognatum</i> (Miers.) A.C.Smith	1.67	0.06	1.83	1.67	0.06	1.89	1.67	0.04	1.46	1.67	0.07	2.10
LYTHRACEAE	<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.	3.33	0.01	1.83	3.33	0.01	1.92	1.67	0.01	0.92	1.67	0.01	0.98
SALICACEAE	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	3.33	0.01	1.76	1.67	0.00	0.93	3.33	0.01	1.82	3.33	0.01	1.91
ROSACEAE	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urban	3.33	0.01	1.74	3.33	0.01	1.83	5.00	0.01	2.67	6.67	0.03	3.95
MYRTACEAE	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	3.33	0.01	1.73	1.67	0.00	0.91	3.33	0.01	1.78	3.33	0.01	1.83
SAPINDACEAE	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	3.33	0.01	1.72	1.67	0.00	0.88	3.33	0.01	1.77	1.67	0.00	0.89
MYRTACEAE	<i>Eugenia acutata</i> Miq.	3.33	0.01	1.72	1.67	0.00	0.89	3.33	0.01	1.77	5.00	0.01	2.75
LAURACEAE	<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisner) Mez	1.67	0.05	1.69	1.67	0.05	1.80	1.67	0.05	1.73	1.67	0.06	1.81

APÊNDICE A, continua

Encosta													
Família	Espécie	2003			2005			2007			2015		
		DA	AB	VI									
ANNONACEAE	<i>Annona glabra</i> L.	1.67	0.03	1.32	-	-	-	1.67	0.03	1.28	1.67	0.03	1.40
FABACEAE	<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	1.67	0.02	1.24	1.67	0.02	1.31	1.67	0.02	1.23	1.67	0.03	1.29
RUTACEAE	<i>Galipea jasminiflora</i> (A.St.-Hil.) Engl.	3.33	0.01	1.22	3.33	0.01	1.27	3.33	0.01	1.25	3.33	0.01	1.29
BORAGINACEAE	<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	3.33	0.01	1.19	1.67	0.02	1.24	3.33	0.01	1.24	3.33	0.01	1.29
RUBIACEAE	<i>Coutarea hexandra</i> (Jacquin) K.Schum.	1.67	0.02	1.17	1.67	0.02	1.18	1.67	0.02	1.20	1.67	0.02	1.27
FABACEAE	<i>Leucochloron incuriale</i> (Vell.) Barneby & Grimes	3.33	0.00	1.16	3.33	0.01	1.21	3.33	0.01	1.20	3.33	0.00	1.21
MYRTACEAE	<i>Eugenia hiemalis</i> Cambess.	3.33	0.00	1.15	3.33	0.00	1.21	3.33	0.01	1.21	1.67	0.00	0.94
FABACEAE	<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Steffeld	1.67	0.02	1.10	1.67	0.02	1.22	1.67	0.02	1.23	1.67	0.03	1.31
MYRTACEAE	<i>Eugenia florida</i> DC.	1.67	0.02	1.08	1.67	0.02	1.15	1.67	0.02	1.13	3.33	0.03	2.18
FABACEAE	<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	1.67	0.01	1.07	1.67	0.01	1.13	1.67	0.02	1.08	1.67	0.02	1.12
AQUIFOLIACEAE	<i>Ilex cerasifolia</i> Reissek	1.67	0.01	1.05	1.67	0.01	1.11	1.67	0.01	1.05	-	-	-
ERYTHROXYLACEAE	<i>Erythroxylum citrifolium</i> A. St.-Hil.	1.67	0.01	1.02	-	-	-	-	-	-	-	-	-
OCHNACEAE	<i>Ouratea parviflora</i> (DC.) Baillon	1.67	0.01	0.98	1.67	0.01	1.03	1.67	0.01	1.01	1.67	0.01	1.08
ARECACEAE	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	1.67	0.01	0.97	1.67	0.01	1.05	1.67	0.01	1.04	5.00	0.03	2.50
MALVACEAE	<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	1.67	0.01	0.94	-	-	-	1.67	0.01	0.95	1.67	0.01	0.99

APÊNDICE A, continua

Encosta													
Família	Espécie	2003			2005			2007			2015		
		DA	AB	VI	DA	AB	VI	DA	AB	VI	DA	AB	VI
MYRTACEAE	<i>Myrcia guianensis</i> (Aublet) DC.	1.67	0.01	0.93	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CONNARACEAE	<i>Connarus regnellii</i> G.Schelenb.	1.67	0.01	0.92	36.67	0.46	20.97	1.67	0.01	0.93	1.67	0.01	1.02
SALICACEAE	<i>Xylosma prockia</i> (Turcz.) Turcz.	1.67	0.01	0.90	1.67	0.01	0.95	1.67	0.01	0.92	1.67	0.01	0.98
ANNONACEAE	<i>Guatteria australis</i> A.St.-Hil.	1.67	0.00	0.89	1.67	0.01	0.95	1.67	0.01	0.94	1.67	0.01	0.98
MYRSINACEAE	<i>Myrsine guianensis</i> (Aublet) Kuntze	1.67	0.00	0.89	1.67	0.00	0.92	1.67	0.00	0.89	-	-	-
MYRTACEAE	<i>Eugenia excelsa</i> O.Berg	1.67	0.00	0.88	1.67	0.00	0.93	1.67	0.01	0.93	1.67	0.01	1.01
MELASTOMATACEAE	<i>Miconia chartacea</i> Triana	1.67	0.00	0.88	1.67	0.00	0.92	3.33	0.01	1.21	3.33	0.01	1.92
ANACARDIACEAE	<i>Tapirira guianensis</i> Aublet	1.67	0.00	0.87	1.67	0.00	0.91	1.67	0.00	0.89	1.67	0.00	0.93
PROTEACEAE	<i>Roupala montana</i> Aubl.	1.67	0.00	0.87	1.67	0.00	0.90	3.33	0.01	1.76	3.33	0.01	1.85
MALPIGHIACEAE	<i>Byrsonima laxiflora</i> Griseb.	1.67	0.00	0.87	1.67	0.00	0.91	1.67	0.00	0.88	1.67	0.00	0.91
SYMPLOCACEAE	<i>Symplocos pubescens</i> Klotzsch ex Benth.	1.67	0.00	0.87	1.67	0.00	0.91	1.67	0.00	0.89	1.67	0.00	0.92
SAPINDACEAE	<i>Cupania vernalis</i> Cambess	1.67	0.00	0.87	-	-	-	1.67	0.00	0.90	3.33	0.01	1.85
ANNONACEAE	<i>Xylopia brasiliensis</i> Sprengel	1.67	0.00	0.87	1.67	0.00	0.91	1.67	0.00	0.89	1.67	0.01	0.96
RUBIACEAE	<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	1.67	0.00	0.86	1.67	0.00	0.90	1.67	0.00	0.87	1.67	0.00	0.90
SIPARUNACEAE	<i>Siparuna guianensis</i> (Aublet)	1.67	0.00	0.86	1.67	0.00	0.90	1.67	0.00	0.88	3.33	0.01	1.80
MELASTOMATACEAE	<i>Miconia latecrenata</i> (DC.) Naudin	1.67	0.00	0.86	3.33	0.00	1.20	1.67	0.00	0.88	-	-	-

APÊNDICE A, continua

Encosta													
Família	Espécie	2003			2005			2007			2015		
		DA	AB	VI									
SAPOTACEAE	<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hooker & Arnot) Radlk.	1.67	0.00	0.86	1.67	0.00	0.90	1.67	0.00	0.88	1.67	0.00	0.92
FABACEAE	<i>Dalbergia villosa</i> (Benth.) Benth.	1.67	0.00	0.86	1.67	0.00	0.90	-	-	-	-	-	-
FABACEAE	<i>Bauhinia longifolia</i> (Bong.) Steud.	1.67	0.00	0.85	1.67	0.00	0.90	1.67	0.00	0.87	3.33	0.00	1.79
MYRTACEAE	<i>Marlierea racemosa</i> (Vell.) Kiaersk.	1.67	0.00	0.85	1.67	0.00	0.89	1.67	0.00	0.87	1.67	0.00	0.89
MONIMIACEAE	<i>Mollinedia argyrogyna</i> Perkins	1.67	0.00	0.85	1.67	0.00	0.89	1.67	0.00	0.86	1.67	0.00	0.90
MYRTACEAE	<i>Myrcia hebetata</i> DC.	1.67	0.00	0.85	1.67	0.00	0.89	1.67	0.00	0.87	1.67	0.00	0.91
MYRTACEAE	<i>Myrcia tomentosa</i> (Aublet) DC.	1.67	0.00	0.85	1.67	0.00	0.89	1.67	0.00	0.86	1.67	0.00	0.89
CALOPHYLLACEAE	<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	1.67	0.00	0.85	5.00	0.01	2.71	6.67	0.01	2.98	3.33	0.01	1.97
MELASTOMATACEAE	<i>Miconia trianae</i> Cogn.	-	-	-	1.67	0.00	0.89	1.67	0.00	0.90	5.00	0.01	2.19
ANNONACEAE	<i>Annona coriacea</i> Mart.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.67	0.00	0.92
ANNONACEAE	<i>Annonaceae</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.67	0.00	0.90
BORAGINACEAE	<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.67	0.00	0.91
EUPHORBIACEAE	<i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll.Arg.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3.33	0.00	1.79
CELASTRACEAE	<i>Gymnosporia pyria</i> (Willemet) Jordaan.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.67	0.01	0.95
LAURACEAE	<i>Persea fruticosa</i> (Kurz) Kosterm.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.67	0.00	0.91
CELASTRACEAE	<i>Salacia elliptica</i> (Mart.) G.Don	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.67	0.00	0.90
ARALIACEAE	<i>Schefflera calva</i> (Cham.) Frodin & Fiaschi	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.67	0.01	0.95

APÊNDICE A, continua

Fundo													
Família	Espécie	2003			2005			2007			2015		
		DA	AB	VI									
BURSERACEAE	<i>Protium spruceanum</i> (Benth.) Engler	196.67	2.06	91.90	176.67	2.04	89.81	175.00	1.98	88.79	155.00	2.44	91.87
FABACEAE	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	20.00	0.21	12.41	20.00	0.24	13.32	20.00	0.27	14.07	20.00	0.35	15.50
BURSERACEAE	<i>Protium widgrenii</i> Engler	18.33	0.15	11.28	18.33	0.13	10.60	16.67	0.12	9.37	13.33	0.13	8.90
MYRTACEAE	<i>Siphoneugena crassifolia</i> (DC.) Proença & Sobral	20.00	0.15	10.93	20.00	0.15	11.35	20.00	0.16	11.61	16.67	0.13	9.77
PHYLLANTHACEAE	<i>Hyeronima alchorneoides</i> Allemão	10.00	0.25	9.53	10.00	0.26	10.07	10.00	0.27	10.29	8.33	0.29	9.82
MYRTACEAE	<i>Myrcia pulchra</i> (O.Berg) Kiaersk.	20.00	0.05	8.73	13.33	0.04	6.70	13.33	0.08	7.63	8.33	0.03	5.03
FABACEAE	<i>Machaerium villosum</i> Vogel	10.00	0.14	8.62	10.00	0.15	9.23	10.00	0.16	9.39	8.33	0.15	8.05
CLETHRACEAE	<i>Clethra scabra</i> Pers.	8.33	0.12	7.13	8.33	0.12	7.33	8.33	0.12	7.56	6.67	0.07	5.34
RUBIACEAE	<i>Faramea hyacinthina</i> Mart.	15.00	0.08	6.95	15.00	0.09	7.38	16.67	0.09	8.75	15.00	0.11	8.07
FABACEAE	<i>Leucochloron incuriale</i> (Vell.) Barneby & Grimes	11.67	0.06	6.62	11.67	0.06	6.91	13.33	0.07	7.50	11.67	0.38	13.16
FABACEAE	<i>Dalbergia villosa</i> (Benth.) Benth.	5.00	0.11	5.65	5.00	0.11	5.75	5.00	0.12	5.95	5.00	0.12	5.92
MYRSINACEAE	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	8.33	0.03	5.28	6.67	0.02	4.92	8.33	0.03	6.28	5.00	0.01	3.82
ANACARDIACEAE	<i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) Mitchell	8.33	0.04	4.75	6.67	0.04	4.52	5.00	0.04	4.21	3.33	0.04	3.13
MYRTACEAE	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	6.67	0.02	4.64	5.00	0.01	3.66	5.00	0.02	3.78	1.67	0.02	1.53
LAMIACEAE	<i>Vitex polygama</i> Cham.	1.67	0.16	4.52	1.67	0.17	4.81	1.67	0.16	4.59	-	-	-

APÊNDICE A, continua

Fundo													
Família	Espécie	2003			2005			2007			2015		
		DA	AB	VI									
PENTAPHYLACACEAE	<i>Ternstroemia brasiliensis</i> Cambess.	8.33	0.03	4.51	8.33	0.03	4.64	8.33	0.03	4.80	3.33	0.01	2.65
ROSACEAE	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urban	5.00	0.10	4.48	5.00	0.10	4.63	5.00	0.11	4.90	3.33	0.10	4.34
MYRTACEAE	<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	5.00	0.05	4.21	5.00	0.05	4.34	3.33	0.04	3.14	3.33	0.04	3.22
VOCHYSIACEAE	<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.	5.00	0.05	3.49	5.00	0.05	3.66	5.00	0.05	3.67	5.00	0.06	3.87
ARALIACEAE	<i>Schefflera calva</i> (Cham.) Frodin & Fiaschi	5.00	0.04	3.41	5.00	0.04	3.53	5.00	0.04	3.60	3.33	0.01	2.55
LYTHRACEAE	<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.	3.33	0.05	3.25	3.33	0.05	3.27	3.33	0.05	3.38	3.33	0.05	3.38
AQUIFOLIACEAE	<i>Ilex conocarpa</i> Reissek	3.33	0.04	2.94	3.33	0.04	3.06	3.33	0.04	3.14	3.33	0.05	3.40
ANACARDIACEAE	<i>Tapirira guianensis</i> Aublet	5.00	0.02	2.87	1.67	0.01	1.24	1.67	0.01	1.25	1.67	0.00	1.26
CUNONIACEAE	<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	3.33	0.07	2.87	3.33	0.06	2.83	3.33	0.07	2.94	3.33	0.08	3.18
FABACEAE	<i>Tachigali rugosa</i> (Mart. ex Benth.) Zarucchi & Pipoly	1.67	0.08	2.80	1.67	0.08	2.82	1.67	0.09	3.12	3.33	0.15	5.30
MYRSINACEAE	<i>Myrsine gardneriana</i> A.DC.	5.00	0.01	2.77	5.00	0.02	3.01	5.00	0.02	3.09	3.33	0.00	1.68
MYRTACEAE	<i>Myrcia venulosa</i> DC.	3.33	0.03	2.74	3.33	0.03	2.87	3.33	0.03	2.89	5.00	0.03	3.38
MELIACEAE	<i>Trichilia pallida</i> Swartz	5.00	0.01	2.69	5.00	0.01	2.73	5.00	0.01	2.89	3.33	0.01	2.52
RUBIACEAE	<i>Amaioua intermedia</i> Mart. ex Schult. & Schult.f.	5.00	0.01	2.68	6.67	0.01	3.98	6.67	0.01	4.11	6.67	0.02	4.37
COMBRETACEAE	<i>Terminalia glabrescens</i> Mart.	3.33	0.05	2.53	3.33	0.05	2.59	3.33	0.05	2.62	1.67	0.02	1.59
LAURACEAE	<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisner) Mez	3.33	0.01	2.37	3.33	0.01	2.36	3.33	0.01	2.43	3.33	0.01	2.55
ARALIACEAE	<i>Dendropanax cuneatus</i> (DC.) Decne. & Planch.	3.33	0.01	2.33	1.67	0.01	1.26	1.67	0.01	1.30	5.00	0.01	2.25

APÊNDICE A, continua

Fundo													
Família	Espécie	2003			2005			2007			2015		
		DA	AB	VI	DA	AB	VI	DA	AB	VI	DA	AB	VI
RUTACEAE	<i>Metrodorea stipularis</i> Mart.	3.33	0.01	2.32	3.33	0.01	2.41	3.33	0.01	2.48	3.33	0.01	2.61
MYRTACEAE	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg	3.33	0.01	2.30	3.33	0.01	2.41	3.33	0.01	2.45	3.33	0.01	2.59
FABACEAE	<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	3.33	0.00	2.24	3.33	0.00	2.33	3.33	0.00	2.38	3.33	0.00	1.70
ARECACEAE	<i>Geonoma schottiana</i> Mart.	5.00	0.01	1.86	5.00	0.01	1.95	5.00	0.01	2.00	5.00	0.01	2.11
BIGNONIACEAE	<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S.Grose	1.67	0.04	1.85	1.67	0.04	1.94	1.67	0.04	2.04	1.67	0.04	1.97
FABACEAE	<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	1.67	0.033	1.78	1.67	0.04	1.92	1.67	0.04	1.93	1.67	0.04	2.01
ANNONACEAE	<i>Annona cacans</i> Warm.	3.33	0.01	1.70	3.33	0.02	1.81	3.33	0.02	1.97	3.33	0.05	2.49
FABACEAE	<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	1.67	0.03	1.60	1.67	0.03	1.69	1.67	0.03	1.71	1.67	0.03	1.79
SIPARUNACEAE	<i>Siparuna guianensis</i> (Aublet)	3.33	0.01	1.57	3.33	0.00	2.32	1.67	0.00	1.19	3.33	0.02	2.72
MYRTACEAE	<i>Eugenia handroana</i> D.Legrand	3.33	0.01	1.54	3.33	0.01	1.61	3.33	0.01	1.65	1.67	0.00	1.29
RUBIACEAE	<i>Ixora brevifolia</i> Benth.	3.33	0.01	1.54	3.33	0.01	1.62	3.33	0.01	1.69	3.33	0.01	1.84
FABACEAE	<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	1.67	0.02	1.49	1.67	0.02	1.51	-	-	-	-	-	-
CELASTRACEAE	<i>Maytenus gonoclada</i> Mart.	1.67	0.02	1.49	1.67	0.02	1.57	1.67	0.02	1.64	-	-	-
LAURACEAE	<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees	1.67	0.02	1.44	1.67	0.02	1.50	1.67	0.02	1.53	3.33	0.03	2.92
FABACEAE	<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	1.67	0.01	1.35	1.67	0.01	1.39	-	-	-	-	-	-
ARECACEAE	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	1.67	0.01	1.35	1.67	0.01	1.40	1.67	0.01	1.44	3.33	0.02	2.86

APÊNDICE A, continua

Fundo													
Família	Espécie	2003			2005			2007			2015		
		DA	AB	VI									
STYRACACEAE	<i>Styrax camporum Pohl</i>	1.67	0.01	1.33	1.67	0.01	1.42	1.67	0.01	1.43	1.67	0.01	1.47
MORACEAE	<i>Ficus mexiae Standley</i>	1.67	0.01	1.32	1.67	0.01	1.37	1.67	0.01	1.40	1.67	0.01	1.44
BIGNONIACEAE	<i>Handroanthus ochraceus (Cham.) Mattos</i>	1.67	0.01	1.32	1.67	0.01	1.35	1.67	0.01	1.38	1.67	0.01	1.41
RUBIACEAE	<i>Cordia concolor (Cham.) Kuntze</i>	1.67	0.01	1.31	1.67	0.01	1.31	1.67	0.01	1.35	1.67	0.01	1.45
CONNARACEAE	<i>Connarus regnellii G.Schelenb.</i>	1.67	0.01	1.27	1.67	0.01	1.31	1.67	0.01	1.37	-	-	-
MYRTACEAE	<i>Eugenia excelsa O.Berg</i>	1.67	0.01	1.27	1.67	0.01	1.32	1.67	0.01	1.36	1.67	0.01	1.46
EUPHORBIACEAE	<i>Actinostemon concolor (Spreng.) Müll.Arg.</i>	1.67	0.01	1.24	1.67	0.01	1.28	1.67	0.01	1.31	1.67	0.01	1.35
PROTEACEAE	<i>Euplassa legalis (Vell.) Johnston</i>	1.67	0.01	1.23	1.67	0.01	1.28	1.67	0.01	1.34	1.67	0.01	1.43
LAURACEAE	<i>Persea willdenovii Kosterm.</i>	1.67	0.01	1.23	1.67	0.01	1.26	1.67	0.01	1.32	1.67	0.01	1.37
SAPINDACEAE	<i>Cupania zanthoxyloides Radlk.</i>	1.67	0.01	1.23	1.67	0.01	1.29	1.67	0.01	1.34	1.67	0.01	1.40
FABACEAE	<i>Platypodium elegans Vogel</i>	1.67	0.01	1.18	1.67	0.00	1.21	1.67	0.00	1.25	-	-	-
MELASTOMATACEAE	<i>Miconia chartacea Triana</i>	1.67	0.00	1.16	1.67	0.00	1.20	-	-	-	1.67	0.00	1.29
SALICACEAE	<i>Casearia sylvestris Sw.</i>	1.67	0.00	1.15	1.67	0.00	1.20	1.67	0.00	1.24	1.67	0.00	1.30
AQUIFOLIACEAE	<i>Ilex cerasifolia Reissek</i>	1.67	0.00	1.13	1.67	0.00	1.18	1.67	0.00	1.21	1.67	0.00	1.30
MELIACEAE	<i>Cedrela fissilis Vell.</i>	1.67	0.00	1.12	1.67	0.00	1.17	1.67	0.00	1.20	1.67	0.00	1.28
MALVACEAE	<i>Luehea divaricata Mart. & Zucc.</i>	1.67	0.00	1.12	1.67	0.00	1.16	1.67	0.00	1.20	1.67	0.00	1.26
ANNONACEAE	<i>Annona glabra L.</i>	1.67	0.00	1.12	1.67	0.00	1.15	1.67	0.00	1.18	1.67	0.00	1.25
CALOPHYLLACEAE	<i>Calophyllum brasiliense Cambess.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.67	0.00	1.26

APÊNDICE A, continua

Fundo													
Família	Espécie	2003			2005			2007			2015		
		DA	AB	VI	DA	AB	VI	DA	AB	VI	DA	AB	VI
MYRTACEAE	<i>Calyptanthes clusiifolia O.Berg</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.67	0.00	1.26
SAPINDACEAE	<i>Cupania vernalis Cambess</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.67	0.00	1.26
MORACEAE	<i>Ficus enormis Mart. ex Miq.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.67	0.00	1.26
MELASTOMATACEAE	<i>Miconia trianae Cogn.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.67	0.00	1.29
LAURACEAE	<i>Ocotea diospyrifolia (Meisner) Mez</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.67	0.00	1.26
MELIACEAE	<i>Trichilia pallens C.DC.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3.33	0.00	1.69