



GEOVANY HEITOR REIS

**INFLUÊNCIA DO REGIME DE ALAGAMENTO
SOBRE AS VARIAÇÕES TEMPORAIS NA
ESTRUTURA EM COMUNIDADES ARBÓREAS**

LAVRAS – MG

2017

GEOVANY HEITOR REIS

**INFLUÊNCIA DO REGIME DE ALAGAMENTO SOBRE AS
VARIAÇÕES TEMPORAIS NA ESTRUTURA EM COMUNIDADES
ARBÓREAS**

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

Prof. Dr. Rubens Manoel dos Santos
Orientador

LAVRAS – MG
2017

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

Reis, Geovany Heitor.

Influência do regime de alagamento sobre as variações temporais
na estrutura em comunidades arbóreas / Geovany Heitor Reis. - 2017.
111 p.

Orientador: Rubens Manoel dos Santos.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Lavras, 2017.

Bibliografia.

1. Dinâmica Florestal. 2. Regime de inundação. 3. Floresta
Estacional Semidecidual. I. Santos, Rubens Manoel dos. II. Título.

GEOVANY HEITOR REIS

**INFLUÊNCIA DO REGIME DE ALAGAMENTO SOBRE AS
VARIAÇÕES TEMPORAIS NA ESTRUTURA EM COMUNIDADES
ARBÓREAS**

**INFLUENCE OF FLOODING REGIME ON TEMPORAL VARIATIONS
IN THE TREE COMMUNITY STRUCTURE**

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

APROVADA em 18 de maio de 2017.

Prof. Dr. Daniel Salgado Pifano	UNIVASF
Dr. Jean Daniel Morel	UFLA
Prof. Dr. Luiz Fernando Silva Magnago	UFLA
Prof. Dr. Paulo Oswaldo Garcia	IFSuldeMinas

Prof. Dr. Rubens Manoel dos Santos

Orientador

LAVRAS - MG

2017

À minha família, em especial, aos meus pais Sebastião Pereira Reis (Dércio) e Maria Auxiliadora Reis (Dora), grandes incentivadores dos meus sonhos. E às minhas filhas, Lara Simões Reis e Geovana Simões Reis, grandes motivadoras dos meus sonhos.

Dedico.

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Lavras (UFLA) e ao Departamento de Ciências Florestais (DCF), pela oportunidade concedida para realização do doutorado.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de estudos.

Ao professor Dr. Rubens Manuel dos Santos pela orientação, apoio, paciência, dedicação e ensinamento e foi de grande importância para a realização deste trabalho e meu crescimento profissional.

Aos professores, Dr. Paulo Oswaldo Garcia, Dra. Ana Carolina, Dr. Daniel Pifano, Dr. Jean Morel e Dr. Luiz Magnago, por participarem como membros da banca examinadora e contribuições concedidas neste trabalho.

Aos amigos Diego, Marcela, Cleber, Poly e Alisson, pela ajuda em diversas análises. Aos amigos Kaline e Eder, pela ajuda nas coletas de dados em campo. Aos outros amigos de laboratório pela amizade, companheirismo e ensinamentos, que foram de grande valia para a realização deste trabalho.

Ao professor, Dr. Paulo Oswaldo Garcia, pela ajuda em análises e por conselhos que foram fundamentais em minha formação.

Aos meus pais Dércio e Dora; às minhas filhas Lara e Geovana; aos meus irmãos Adriana e Geninho; às minhas sobrinhas Jade e Luá, pelo amor incondicional, apoio e confiança em todos os momentos.

À minha esposa Iara, por estar sempre ao meu lado, principalmente, nos momentos difíceis e por ser o grande amor da minha vida.

Aos meus grandes amigos Junior, Milena, Fábio e Fernanda, pelo incentivo e pela força para continuar batalhando para atingir os meus objetivos. Enfim agradeço a todos amigos e aos familiares que estiveram sempre ao meu lado incentivando-me a continuar sempre no caminho certo.

RESUMO

A dinâmica das florestas é conhecida por ser influenciada por processos de distúrbios e condições ambientais mutáveis e conjuntos de dados que proporcionam uma perspectiva em longo prazo, além de permitir a avaliação desses processos dinâmicos em gradientes topográficos que são altamente valiosos. O presente estudo consiste na avaliação da dinâmica de uma Floresta Estacional Semidecidual no município de Madre de Deus de Minas – MG – com interferência da inundação do Rio Grande, ao longo de um gradiente topográfico com um período de 23 anos (1991 – 2014) de monitoramento. Foram consideradas as seguintes hipóteses: (a) as mudanças temporais na diversidade e na estrutura da comunidade ocorrem, de acordo com os diferentes habitats, ao longo do gradiente topográfico, em função das inundações do rio que são fontes importantes de distúrbio; (b) a dinâmica da comunidade arbórea difere entre os habitats, apresentando maior instabilidade nos setores aluviais ao longo do tempo. No presente trabalho objetivou-se analisar a dinâmica da comunidade arbórea, além de identificar as variações temporais na composição, estrutura e diversidade florística entre os diferentes habitats ou também chamados de setores topográficos da Floresta. O levantamento da comunidade arbórea foi realizado em 71 parcelas permanentes e contíguas de 15x15 m com área total de 1,597. Essa comunidade está situada às margens do Rio Grande nos anos de 1991, 1998, 2001, 2006, 2009 e 2014, na qual foram medidos os indivíduos arbóreos vivos com circunferência à altura do peito (CAP) $\geq 15,7$ cm. Foram calculadas taxas de mortalidade, recrutamento, perda e ganho em área basal, rotatividade e mudança líquida que expressam a dinâmica dos diferentes habitats dentro da comunidade arbórea em número de indivíduos e em área basal, além de parâmetros que caracterizam a estrutura da comunidade. Os resultados encontrados demonstram que a floresta estudada possui um gradiente vegetacional associado aos diferentes habitats dos setores topográficos. E, ao longo desse gradiente, existem diferenças significativas na riqueza e diversidade, além das diferenças nas taxas de dinâmica. Apresenta maior riqueza e diversidade nos setores de encosta e as maiores taxas de dinâmica ocorrem nos setores aluviais. Portanto os processos de dinâmica estrutural da floresta acontecem, de acordo com as características ambientais, ao longo dos gradientes vegetacionais e topográficos.

Palavras-chave: Floresta Estacional Semidecidual. Heterogeneidade ambiental. Regime de inundação. Dinâmica Florestal.

ABSTRACT

The dynamics of forests is known to be influenced by processes of disturbances and changing environmental conditions, and data sets that provide a long-term perspective, and can allow an assessment of dynamic processes in topographic gradients are highly valuable. This study assess the dynamics of a flood-prone riverine semideciduous seasonal forest along a topographic gradient in the municipality of Madre de Deus de Minas – MG during a 23-year monitoring period (1991 - 2014). The following is hypothesized: (a) temporal changes in community diversity and structure occur according to the different habitats along the topographic gradient because river flooding are important sources of disturbance; (b) tree community dynamics is different among habitats and riverine patches are more unstable through time. The aim of the study was to analyse the tree community dynamics, focused on temporal variation in forest composition, structure and diversity within and among habitats which also reflects topographic clusters of the semideciduous seasonal forest remnant. The tree community survey was carried out at 71 contiguous permanent plots (1.597 ha) established in a Rio Grande riverside in 1991, 1998, 2001, 2006, 2009 and 2014. Trees included all alive individuals with diameter at breast height (DBH) ≥ 15.7 cm. Rates describing the dynamics of different habitats within the tree community were calculated in terms of individuals and basal area. Additionally, community structure descriptors were also included. The results suggest that the forest vegetation gradient is associated with distinct habitats within the topographic clusters as significant differences have been found in richness and diversity in addition to dynamics rates. With the highest richness and diversity in the slope sectors, the highest rates of dynamics occurred in the alluvial sectors. Therefore, processes related to the forest structural dynamics take place in accordance with environmental characteristics along the vegetation and topographic gradient.

Key-words: Semideciduous Seasonal Forest. Environmental Heterogeneity. Flood Regime. Forest Dynamics.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 - Localização do município de Madre de Deus de Minas, com destaque à imagem de satélite com a localização do remanescente florestal de 20 ha. Delimitado por linhas vermelhas, a área amostral totaliza 1,597 ha, em que foi realizado o monitoramento da comunidade arbórea ao longo de 23 anos.....28
- Figura 2 - Climograma com os dados meteorológicos da estação meteorológica do município de Lavras – MG, (a) contendo dados dos anos de 1984 a 2015; (b) e dados de precipitação total anual e temperatura média anual registradas para o período em que a amostragem foi realizada de 1991 a 2015.30
- Figura 3 - (a) Projeção horizontal demonstrando os setores topográficos da área de estudo. (b) Bloco amostral indicando as 71 parcelas e sua classificação em cinco setores definidos pela duração média das inundações. Os setores foram denominados como: Topo. Meio. Base. Depressão. Dique.....32
- Figura 4 - (a) Curva de rarefação de riqueza de espécies, para toda a comunidade em 1991, 1998, 2001, 2006, 2009 e 2014 pelo número de indivíduos dentro das parcelas da área amostrada, no remanescente de Floresta Estacional Semidecidual em Madre de Deus, Minas Gerais, Brasil. As linhas contínuas e tracejadas das curvas denotam valores interpolados e extrapolados, respectivamente, e a zona ao redor de cada curva indica os intervalos de confiança de 95%. (b) Valores de riqueza de espécies e intervalos de confiança de 95%,

encontrados a partir da rarefação com extrapolação de 2.000 indivíduos para todos os anos de amostragens 1991, 1998, 2001, 2006, 2009 e 2014.55

Figura 5 - Curvas de rarefação de riqueza de espécies, para cada setor topográfico, nos anos de (a) 1991; (b) 1998, (c) 2001, (d) 2006, (e) 2009 e (f) 2014 pelo número de indivíduos dentro das parcelas da área amostrada, no remanescente de Floresta Estacional Semidecidual em Madre de Deus, Minas Gerais, Brasil. As linhas contínuas e tracejadas das curvas denotam valores interpolados e extrapolados, respectivamente, e a zona ao redor de cada curva indica os intervalos de confiança de 95%.58

Figura 6 - (a) Curva de rarefação de diversidade de espécies, utilizando o índice de diversidade Shannon para toda a comunidade em 1991, 1998, 2001, 2006, 2009 e 2014 pelo número de indivíduos dentro das parcelas da área amostrada, no remanescente de Floresta Estacional Semidecidual em Madre de Deus, Minas Gerais, Brasil. As linhas contínuas e tracejadas das curvas denotam valores interpolados e extrapolados, respectivamente, e a zona ao redor de cada curva indica os intervalos de confiança de 95%. (b) Valores de diversidade e intervalos de confiança de 95%, encontrados a partir da rarefação com extrapolação de 2.000 indivíduos para todos os anos de amostragens 1991, 1998, 2001, 2006, 2009 e 2014.60

- Figura 7 - Curva de rarefação de diversidade de espécies, utilizando o índice de diversidade Shannon para toda comunidade em 1991, 1998, 2001, 2006, 2009 e 2014 pelo número de indivíduos dentro das parcelas da área amostrada, no remanescente de Floresta Estacional Semidecidual em Madre de Deus, Minas Gerais, Brasil. As linhas contínuas e tracejadas da curva denotam valores interpolados e extrapolados, respectivamente, e a zona ao redor de cada curva indica os intervalos de confiança de 95%.....62
- Figura 8 - Densidade média de espécies e intervalos de confiança de 95%, para toda a comunidade arbórea, nos anos de 1991, 1998, 2001, 2006, 2009 e 2014 das parcelas da área amostrada, no remanescente de Floresta Estacional Semidecidual em Madre de Deus, Minas Gerais, Brasil.63
- Figura 9 - Área basal média e intervalos de confiança de 95%, para toda a comunidade arbórea, nos anos de 1991, 1998, 2001, 2006, 2009 e 2014 das parcelas da área amostrada, no remanescente de Floresta Estacional Semidecidual em Madre de Deus, Minas Gerais, Brasil.64
- Figura 10 - Gráfico obtido pelo teste de Procrustes pela sobreposição de duas ordenações dos dados de abundância de espécies da comunidade arbórea de uma Floresta Estacional Semidecidual, Madre de Deus, Minas Gerais pelo método de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS), utilizando o índice de diversidade beta. A NMDS1 representa os dados do levantamento de 1991 e a NMDS2 representa os dados do levantamento de 2014.65

Figura 11 - Bloxplot mostrando as diferenças do comprimento dos vetores de cada unidade amostral como medida de variação temporal, testadas por ANOVA fator único (5%).	66
Figura 12 - Gráficos das classes de diâmetros por abundância observada, nos seis inventários (1991, 1998, 2001, 2006, 2009 e 2014) para (a) Amostra Total; (b) Setor Topo; (c) Setor Meio; (d) Setor Base; (e) Setor Depressão; (f) Setor Dique, no remanescente de Floresta Estacional Semidecidual em Madre de Deus, Minas Gerais, Brasil.	68
Figura 13 - Gráfico com as taxas de mortalidade e recrutamento, ao longo dos intervalos de amostragem da comunidade arbórea, no remanescente de Floresta Estacional Semidecidual em Madre de Deus de Minas, Minas Gerais, Brasil.	69
Figura 14 - Bloxplot mostrando que não houve diferenças nos números de mortos entre os setores topográficos, no remanescente de Floresta Estacional Semidecidual em Madre de Deus, Minas Gerais, Brasil, testadas por ANOVA fator único (5%).	72
Figura 15 - Bloxplot mostrando as diferenças nos números de recrutas entre os setores topográficos, no remanescente de Floresta Estacional Semidecidual em Madre de Deus, Minas Gerais, Brasil, testadas por ANOVA fator único (5%).	73
Figura 16 - Gráfico com as 10 espécies mais abundantes nos setores (a) Topo, (b) Meio e (c) Base em 1991, 1998, 2001, 2006, 2009 e 2014 em um remanescente de Floresta Estacional Semidecidual em Madre de Deus, Minas Gerais, Brasil.	75

- Figura 17 - Gráfico com as 10 espécies mais abundantes nos setores (a) Depressão e (b) Dique em 1991, 1998, 2001, 2006, 2009 e 2014 em um remanescente de Floresta Estacional Semidecidual em Madre de Deus, Minas Gerais, Brasil.76
- Figura 18 - Gráfico com as taxas de perda e ganho de área basal ao longo dos intervalos de amostragem da comunidade arbórea no remanescente de Floresta Estacional Semidecidual em Madre de Deus de Minas, Minas Gerais, Brasil.77
- Figura 19 - Bloxplot mostrando as diferenças significativas na perda de área basal entre os setores topográficos no remanescente de Floresta Estacional Semidecidual em Madre de Deus, Minas Gerais, Brasil, testadas por ANOVA fator único (5%).78
- Figura 20 - Bloxplot mostrando que houve diferenças significativas no ganho de área basal entre os setores topográficos no remanescente de Floresta Estacional Semidecidual em Madre de Deus, Minas Gerais, Brasil, testadas por ANOVA fator único (5%).79
- Figura 21 - Análise de componentes principais mostrando o comportamento das taxas de dinâmica da comunidade arbórea da área amostral no remanescente de Floresta Estacional Semidecidual em Madre de Deus, Minas Gerais, Brasil. Os pontos representam as parcelas dos Setores Topo (Amarelo), Meio (Verde), Base (Vermelho), Depressão (azul), Dique (turquesa). As taxas de dinâmica estão representadas por siglas seguidas por números que representam os intervalos de amostragens. Mort = mortalidade; Rec = recrutamento; Perda = perda de áreas basal; Ganho = ganho de áreas basal.80

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1 - Espécies arbóreas amostradas, nos inventários de 1991, 1998, 2001, 2006, 2009 e 2014, na floresta estacional semidecidual da Fazenda Patrimônio, Madre de Deus de Minas, Minas Gerais. Espécies ordenadas, segundo o valor de importância (VI), em 2014. Ocorrência das espécies nos setores topográficos. T = Topo; M = Meio; B = Base; D = Depressão; Dq = Dique.....40
- Tabela 2 - Parâmetros estruturais da comunidade arbórea, nos inventários de 1991, 1998, 2001, 2006, 2009 e 2014, na floresta estacional semidecidual em Madre de Deus de Minas, Minas Gerais.56
- Tabela 3 - Parâmetros de dinâmica dos cinco intervalos temporais (1º: 1991-1998; 2º: 1998- 2001; 3º: 2001- 2006; 4º: 2006-2009; 5º: 2009-2014) de uma Floresta Estacional Semidecidual do domínio Atlântico (amostra total) e dos setores topográficos (Topo, Meio, Base, Depressão e Dique), localizada em Madre de Deus, Minas Gerais, Brasil.70
- Tabela 3 - Parâmetros de dinâmica dos cinco intervalos temporais (1º: 1991-1998; 2º: 1998- 2001; 3º: 2001- 2006; 4º: 2006-2009; 5º: 2009-2014) de uma Floresta Estacional Semidecidual do domínio Atlântico (amostra total) e dos setores topográficos (Topo, Meio, Base, Depressão e Dique), localizada em Madre de Deus, Minas Gerais, Brasil.71

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
2	REFERENCIAL TEÓRICO	19
2.1	Domínio Atlântico	19
2.2	Dinâmica em Florestas Tropicais	21
2.3	Áreas inundáveis	23
3	MATERIAL E MÉTODOS	27
3.1	Área de estudo	27
3.2	Amostragem da comunidade arbórea	31
3.3	Análise de dados	33
4	RESULTADOS	39
5	DISCUSSÃO	81
6	CONCLUSÃO	89
	REFERÊNCIAS	91
	ANEXOS	101

1 INTRODUÇÃO

Em Florestas Tropicais, a heterogeneidade ambiental é onipresente nos sistemas naturais e influencia a dinâmica populacional e a estrutura da comunidade, sendo um fator importante na diversificação das comunidades arbóreas, pela disponibilidade de recursos abióticos e bióticos, proporcionando diferenciação de habitats (OLIVEIRA-FILHO et al., 2001; TILMAN, 1999). As alterações temporais e espaciais na riqueza e diversidade que ocorrem, em virtude das características da vegetação e regime de distúrbios, criam um aspecto de mosaico florestal, em que manchas ou ecounidades da floresta apresentam estruturação e composição florísticas diferenciadas (OLDEMAN, 1990).

De acordo com Grime (1977), existem dois fatores que limitam a biomassa das plantas; o primeiro, estresse, que consiste nas condições que restringem o crescimento; e o segundo, distúrbios, que são associados com a destruição parcial ou total da biomassa da planta. Assim, os distúrbios desempenham papel fundamental na estruturação e, conseqüentemente, na dinâmica das comunidades arbóreas tropicais, em pequenas e grandes escalas, causando heterogeneidade ambiental no espaço e no tempo (DORNELAS; SOYKAN; UGLAND, 2010; REYES et al., 2010; ROITMAN; VANCLEY, 2015). Distúrbios em pequenas escalas, como a queda de uma árvore, podem aumentar a complexidade estrutural e diversidade de espécies, enquanto outros distúrbios, operando em escalas maiores, tais como fragmentação florestal, incêndios, furacões, deslizamentos de terra e inundação de rios, podem causar efeitos mais acentuados na composição e estrutura das comunidades arbóreas e, como resultado, sobre a dinâmica florestal (CHAPMAN; MCEWAN, 2016; SHEIL; BURSLEM, 2003).

A dinâmica das florestas é conhecida por ser influenciada por processos de distúrbios e condições ambientais mutáveis, e os conjuntos de dados que proporcionam uma perspectiva em longo prazo são altamente valiosos e além

permitir a avaliação desses processos dinâmicos em gradientes topográficos (CHAPMAN; MCEWAN, 2016). As florestas aluviais fornecem exemplos de como a heterogeneidade espacial e temporal no ambiente influenciam na distribuição das espécies vegetais ao longo do tempo (BRINSON, 1990). Nestas áreas, os processos de erosão e sedimentação, que resultam em formas de relevo variáveis e ocorrem, ao longo de um vale do rio, são normalmente acompanhados por variações, no regime de inundação, assim, originando uma variabilidade de habitats que estão associados à vegetação adaptada ao estresse hídrico (CAPON, 2005; OLIVEIRA-FILHO et al., 1994).

A compreensão do funcionamento dos ecossistemas, assim como as modificações na estrutura e na composição florística, além das alterações da dinâmica dentro das comunidades arbóreas, deve ser tratada em uma escala temporal (CONDIT; HUBBELL; FOSTER, 1992; REES et al., 2001). Informações temporais são essenciais à investigação de processos ecológicos de mudanças nas comunidades arbóreas e fundamentais para avaliar as consequências de eventos raros e nas projeções de cenários futuros de composição florística, biomassa e funcionamento das comunidades vegetais (REES et al., 2001; SHEIL; JENNINGS; SAVILL, 2000). Estudos de longa duração são necessários, uma vez que ajudam a preencher lacunas do conhecimento da ecologia evolutiva, populacional e sistêmica e, ainda, possibilitam formular ações adequadas de manejo e conservação dos recursos naturais (CAVALCANTI et al., 2009). Portanto estudos sobre as mudanças temporais dos remanescentes de florestas tropicais são necessários para permitir a distinção entre os processos dinâmicos naturais e os resultantes da ação antrópica (OLIVEIRA-FILHO et al., 2007).

Neste contexto, foi iniciada, no final da década de 1980, pesquisas ecológicas de longa duração em remanescentes florestais, no estado de Minas Gerais, pelo grupo de pesquisa vinculado ao laboratório de Conservação e

Manejo da Biodiversidade (CONFLORA) do Departamento de Ciências Florestais da Universidade Federal de Lavras. Inicialmente o grupo tinha intuito de conhecer a composição florística, estrutura e dinâmica da vegetação. Com isso, foram inventariadas as comunidades arbóreas, localizadas em remanescentes florestais, no estado de Minas Gerais, que vêm sendo monitoradas, ao longo dos anos, a fim de elucidar questões ecológicas sobre o comportamento das comunidades arbóreas.

Entre esses estudos de longa duração destaca-se o monitoramento de um remanescente de Floresta Estacional Semidecidual no Município de Madre de Deus de Minas no estado de Minas Gerais. Em 1991, Oliveira-Filho et al. (1994) realizaram um levantamento detalhado da comunidade arbórea e variáveis ambientais de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, situada na margem do Rio Grande, no município de Madre de Deus de Minas, Minas Gerais. Os autores encontraram evidências de que as variações na estrutura da comunidade arbórea e composição de espécies estavam intimamente associadas ao gradiente de duração média de inundações, especialmente na área aluvial e a densidade de bambu da espécie *Merostachys riedeliana* Rupr. ex Döll, que se estende dentro da área florestal de encosta.

Em 1998, Guilherme et al. (2004) realizaram o segundo levantamento, no mesmo fragmento florestal, onde os autores abordaram aspectos da dinâmica e estrutura de sua comunidade arbórea, relacionando-a com a incidência da população de *M. riedeliana*, nas áreas de encosta da floresta e com o efeito do regime de inundação nas áreas aluviais. De acordo com os autores, as taxas de mortalidade não foram compensadas por taxas de recrutamento, mas houve um aumento líquido em área basal em todos os setores. Demonstraram, também, que a densidade de colmos de bambu na floresta de encosta foi, negativamente, correlacionada com as taxas de recrutamento de árvores e ganho em área basal e, positivamente, correlacionada com as taxas de mortalidade de árvores. Dando

continuidade ao monitoramento dessa comunidade arbórea, foram realizadas outras amostragens nos anos de 2001, 2006, 2009 e 2014 (dados não publicados). No presente estudo fornecem-se importantes avaliações da dinâmica da floresta com interferência da inundação do Rio Grande, ao longo do gradiente topográfico, com um período de 23 anos de monitoramento, assim contribuindo para maior compreensão da dinâmica florestal ao longo do tempo.

Neste contexto, foram consideradas as seguintes hipóteses: (a) as mudanças temporais na diversidade e na estrutura da comunidade ocorrem de formas diferentes, de acordo com os diferentes habitats, ao longo do gradiente topográfico, em função das inundações do rio que são fontes importantes de distúrbio; (b) a dinâmica da comunidade arbórea difere entre os habitats, apresentando maior instabilidade nos setores aluviais ao longo do tempo. No presente trabalho objetivou-se analisar a dinâmica da comunidade arbórea, além de identificar as variações temporais na composição, estrutura e diversidade florística entre os diferentes habitats ou também chamados de setores topográficos de um remanescente de Floresta Estacional Semidecidual.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Domínio Atlântico

O Domínio Atlântico possui a segunda maior área de floresta tropical úmida da América do Sul, cobrindo originalmente 150 milhões de hectares de alta heterogeneidade de condições ambientais (RIBEIRO et al., 2009). Essa alta heterogeneidade ambiental resulta em um complexo de ecossistema de grande relevância ecológica, abrigando uma parte significativa da biodiversidade do Brasil e do mundo (STEHMANN et al., 2009). As condições ambientais que promovem a grande diversidade biológica, possivelmente, são as variações geológicas, altitudinais e climáticas, além da ampla distribuição latitudinal e, ainda, dos eventos históricos de flutuações climáticas (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000; PRADO; GIBBS, 1993; RIBEIRO et al., 2009).

Desde a época da colonização europeia, ocorreram sucessivos ciclos de exploração econômica, expansões urbanas e agroindustriais sem planejamento que fizeram com que a vegetação natural do Domínio Atlântico fosse reduzida drasticamente, moldando os padrões de fragmentações observados atualmente (MORELLATO; HADDAD, 2000; STEHMANN et al., 2009).

Os números do que resta da cobertura vegetal variam de acordo com a fonte e a metodologia utilizada (STEHMANN et al., 2009). Os dados mais atuais mostram que restam entre 8% e 16% da extensão primitiva das florestas do Domínio Atlântico e os seus remanescentes são, na sua maioria, constituídos por pequenos fragmentos (<50 ha) isolados e perturbados (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS - INPE, 2015; RIBEIRO et al., 2009).

De acordo com Lima et al. (2015), os conhecimentos atuais sobre a estrutura das Florestas do Domínio Atlântico se baseiam em apenas 0,01% de florestas remanescentes, visto que as taxas de desmatamento são quatro vezes

maiores que as taxas de amostragens. Conseqüentemente, grande parte das florestas do Domínio Atlântico desaparecerão antes que a estrutura e diversidade sejam devidamente descritas. Em decorrência da destruição sofrida no passado e das constantes pressões antrópicas, associadas aos altos níveis de riqueza e endemismo, o Domínio Atlântico foi definitivamente incluído como um dos 34 hotspots de biodiversidade mundial (MITTERMEIER et al., 2004).

O Domínio Atlântico é formado por um conjunto de fisionomias florestais e por ecossistemas associados que são representados por uma série de tipologias fisionômicas: Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Aberta, Floresta Ombrófila Mista, Floresta Estacional Decidual, Floresta Estacional Semidecidual, Restinga, Manguezal, Campo Salino, Campos de Altitude, Encraves de Cerrado e Zonas de tensão ecológica (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE, 2012).

Em relação às Florestas Estacionais, as condições do clima são fundamentais para a sua distribuição, principalmente pela sazonalidade climática, apresentando duas estações bem definidas, uma chuvosa e outra seca, além das características pontuais como as variações edáficas e de relevo (IBGE, 2012; OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000). Pela sazonalidade climática, as Florestas Estacionais apresentam diversas características florísticas e estruturais, com processos ecológicos peculiares refletindo diretamente na dinâmica florestal (MURPHY; LUGO, 1986; OLIVEIRA-FILHO et al., 2013; OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000;). Os reflexos da estacionalidade, nestas comunidades vegetais, são menor diversidade de espécie, menor riqueza, menor altura e biomassa em relação às florestas tropicais úmidas (MURPHY; LUGO, 1986; PENNINGTON; LEWIS; RATTER, 2006).

As Florestas Estacionais Semidecíduais ocorrem, predominantemente, nas partes interioranas do Domínio Atlântico, com reentrâncias no Brasil Central (IBGE, 2012; OLIVEIRA-FILHO et al., 2013). As ocorrências das Florestas

Estacionais Semidecíduais são, principalmente, nos Estados de São Paulo, Paraná, Minas Gerais, Mato Grosso do Sul, Santa Catarina e Rio Grande do Sul, com a ocorrência de alguns encaves no Nordeste, como nos Estados da Bahia e do Piauí (IBGE, 2012). As extensões das Florestas Estacionais Semidecíduais ainda encontram com outros domínios fitogeográficos vizinhos, no Leste do Paraguai e Nordeste da Argentina com os Domínios do Chaco a Oeste e com os Domínios dos Pampas ao Sul (OLIVEIRA-FILHO et al., 2013).

2.2 Dinâmica em Florestas Tropicais

As florestas são complexas unidades de vegetação, e essas comunidades vegetais que vemos hoje não são entidades estáticas, elas são o estado atual de um sistema dinâmico que está permanentemente mudando no tempo e no espaço, sendo considerados mosaicos dinâmicos de vegetação de diferentes idades, influenciadas por diferentes condições ambientais. A menos que reconheçamos isso, podemos estar seriamente equivocados a respeito das causas dos padrões ecológicos (GUREVITCH; SCHEINER; FOX, 2009; SHULZE; BECK; MULLER-HOHENSTEIN, 2005).

Um dos principais propósitos de estudos de longa duração, por meio de parcelas permanentes, é monitorar processos dinâmicos da floresta, ao longo do tempo, podendo ajudar a compreender melhor os padrões ecológicos, em uma ampla escala ou em uma escala local, além de desempenhar um papel vital na indicação de como as florestas reagem às perturbações antrópicas (PHILLIPS et al., 2010). Estudos de longa duração podem aprimorar o entendimento das complexas relações entre impactos das mudanças ambientais na vegetação em escala global (BOWMAN et al., 2013), além de auxiliar no entendimento dos mecanismos geradores de riqueza e diversidade, e da complexidade estrutural das comunidades vegetais ao longo do tempo (CONDIT et al., 2006; REES et al., 2001). Os principais atributos das comunidades

vegetais como composição, diversidade e estrutura são determinados pelos processos de mortalidade, recrutamento e crescimento, sendo estes processos dinâmicos da vegetação resultantes de interações temporais e espaciais (CONDIT; HUBBELL; FOSTER, 1995; OLIVEIRA-FILHO; MELLO; SCOLFORO, 1997; REES et al., 2001; SWAINE, 1990; SWAINE; LIEBERMAN; PUTZ, 1987; TILMAN et al., 1997).

Os distúrbios são a causa primária de heterogeneidade em ecossistemas e, por isso, desempenham um importante papel em manter a diversidade biológica. Em ecologia, um distúrbio é uma mudança temporária nas condições ambientais podendo causar pronunciadas mudanças no ecossistema, podendo ter efeitos imediatos profundos e alterar a comunidade natural, influenciando a competição e o ambiente, a disponibilidade de substrato e recurso, podendo provocar adaptações na biota exposta a eles (REYES et al., 2010). Com um nível moderado de distúrbios, uma comunidade se torna um mosaico de habitats, em diferentes estágios de sucessão, afetando diretamente a composição e estrutura de comunidades (CONNELL, 1978; RICKLEFS, 2010).

O padrão esperado entre as taxas de dinâmica de comunidade arbórea de florestas tropicais maduras e não perturbadas é uma estabilidade, em longo prazo, por meio do equilíbrio tanto em números de indivíduos pela mortalidade e recrutamento quanto em área basal pela perda e ganho (FELFILI, 1995; LANG; KNIGHT, 1983; LIEBERMAN et al., 1985; RANKIN-DE-MERONA; HUTCHINGS; LOVEJOY, 1990; SWAINE; LIEBERMAN; PUTZ, 1987). No entanto perturbações são inerentes em comunidades arbóreas de florestas tropicais, que normalmente são as principais causas de instabilidade (CONDIT et al., 2006). Alguns trabalhos que abordam comunidades e populações arbóreas do Domínio Atlântico demonstram instabilidades nas taxas de dinâmica, influenciadas pelo efeito borda, diferentes condições edáficas, históricos de perturbações antrópicas e regime de alagamento (APPOLINÁRIO; OLIVEIRA-

FILHO; GUILHERME, 2005; CHAGAS et al., 2001; CORRÊA; BERG, 2002; GUILHERME et al., 2004; GUIMARÃES et al., 2008; HIGUCHI et al., 2008; MACHADO; OLIVEIRA-FILHO, 2010; MEYER et al., 2015; OLIVEIRA-FILHO et al., 1997, 2007; SILVA et al., 2011).

A estrutura e dinâmica de Florestas Tropicais podem refletir uma interação complexa de eventos de distúrbios e processos de regeneração que ocorrem, ao longo do tempo e do espaço, visto que vários atributos da estrutura e da composição destas Florestas Tropicais podem se recuperar, após distúrbios naturais ou antrópicos, em grandes escalas, dependendo da intensidade, duração e frequência do distúrbio (CHAZDON et al., 2007).

2.3 Áreas inundáveis

As áreas inundáveis ocupam em torno de 20% da América do Sul, somando mais de dois milhões de quilômetros quadrados. Essas áreas apresentam solos encharcados, permanente ou sazonalmente e ocorrem, quando o lençol freático é emergente, em depressões com tendência ao acúmulo de água ou quando ocorre a inundação às margens de rios e lagos, em períodos de chuvas mais intensas (JUNK, 1993; JUNK et al., 2013; SILVA et al., 2012). Essas áreas possuem um mosaico vegetacional muito dinâmico, e a seleção de espécies aos habitats é definida pela complexidade ambiental destas formações aluviais, influenciadas pelo clima de cada região, pelos fatores edáficos, disponibilidade hídrica e de nutrientes e com grande heterogeneidade na distribuição espacial (JUNK et al., 2013; RODRIGUES; NAVE, 2000; RODRIGUES; SHEPHERD, 2000). Diante dessa complexidade ambiental e variedades de formações vegetais, as áreas inundáveis recebem várias denominações como floresta aluvial, floresta de brejo ou paludosa, floresta de várzea, mata ciliar, mata de galeria, entre outras (RODRIGUES; NAVE, 2000).

Em florestas aluviais, nas áreas de elevações ou diques, as inundações podem ser temporárias, durando algumas horas ou dias, ocorrendo o predomínio do estrato arbóreo formando fragmentos florestais. Nas áreas de depressão, que são áreas adjacentes aos diques e são mais baixas e hidricamente saturadas, as inundações podem ser de longa duração e com predomínio de vegetação herbácea adaptada e ausência de formações arbóreas (LOBO; JOLY, 2009; SILVA et al., 2009, 2012). O regime hidrológico cria um mosaico de habitats com diferentes características, apresentando grande diversificação de ambientes, principalmente, por meio da interação dos processos de sedimentação, erosão e das características geomorfológicas, além de exercer grande influência na dinâmica da vegetação em áreas aluviais (AB'SABER, 2000; LARGE; MEETING, 2002; NAIMAN et al., 1998). Em virtude da grande diversificação desses ambientes, as áreas aluviais servem como habitats temporários, para reprodução de diversas espécies de animais e, ainda, apresentam alta diversidade de espécies, abrigando uma biota única, sendo consideradas áreas de grande importância ecológica, tornando-se, assim, áreas prioritárias para conservação (JUNK et al., 2006, 2013).

A inundação periódica ou sazonal provoca um estresse pela saturação hídrica do solo, pois alagamento elimina os espaços de ar do solo, limitando as trocas gasosas com a atmosfera, criando um ambiente hipóxico ou anóxico, com isso, ao longo do processo evolutivo, exerce um caráter fortemente seletivo (LOBO; JOLY, 2009). O estresse hídrico age como distúrbio das comunidades vegetais presentes nas áreas aluviais, no entanto espécies que possuem adaptações morfológicas, fisiológicas e reprodutivas podem se beneficiar em relação ao estabelecimento nestas áreas (JUNK, 1993; NAIMAN et al., 1998).

O regime inundações, bem como sua frequência e a saturação hídrica do solo, define características abióticas que afetam, significativamente, os processos bióticos como a taxa de decomposição, germinação, mortalidade e

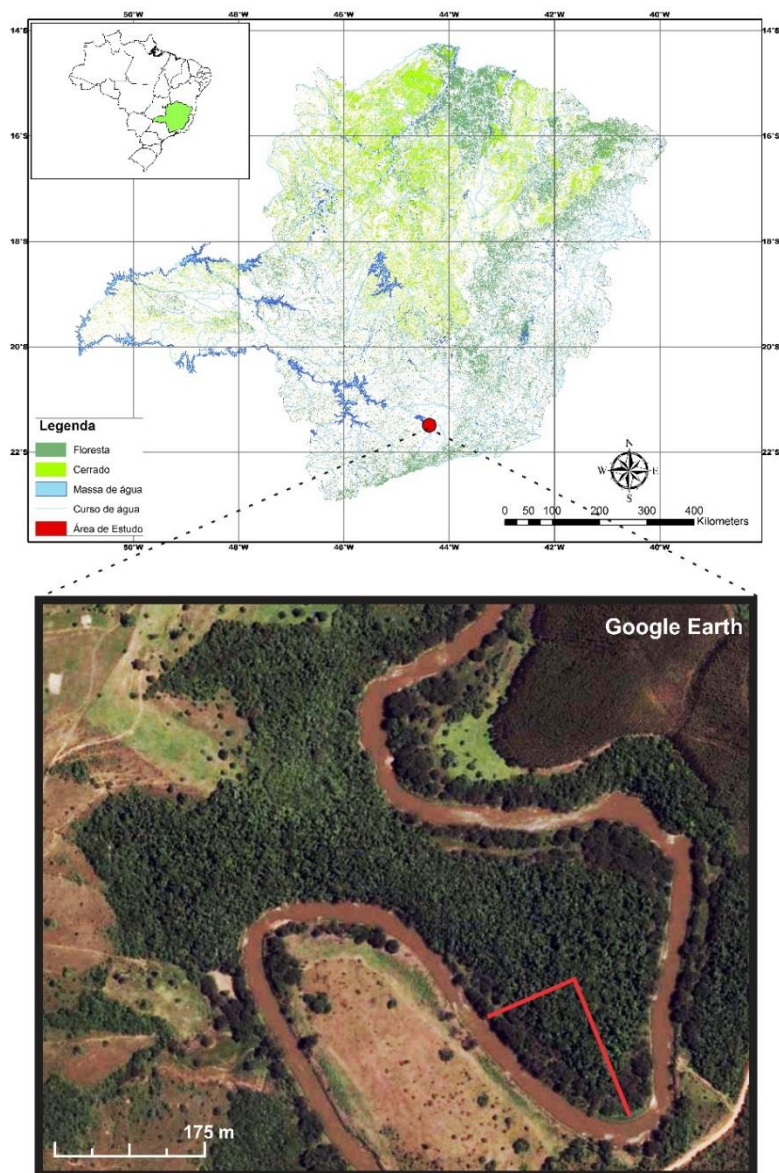
recrutamento de indivíduos, assim influenciando a distribuição, composição, estrutura e, conseqüentemente, a dinâmica das comunidades vegetais ao longo do gradiente nas áreas aluviais (APPOLINÁRIO; OLIVEIRA-FILHO; GUILHERME, 2005; GUILHERME et al., 2004; GUIMARÃES et al., 2008; HIGUCHI et al., 2008; MEYER et al., 2015; SILVA et al., 2007, 2009, 2011).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

O estudo foi realizado, em parcelas permanentes, alocadas em um remanescente de 20 ha de floresta, situado às margens do Rio Grande. A área pertencente à Fazenda Patrimônio, no município de Madre de Deus de Minas, no estado de Minas Gerais, está localizada nas coordenadas 21°29'17'' S e 44°22'34'' O e com altitudes variando entre 900 e 950 m (Figura 1). Esta área situa-se, numa curva interna do Rio Grande, distante cerca de 4 km do início do represamento do Reservatório de Camargos (OLIVEIRA-FILHO et al., 1994).

Figura 1 - Localização do município de Madre de Deus de Minas, com destaque à imagem de satélite com a localização do remanescente florestal de 20 ha. Delimitado por linhas vermelhas, a área amostral totaliza 1,597 ha, em que foi realizado o monitoramento da comunidade arbórea ao longo de 23 anos.



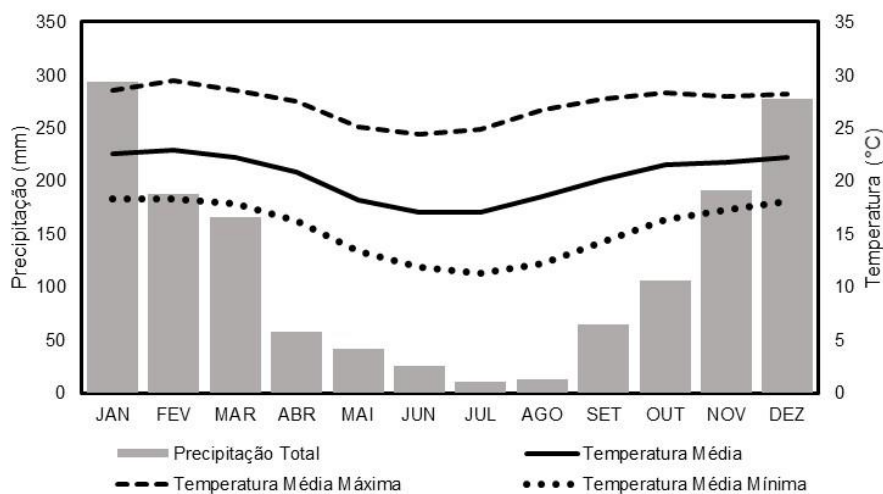
Fonte: Adaptado de Google Earth (2017).

De acordo com o sistema de classificação do IBGE (2012), a fisionomia da floresta estudada é classificada como Floresta Estacional Semidecidual Aluvial, com os leitos aluviais sujeitos a inundações sazonais em razão das cheias do rio e como Floresta Estacional Semidecidual Montana, nas áreas de encosta sem interferências dos regimes de inundações. Conforme o sistema brasileiro de classificação, os solos predominantes são os Argissolos, nas encostas e Cambissolos e Neossolos Flúvicos, nos leitos aluviais às margens do Rio Grande (OLIVEIRA-FILHO et al., 1994).

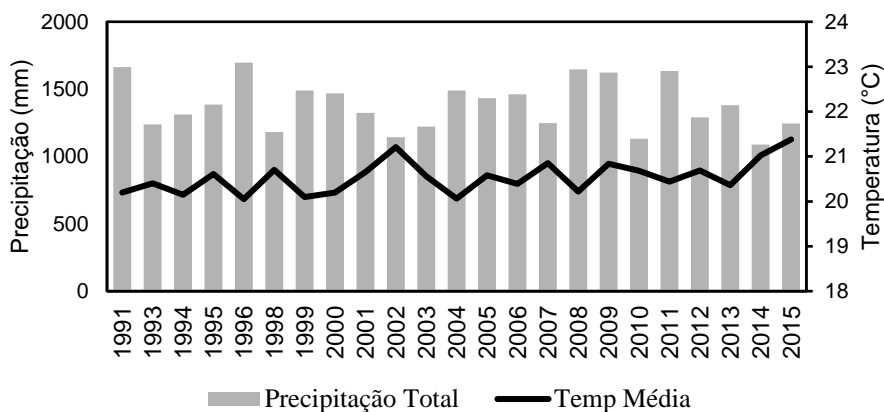
O clima, conforme a classificação de Köppen, é do tipo Cwa, mesotérmico com verões quentes e úmidos e invernos frios e secos (DANTAS; CARVALHO; FERREIRA, 2007). A temperatura média anual é de 20,6°C, com média mínima anual de 15,5°C e com média máxima anual de 27,5°C. A precipitação pluviométrica média anual corresponde a 1.382,7 mm, concentrada entre os meses de outubro e abril (Figura 2). Os dados meteorológicos da região foram obtidos, a partir da estação meteorológica do município de Lavras – MG, localizada cerca de 70 km da área de estudo. Os dados da estação estão disponíveis no Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa (BDMEP) do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2017).

Figura 2 - Climograma com os dados meteorológicos da estação meteorológica do município de Lavras – MG, (a) contendo dados dos anos de 1984 a 2015; (b) e dados de precipitação total anual e temperatura média anual registradas para o período em que a amostragem foi realizada de 1991 a 2015.

(a)



(b)



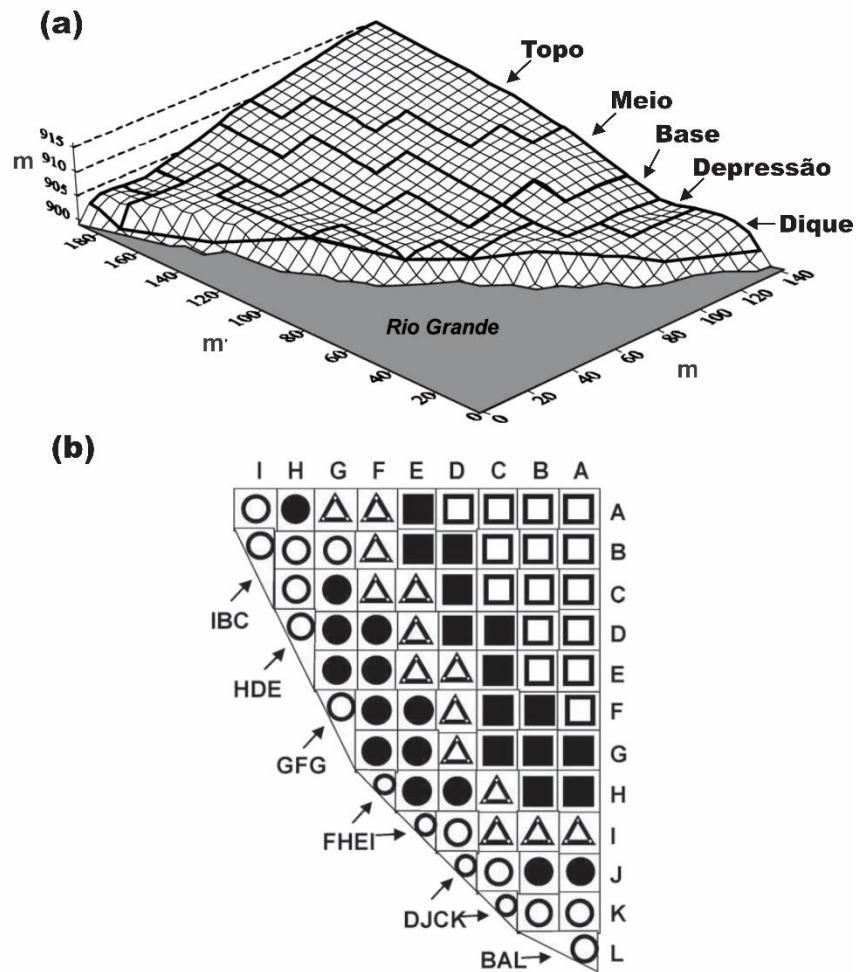
Fonte: Os dados foram extraídos do Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa (BDMEP) do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2017).

3.2 Amostragem da comunidade arbórea

As parcelas permanentes do fragmento estudado fazem parte do Projeto Dinâmica de Florestas Estacionais, vinculado ao Laboratório de Conservação e Manejo da Biodiversidade (CONFLORA) do Departamento de Ciências Florestais da Universidade Federal de Lavras, no qual, ao longo de trinta anos, faz-se o monitoramento de dezenas de florestas em Minas Gerais. Em 1990, foram demarcadas 71 parcelas contíguas com área total de 1,597 ha, com limites definidos pela margem do Rio Grande e duas linhas perpendiculares a partir do rio e terminando nos locais com maior inclinação na encosta. Cada parcela possui 225 m² de área, das quais 65 possuem 15 x 15 m² e seis possuem formas triangulares para posicionar as margens do rio. Dessas, quatro possuem 30 x 15 x 38,5 m e outras duas são compostas por dois triângulos de 15 x 15 x 15 m (Figura 3). Oliveira-Filho et al. (1994) realizaram um levantamento topográfico detalhado da área, além do monitoramento do nível do rio por dois anos (julho de 1990 a junho de 1992), para obter a profundidade média e duração das inundações em cada parcela. Oliveira-Filho et al. (1994) usaram a duração média das inundações, para subdividir a área em cinco setores topográficos, três dos quais classificados como Topo (15 parcelas), Meio (14 parcelas) e Base (14 parcelas), que correspondem às áreas de encosta, e os outros dois, Depressão e Dique (14 parcelas em cada), às áreas aluviais (Figura 3).

O setor Topo não sofre inundações e somente em anos, excepcionalmente chuvosos, as cheias atingem o setor Meio, enquanto o setor Base sofre períodos muito curtos de inundações durante a estação chuvosa. No leito aluvial, os setores Depressão e Dique são inundados, anualmente, durante 3-7 meses (GUILHERME et al., 2004; OLIVEIRA-FILHO et al., 1994).

Figura 3 - (a) Projeção horizontal demonstrando os setores topográficos da área de estudo. (b) Bloco amostral indicando as 71 parcelas e sua classificação em cinco setores definidos pela duração média das inundações. Os setores foram denominados como: Topo. Meio. Base. Depressão. Dique.



Fonte: Adaptado de Guilherme et al. (2004).

Em 1991, foi realizado o levantamento da comunidade arbórea, em 71 parcelas permanentes, adotando o critério de inclusão mínimo de 15,7 cm de

circunferência à altura do peito (CAP), mensurando-se, assim, todos os indivíduos arbóreos com CAP igual ou acima deste critério de inclusão. Todos os indivíduos dentro do critério de inclusão receberam etiquetas numeradas de alumínio. Indivíduos arbóreos com caules múltiplos foram registrados, quando o CAP quadrático (igual a raiz da soma dos quadrados das circunferências dos caules) atingisse o critério de inclusão. Posteriormente, foram realizados os inventários de monitoramento da comunidade arbórea, remensurando os indivíduos sobreviventes, recrutando os indivíduos que alcançaram o critério de inclusão mínimo ($CAP \geq 15,7$ cm) e contabilizando os indivíduos mortos, método que foi repetido nos seguintes anos: 1998, 2001, 2006, 2009 e 2014. Os recrutas foram plaqueados com etiquetas de alumínio numeradas, identificados e tiveram o CAP e altura registrados.

3.3 Análise de dados

Para caracterizar a estrutura da comunidade arbórea, foram analisados os seguintes parâmetros, em cada inventário (1991, 1998, 2001, 2006, 2009 e 2014): riqueza, densidade, área basal e valor de importância (KENT; COKER, 1992). Os valores de densidades e área basal, para cada ano, foram comparados por ANOVA para medidas repetidas (repeated-measures ANOVA) (5%), de acordo com Zar (2010), para analisar as mudanças estruturais na comunidade.

A diversidade de espécies foi determinada, para cada ano inventariado, por meio do índice de Shannon (H') e a equabilidade pelo índice de Pielou (J') (MAGURRAN, 2004). A riqueza e a diversidade de espécies, para cada ano e setor inventariado, foram comparadas, por meio de curvas geradas por rarefação, para a riqueza, em função da acumulação de espécies e, para o índice de diversidade de Shannon, em função da abundância de indivíduos, ambas com base na formulação de Hurlbert (1971). As curvas de rarefação foram

construídas no programa R, usando o pacote “iNEXT”, pelo método de interpolação e extrapolação (HSIEH; MA; CHAO, 2015).

Para analisar as mudanças da comunidade arbórea, ao longo do tempo, submeteram-se os dados de abundância das espécies de cada parcela amostral à abordagem multivariada baseada no Teste de Procrustes. Inicialmente foi calculado, para cada ano de amostragem, a diversidade beta entre unidades amostrais pelo índice de Whittaker, que mede a mudança ou taxa de substituição na composição de espécies de um local para outro (WHITTAKER, 1960).

Utilizando os valores de diversidade beta obtidos, foram realizadas ordenações pelo método de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS), a partir da matriz de dissimilaridade de distância euclidiana. Foram utilizados os dados relativos à primeira e à última amostragem realizadas nos anos de 1991 e 2014, respectivamente.

Os possíveis grupos formados pela NMDS foram avaliados pela PERMANOVA (Permutational Multivariate Analysis of Variance), utilizando-se métodos de (10.000) permutações aleatórias. A partir dos resultados das ordenações, foi realizada a comparação, por meio do Teste de Procrustes, que tem como resultado um diagrama em que a variação das unidades no período é representada por vetores. Posteriormente, a variação entre os habitats (setores topográficos) foi comparada, utilizando-se o comprimento dos vetores de cada unidade como medida de variação temporal do respectivo habitat, testadas por ANOVA fator único (5%). As análises foram realizadas no programa R usando o pacote “Vegan” (OKSANEN et al., 2011).

Foram criadas classes de diâmetro, a partir do critério de inclusão com amplitudes de intervalos de classes crescentes (1ª classe: 5 – 10 cm; 2ª classe: 10,1 – 20 cm; 3ª classe: 20,1 – 40 cm; 4ª classe 40,1 – 60 cm; 5ª classe: >60 cm), visando verificar as diferenças entre a densidade de indivíduos por classe diamétrica. As distribuições diamétricas observadas e esperadas foram

comparadas estatisticamente pelo teste G de aderência em cada ano, e o teste G de contingência foi realizado, para analisar se houve diferenças nas distribuições diamétricas entre os anos de amostragem e entre os setores topográficos (ZAR, 2010).

Foram estabelecidos cinco intervalos de tempo para a análise da dinâmica florestal. O primeiro intervalo, entre 1991 e 1998, com aproximadamente sete anos de duração. O segundo entre 1998 e 2001, com aproximadamente três anos de duração. O terceiro entre 2001 e 2006, com aproximadamente cinco anos de duração. O quarto entre 2006 e 2009, com aproximadamente três anos de duração. O quinto intervalo entre 2009 e 2014, com aproximadamente cinco anos de duração. E, por último, o intervalo entre 1991 e 2014, abrangendo um total de 23 anos de monitoramento da comunidade arbórea.

A partir dos dados, foram calculadas taxas que expressam a dinâmica dos diferentes habitats dentro da comunidade arbórea em número de indivíduos e em área basal. Assim, foram calculadas, por parcela, taxas anuais médias de mortalidade (M) e recrutamento (R) de árvores individuais e taxas médias de perda (P) e ganho (G) em área basal, por meio das expressões exponenciais (SHEIL; BURSLEM; ALDER, 1995; SHEIL; JENNINGS; SAVILL, 2000):

$$M=(1-((N_0-N_m)/N_0)^{1/t}) \times 100$$

$$R=(1-(1-N_r/N_t)^{1/t}) \times 100$$

$$P=(1-((AB_0-(AB_m+AB_d))/AB_0)^{1/t}) \times 100$$

$$G=(1-(1-(AB_r+AB_g)/AB_t)^{1/t}) \times 100$$

Em que: t é o tempo em anos entre os inventários; N_0 e N_t são, respectivamente, as contagens inicial e final de árvores individuais; N_m e N_r são, respectivamente, os números de árvores mortas e recrutadas; AB_0 e AB_t são, respectivamente, as áreas basais inicial e final das árvores; AB_m é a área basal das árvores mortas; AB_r é a área basal dos recrutados; e AB_d e AB_g são, respectivamente, o decremento e o incremento em área basal das árvores sobreviventes (SHEIL; BURSLEM; ALDER, 1995; SHEIL; JENNINGS; SAVILL, 2000).

As taxas de mortalidade e recrutamento da comunidade arbórea foram corrigidas, de acordo com Lewis et al. (2004), em razão das irregularidades temporais existentes entre os intervalos de amostragem, assim possibilitando as comparações entre os inventários realizados, sendo feita pela fórmula:

$$\lambda' = \lambda \times t^{0,08}$$

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

Foram obtidas as taxas de rotatividade (*turnover*) em número de árvores (T_N) e área basal (T_{AB}) a partir, respectivamente, das médias das taxas de mortalidade e recrutamento e de perda e ganho (OLIVEIRA-FILHO; MELLO; SCOLFORO, 1997; WERNECK; FRANCESCHINELLI, 2004):

$$T_N = (M + R)/2$$

$$T_{AB} = (P + G)/2$$

Foram, também, obtidas as taxas de mudança líquida (*Change*) no período, tanto para número de árvores (Ch_N) como área basal (Ch_{AB}) (KORNING; BALSLEV, 1994), utilizando-se as equações:

$$Ch_N = ((N_t/N_0)^{1/t} - 1) \times 100$$

$$Ch_{AB} = ((AB_t/AB_0)^{1/t} - 1) \times 100$$

Para investigar a existência de padrões quanto às modificações estruturais da comunidade arbórea, foi realizada Análise de Componentes Principais (PCA), utilizando o programa PAST (HAMMER; HARPER; RYAN, 2001). A PCA foi inicialmente descrita por Pearson (1901) e introduzida em estudos de vegetação por Orlóci (1966), constitui-se em uma análise de ordenação indireta, podendo reduzir a dimensionalidade de dados multivariados (KENT; COKER, 1992). Para realização da PCA, utilizou-se uma matriz com parâmetros de dinâmica (taxas de mortalidade, recrutamento, ganho e perda em área basal) de todos os intervalos de amostragem. Com o propósito de atender aos pressupostos estatísticos, os parâmetros de dinâmica foram transformados pela expressão $Arcsen = \sqrt{x}$, pois correspondem a dados que expressam proporções (ZAR, 2010).

4 RESULTADOS

Foram mensurados, ao longo de 23 anos de monitoramento da comunidade arbórea, 2.119 indivíduos pertencentes a 131 espécies de 94 gêneros e 48 famílias (Tabela 1). Destacadamente, as famílias com maior abundância foram Fabaceae (346 indivíduos), Euphorbiaceae (342), Myrtaceae (325), Annonaceae (180), Lauraceae (145), Salicaceae (124), Rubiaceae (111), Meliaceae (109). As famílias com maior riqueza foram Myrtaceae (14 espécies), Fabaceae (12), Lauraceae (11), Rubiaceae (8), Melastomataceae (7), Euphorbiaceae (6), Annonaceae (6).

As principais espécies que se destacaram, hierarquicamente, em termos de Valor de Importância (VI), em 2014, foram *Inga vera*, *Xylopia brasiliensis*, *Croton urucurana*, *Myrcia multiflora*, *Cryptocarya aschersoniana*, *Trichilia casaretti*, *Gymnanthes klotzschiana*, *Alchornea triplinervia*, *Eugenia florida* e *Pera glabrata* responsáveis por, aproximadamente, 50% do VI total (Tabela 1).

Tabela 1 - Espécies arbóreas amostradas, nos inventários de 1991, 1998, 2001, 2006, 2009 e 2014, na floresta estacional semidecidual da Fazenda Patrimônio, Madre de Deus de Minas, Minas Gerais. Espécies ordenadas, segundo o valor de importância (VI), em 2014. Ocorrência das espécies nos setores topográficos. T = Topo; M = Meio; B = Base; D = Depressão; Dq = Dique.

6

(Continua)

Família	Espécies	VI 1991	VI 1998	VI 2001	VI 2006	VI 2009	VI 2014	T	M	B	D	Dq
Fabaceae	<i>Inga vera</i> Willd.	12.82	13.37	13.90	14.12	13.76	14.23			X	X	X
Annonaceae	<i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng.	7.45	7.40	7.54	7.59	7.24	7.23	X	X	X		
Euphorbiaceae	<i>Croton urucurana</i> Baill.	0.67	0.89	0.96	1.83	2.80	4.79			X	X	X
Myrtaceae	<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.	4.89	4.51	4.42	4.55	4.72	4.60	X	X	X		X
Lauraceae	<i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez	4.73	4.63	4.57	4.58	4.43	4.43	X	X	X		
Meliaceae	<i>Trichilia casaretti</i> C. DC.	3.85	3.91	4.01	4.15	4.21	4.05	X	X	X		
Euphorbiaceae	<i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll.Arg.	2.73	2.95	3.15	3.28	3.60	3.40	X	X	X	X	X
Euphorbiaceae	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	2.78	2.91	2.96	2.92	2.91	3.02	X	X	X		X
Myrtaceae	<i>Eugenia florida</i> DC.	1.07	1.22	1.28	1.63	2.19	2.81			X	X	X

Tabela 1 - Espécies arbóreas amostradas, nos inventários de 1991, 1998, 2001, 2006, 2009 e 2014, na floresta estacional semidecidual da Fazenda Patrimônio, Madre de Deus de Minas, Minas Gerais. Espécies ordenadas, segundo o valor de importância (VI), em 2014. Ocorrência das espécies nos setores topográficos. T = Topo; M = Meio; B = Base; D = Depressão; Dq = Dique.

(Continuação)

Família	Espécies	VI 1991	VI 1998	VI 2001	VI 2006	VI 2009	VI 2014	T	M	B	D	Dq
Peraceae	<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	1.84	2.02	2.04	2.11	2.21	2.26	X	X	X		
Lauraceae	<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	2.66	2.57	2.55	2.28	2.28	2.22	X	X	X		
Fabaceae	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	2.87	2.47	2.31	2.27	2.17	2.06	X	X	X		X
Lauraceae	<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	2.24	2.17	2.04	2.16	2.20	2.01	X	X	X		
Myrtaceae	<i>Calyptanthes clusiifolia</i> O.Berg	2.95	2.40	2.12	2.35	2.16	1.98	X	X	X		
Fabaceae	<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	1.79	1.82	1.86	1.93	1.95	1.98	X	X	X		
Salicaceae	<i>Salix humboldtiana</i> Willd.	3.64	5.20	4.47	3.63	3.10	1.95				X	X
Fabaceae	<i>Platycyamus regnellii</i> Benth.	1.60	1.66	1.69	1.74	1.76	1.81	X	X	X		
Rubiaceae	<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.	1.87	1.82	1.62	1.63	1.65	1.65	X	X	X		
Rubiaceae	<i>Ixora brevifolia</i> Benth.	2.30	1.96	1.74	1.65	1.66	1.59	X	X	X		
Myrtaceae	<i>Eugenia mansoi</i> O.Berg	1.08	1.15	1.23	1.45	1.31	1.44		X	X	X	X

Tabela 1 - Espécies arbóreas amostradas, nos inventários de 1991, 1998, 2001, 2006, 2009 e 2014, na floresta estacional semidecidual da Fazenda Patrimônio, Madre de Deus de Minas, Minas Gerais. Espécies ordenadas, segundo o valor de importância (VI), em 2014. Ocorrência das espécies nos setores topográficos. T = Topo; M = Meio; B = Base; D = Depressão; Dq = Dique.

5

(Continuação)

Família	Espécies	VI 1991	VI 1998	VI 2001	VI 2006	VI 2009	VI 2014	T	M	B	D	Dq
Fabaceae	<i>Machaerium villosum</i> Vogel	1.54	1.51	1.36	1.36	1.36	1.37	X	X	X		
Calophyllaceae	<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	1.16	1.21	1.08	1.26	1.18	1.23	X	X	X		
Humiriaceae	<i>Sacoglottis mattogrossensis</i> Malme	0.74	0.79	0.89	1.02	1.11	1.16	X	X	X		
Apocynaceae	<i>Aspidosperma parvifolium</i> A.DC.	0.98	1.01	1.04	1.12	1.11	1.15	X	X	X		
Burseraceae	<i>Protium spruceanum</i> (Benth.) Engl.	1.31	1.03	0.87	0.96	0.88	1.05	X	X	X		
Rosaceae	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	0.98	1.03	0.92	1.04	0.96	1.03	X	X	X		
Lauraceae	<i>Nectandra nitidula</i> Nees	0.07	0.08	0.21	0.71	1.12	0.96			X	X	X
Fabaceae	<i>Leucochloron incuriale</i> (Vell.) Barneby & J.W.Grimes	1.44	1.22	1.25	1.21	1.17	0.93	X	X	X		
Myrtaceae	<i>Eugenia acutata</i> Miq.	0.81	0.83	0.85	0.86	0.89	0.91	X	X	X		
Myrtaceae	<i>Marlierea racemosa</i> (Vell.) Kiaersk.	1.14	0.99	0.87	0.87	0.82	0.83	X	X	X		
Fabaceae	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	0.79	0.87	0.90	0.82	0.81	0.82	X	X			

Tabela 1 - Espécies arbóreas amostradas, nos inventários de 1991, 1998, 2001, 2006, 2009 e 2014, na floresta estacional semidecidual da Fazenda Patrimônio, Madre de Deus de Minas, Minas Gerais. Espécies ordenadas, segundo o valor de importância (VI), em 2014. Ocorrência das espécies nos setores topográficos. T = Topo; M = Meio; B = Base; D = Depressão; Dq = Dique.

(Continuação)

Família	Espécies	VI 1991	VI 1998	VI 2001	VI 2006	VI 2009	VI 2014	T	M	B	D	Dq
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.	0.54	0.62	0.60	0.69	0.73	0.74	X		X		
Annonaceae	<i>Annona cacans</i> Warm.	0.84	0.64	0.66	0.68	0.57	0.71	X	X	X		
Lauraceae	<i>Cinnamomum triplinerve</i> (Ruiz & Pav.) Kosterm.	0.62	0.61	0.64	0.67	0.66	0.67	X	X			
Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	0.95	1.03	0.77	0.62	0.66	0.67	X		X		X
Lauraceae	<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	0.46	0.51	0.61	0.53	0.56	0.66	X		X		X
Rubiaceae	<i>Faramea nigrescens</i> Mart.	0.76	0.66	0.58	0.66	0.64	0.62	X	X	X		
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	0.54	0.49	0.66	0.56	0.59	0.62	X		X		X
Melastomataceae	<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	1.67	1.85	1.79	1.36	1.15	0.56	X	X	X		
Euphorbiaceae	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	0.32	0.35	0.43	0.53	0.54	0.56	X	X	X		
Urticaceae	<i>Coussapoa microcarpa</i> (Schott) Rizzini	0.55	0.70	0.34	0.38	0.44	0.55	X	X	X		

Tabela 1 - Espécies arbóreas amostradas, nos inventários de 1991, 1998, 2001, 2006, 2009 e 2014, na floresta estacional semidecidual da Fazenda Patrimônio, Madre de Deus de Minas, Minas Gerais. Espécies ordenadas, segundo o valor de importância (VI), em 2014. Ocorrência das espécies nos setores topográficos. T = Topo; M = Meio; B = Base; D = Depressão; Dq = Dique.

(Continuação)

Família	Espécies	VI 1991	VI 1998	VI 2001	VI 2006	VI 2009	VI 2014	T	M	B	D	Dq
Boraginaceae	<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	0.92	0.84	0.78	0.78	0.76	0.55	X	X	X		
Vochysiaceae	<i>Qualea multiflora</i> Mart.	0.45	0.48	0.40	0.40	0.42	0.44	X	X	X		
Monimiaceae	<i>Mollinedia argyrogyna</i> Perkins	0.51	0.41	0.43	0.43	0.43	0.44	X	X	X		
Arecaceae	<i>Geonoma schottiana</i> Mart.	0.63	0.85	0.43	0.51	0.53	0.44	X		X		
Connaraceae	<i>Connarus regnellii</i> G.Schellenb.	0.40	0.32	0.33	0.33	0.41	0.41	X	X			
Fabaceae	<i>Piptadenia adiantoides</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	0.10	0.13	0.21	0.42	0.35	0.41					X
Fabaceae	<i>Dalbergia villosa</i> (Benth.) Benth.	0.39	0.39	0.39	0.39	0.39	0.39	X		X		
Myrtaceae	<i>Myrcia aethusa</i> (O.Berg) N.Silveira	0.22	0.23	0.23	0.39	0.31	0.39	X	X	X		
Celastraceae	<i>Maytenus communis</i> Reissek	0.34	0.28	0.30	0.30	0.38	0.39	X		X		
Rubiaceae	<i>Chomelia sericea</i> Müll.Arg.	0.15	0.15	0.16	0.32	0.34	0.35			X	X	X
Clusiaceae	<i>Garcinia brasiliensis</i> Mart.	0.32	0.33	0.33	0.34	0.41	0.35		X	X		

Tabela 1 - Espécies arbóreas amostradas, nos inventários de 1991, 1998, 2001, 2006, 2009 e 2014, na floresta estacional semidecidual da Fazenda Patrimônio, Madre de Deus de Minas, Minas Gerais. Espécies ordenadas, segundo o valor de importância (VI), em 2014. Ocorrência das espécies nos setores topográficos. T = Topo; M = Meio; B = Base; D = Depressão; Dq = Dique.

(Continuação)

Família	Espécies	VI 1991	VI 1998	VI 2001	VI 2006	VI 2009	VI 2014	T	M	B	D	Dq
Picramniaceae	<i>Picramnia parvifolia</i> Engl.	0.51	0.45	0.47	0.50	0.41	0.34	X	X	X		
Siparunaceae	<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	0.90	0.72	0.36	0.64	0.62	0.31	X	X	X		
Celastraceae	<i>Salacia elliptica</i> (Mart. ex Schult.) G.Don	0.22	0.21	0.25	0.32	0.30	0.30	X	X			
Myrtaceae	<i>Syzygium jambos</i> (L.) Alston	0.19	0.19	0.20	0.21	0.21	0.30				X	
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea hirsuta</i> (Schott) Planch. ex Benth.	0.38	0.31	0.32	0.32	0.29	0.30	X	X	X		
Clusiaceae	<i>Chrysochlamys saldanhae</i> (Engl.) Oliveira-Filho	0.26	0.27	0.28	0.28	0.28	0.26	X				
Myrtaceae	<i>Myrcia pulchra</i> (O.Berg) Kiaersk.	0.25	0.25	0.26	0.26	0.26	0.26	X	X			
Salicaceae	<i>Casearia arborea</i> (L.C.Rich.) Urb.	0.52	0.23	0.24	0.25	0.25	0.25	X	X	X		
Salicaceae	<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	0.20	0.21	0.22	0.22	0.22	0.22		X	X		
Arecaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	0.30	0.21	0.21	0.22	0.22	0.22				X	

Tabela 1 - Espécies arbóreas amostradas, nos inventários de 1991, 1998, 2001, 2006, 2009 e 2014, na floresta estacional semidecidual da Fazenda Patrimônio, Madre de Deus de Minas, Minas Gerais. Espécies ordenadas, segundo o valor de importância (VI), em 2014. Ocorrência das espécies nos setores topográficos. T = Topo; M = Meio; B = Base; D = Depressão; Dq = Dique.

56

(Continuação)

Família	Espécies	VI 1991	VI 1998	VI 2001	VI 2006	VI 2009	VI 2014	T	M	B	D	Dq
Araliaceae	<i>Schefflera calva</i> (Cham.) Frodin & Fiaschi	0.71	0.58	0.46	0.11	0.11	0.21	X	X	X		
Vochysiaceae	<i>Vochysia magnifica</i> Warm.	0.13	0.13	0.13	0.21	0.21	0.21	X				
Annonaceae	<i>Annona dolabripetala</i> Raddi	0.18	0.18	0.18	0.19	0.19	0.19	X		X		
Apocynaceae	<i>Aspidosperma spruceanum</i> Benth. ex Müll.Arg.	0.17	0.19	0.20	0.21	0.19	0.19	X				
Burseraceae	<i>Protium widgrenii</i> Engl.	0.18	0.18	0.26	0.19	0.19	0.19				X	
Solanaceae	<i>Solanum leucodendron</i> Sendtn.	0.08	0.15	0.16	0.26	0.26	0.19	X	X	X		
Lauraceae	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	0.15	0.16	0.18	0.16	0.16	0.19	X				
Moraceae	<i>Ficus pertusa</i> L.f.	0.46	0.49	0.51	0.40	0.31	0.19	X	X	X		
Annonaceae	<i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil.	0.08	0.16	0.16	0.17	0.17	0.18	X	X			
Proteaceae	<i>Euplassa organensis</i> (Gardn.) I.M.Johnst.	0.15	0.16	0.16	0.16	0.16	0.16		X			

Tabela 1 - Espécies arbóreas amostradas, nos inventários de 1991, 1998, 2001, 2006, 2009 e 2014, na floresta estacional semidecidual da Fazenda Patrimônio, Madre de Deus de Minas, Minas Gerais. Espécies ordenadas, segundo o valor de importância (VI), em 2014. Ocorrência das espécies nos setores topográficos. T = Topo; M = Meio; B = Base; D = Depressão; Dq = Dique.

(Continuação)

Família	Espécies	VI 1991	VI 1998	VI 2001	VI 2006	VI 2009	VI 2014	T	M	B	D	Dq
Annonaceae	<i>Guatteria australis</i> A.St.-Hil.	0.10	0.08	0.08	0.16	0.16	0.16	X	X			
Picramniaceae	<i>Picramnia glazioviana</i> Engl.	0.14	0.15	0.15	0.08	0.15	0.16				X	
Fabaceae	<i>Machaerium isadelphum</i> (E.Mey.) Standl.	0.22	0.19	0.19	0.20	0.20	0.11				X	
Fabaceae	<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	-	-	-	-	-	0.11					X
Malvaceae	<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A.Robyns	0.08	0.08	0.08	0.09	0.09	0.09				X	
Styracaceae	<i>Styrax latifolius</i> Pohl	0.16	0.16	0.17	0.09	0.09	0.09	X				
Thymelaeaceae	<i>Daphnopsis fasciculata</i> (Meisn.) Nevling	0.09	0.09	0.09	0.09	0.09	0.09				X	
Lauraceae	<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez	0.07	0.08	0.08	0.08	0.09	0.09		X			
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	-	-	0.08	0.08	0.08	0.09				X	
Annonaceae	<i>Rollinia laurifolia</i> Schldtl.	-	-	-	0.08	0.08	0.09	X				

Tabela 1 - Espécies arbóreas amostradas, nos inventários de 1991, 1998, 2001, 2006, 2009 e 2014, na floresta estacional semidecidual da Fazenda Patrimônio, Madre de Deus de Minas, Minas Gerais. Espécies ordenadas, segundo o valor de importância (VI), em 2014. Ocorrência das espécies nos setores topográficos. T = Topo; M = Meio; B = Base; D = Depressão; Dq = Dique.

5

(Continuação)

Família	Espécies	VI 1991	VI 1998	VI 2001	VI 2006	VI 2009	VI 2014	T	M	B	D	Dq
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	0.60	0.48	0.40	0.33	0.25	0.09	X	X			
Myristicaceae	<i>Virola bicuhyba</i> (Schott ex Spreng.) Warb.	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.09	X				
Moraceae	<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.Burger, Lanj. & de Boer	0.09	0.09	0.09	0.09	0.09	0.09	X				
Lauraceae	<i>Ocotea brachybotra</i> (Meisn.) Mez	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.09	X				
Fabaceae	<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	0.15	0.16	0.16	0.08	0.16	0.09	X	X	X		
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	0.17	0.10	-	-	-	0.09	X		X		
Anacardiaceae	<i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) J.D.Mitch.	0.16	0.17	0.17	0.08	0.08	0.08				X	
Proteaceae	<i>Roupala montana</i> Aubl.	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08				X	
Boraginaceae	<i>Cordia concolor</i> (Cham.) Kuntze	0.12	0.12	0.12	0.12	0.12	0.08	X				
Melastomataceae	<i>Miconia sellowiana</i> Naudin	-	0.07	0.08	0.08	0.08	0.08	X				
Myrtaceae	<i>Eugenia sonderiana</i> O.Berg	-	-	-	-	0.08	0.08					X

Tabela 1 - Espécies arbóreas amostradas, nos inventários de 1991, 1998, 2001, 2006, 2009 e 2014, na floresta estacional semidecidual da Fazenda Patrimônio, Madre de Deus de Minas, Minas Gerais. Espécies ordenadas, segundo o valor de importância (VI), em 2014. Ocorrência das espécies nos setores topográficos. T = Topo; M = Meio; B = Base; D = Depressão; Dq = Dique.

(Continuação)

Família	Espécies	VI 1991	VI 1998	VI 2001	VI 2006	VI 2009	VI 2014	T	M	B	D	Dq
Rubiaceae	<i>Guettarda viburnoides</i> Cham. & Schltldl.	-	-	-	0.08	0.09	0.08					X
Melastomataceae	<i>Miconia willdenowii</i> Klotzsch ex Naudin	-	-	0.08	0.08	0.08	0.08	X				
Humiriaceae	<i>Vantanea compacta</i> (Schnizl.) Cuatrec.	-	-	-	0.08	0.08	0.08			X		
Achariaceae	<i>Carpotroche brasiliensis</i> (Raddi) A. Gray	0.07	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	X				
Chrysobalanaceae	<i>Hirtella glandulosa</i> Spreng.	0.14	0.15	0.15	0.23	0.23	0.08			X		
Lauraceae	<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees	0.18	0.26	0.23	0.08	0.08	0.08	X	X	X	X	
Hypericaceae	<i>Vismia brasiliensis</i> Choisy	0.38	0.15	0.15	0.16	0.16	0.08	X	X			
Malvaceae	<i>Eriotheca candolleana</i> (K.Schum.) A.Robyns	-	-	-	-	0.08	0.08		X			
Melastomataceae	<i>Miconia chartacea</i> Triana	-	-	-	-	-	0.08	X				

Tabela 1 - Espécies arbóreas amostradas, nos inventários de 1991, 1998, 2001, 2006, 2009 e 2014, na floresta estacional semidecidual da Fazenda Patrimônio, Madre de Deus de Minas, Minas Gerais. Espécies ordenadas, segundo o valor de importância (VI), em 2014. Ocorrência das espécies nos setores topográficos. T = Topo; M = Meio; B = Base; D = Depressão; Dq = Dique.

8

(Continuação)

Família	Espécies	VI 1991	VI 1998	VI 2001	VI 2006	VI 2009	VI 2014	T	M	B	D	Dq
Myrtaceae	<i>Myrceugenia miersiana</i> (Gardner) D.Legrand & Kausel	0.07	0.07	0.08	0.08	0.08	0.08					X
Primulaceae	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	-	-	-	-	-	0.08					X
Celastraceae	<i>Maytenus gonoclada</i> Mart.	0.08	0.07	-	0.08	0.08	0.08					X
Melastomataceae	<i>Miconia cinerascens</i> Miq. var. cinerascens	-	-	-	-	-	0.08		X			
Myrtaceae	<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	-	0.07	0.08	0.08	0.08	0.08					X
Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	0.39	0.15	0.23	0.23	0.08	0.08	X				X
Myrtaceae	<i>Myrciaria tenella</i> (DC.) O.Berg	-	-	-	0.08	0.08	0.08					X
Meliaceae	<i>Trichilia catigua</i> A.Juss.	-	-	-	-	-	0.08					X
Primulaceae	<i>Cybianthus cuneifolius</i> Mart.	0.07	-	-	0.08	0.08	0.08	X	X			
Piperaceae	<i>Piper gaudichaudianum</i> Kunth	-	-	0.08	0.08	-	0.08	X				

Tabela 1 - Espécies arbóreas amostradas, nos inventários de 1991, 1998, 2001, 2006, 2009 e 2014, na floresta estacional semidecidual da Fazenda Patrimônio, Madre de Deus de Minas, Minas Gerais. Espécies ordenadas, segundo o valor de importância (VI), em 2014. Ocorrência das espécies nos setores topográficos. T = Topo; M = Meio; B = Base; D = Depressão; Dq = Dique.

(Continuação)

Família	Espécies	VI 1991	VI 1998	VI 2001	VI 2006	VI 2009	VI 2014	T	M	B	D	Dq
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	0.12	0.12	0.13	0.10	1.18	-	X				
Melastomataceae	<i>Miconia prasina</i> (Sw.) DC.	-	0.08	0.08	0.08	0.16	-	X				
Rubiaceae	<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	0.07	0.23	0.38	0.33	0.15	-			X	X	X
Combretaceae	<i>Terminalia glabrescens</i> Mart.	0.16	0.17	0.17	0.09	0.09	-	X				
Solanaceae	<i>Solanum hazenii</i> Britton	0.22	0.38	0.81	0.08	0.08	-			X	X	X
Vochysiaceae	<i>Qualea cordata</i> Spreng.	0.07	0.07	0.08	0.08	0.08	-			X		
Lamiaceae	<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	-	-	-	0.10	-	-		X			
Rubiaceae	<i>Psychotria deflexa</i> DC.	-	0.07	0.15	0.08	-	-	X				X
Asteraceae	<i>Vernonanthura phosphorica</i> (Vell.) H.Rob.	0.13	0.41	1.66	-	-	-				X	X
Boraginaceae	<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	0.08	-	0.78	-	-	-	X				
Myrtaceae	<i>Psidium rufum</i> Mart. ex DC.	0.08	0.08	0.08	-	-	-	X				

Tabela 1 - Espécies arbóreas amostradas, nos inventários de 1991, 1998, 2001, 2006, 2009 e 2014, na floresta estacional semidecidual da Fazenda Patrimônio, Madre de Deus de Minas, Minas Gerais. Espécies ordenadas, segundo o valor de importância (VI), em 2014. Ocorrência das espécies nos setores topográficos. T = Topo; M = Meio; B = Base; D = Depressão; Dq = Dique.

3

(Conclusão)

Família	Espécies	VI 1991	VI 1998	VI 2001	VI 2006	VI 2009	VI 2014	T	M	B	D	Dq
Bignoniaceae	<i>Jacaranda macrantha</i> Cham.	0.08	0.08	0.08	-	-	-	X				
Araliaceae	<i>Dendropanax cuneatus</i> (DC.) Decne. & Planch.	0.08	0.08	0.08	-	-	-	X				
Sapindaceae	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	-	0.07	-	-	-	-				X	
Melastomataceae	<i>Miconia pusilliflora</i> (DC.) Naudin	0.25	-	-	-	-	-	X	X			
Sapindaceae	<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	0.18	-	-	-	-	-	X				
Euphorbiaceae	<i>Gymnanthes schottiana</i> Müll.Arg.	0.07	-	-	-	-	-					X
Lauraceae	<i>Nectandra grandiflora</i> Nees	0.07	-	-	-	-	-			X		
Vochysiaceae	<i>Callisthene major</i> Mart.	0.07	-	-	-	-	-			X		

Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

As únicas espécies que não sofreram mudanças, nas posições hierárquicas na comunidade entre os anos analisados, foram *Inga vera* e *Xylopia brasiliensis*, responsáveis, aproximadamente, por 20% do VI total em todos os anos de amostragens. Apesar das variações no posicionamento hierárquico, *Myrcia multiflora*, *Cryptocarya aschersoniana*, *Trichilia casaretti*, *Alchornea triplinervia* e *Gymnanthes klotzschiana* permaneceram entre as dez principais espécies em termos de VI. Em contrapartida, *Croton urucurana* que, em 1991, ocupava a 38ª posição passou para 3ª em 2014, enquanto *Eugenia florida* e *Pera glabrata* que ocupavam 26ª e 16ª, em 1991, passaram para 9ª e 10ª posição, em 2014, respectivamente. *Salix humboldtiana* que ocupava a 6ª posição, em 1991, passou para 16ª, em 2014.

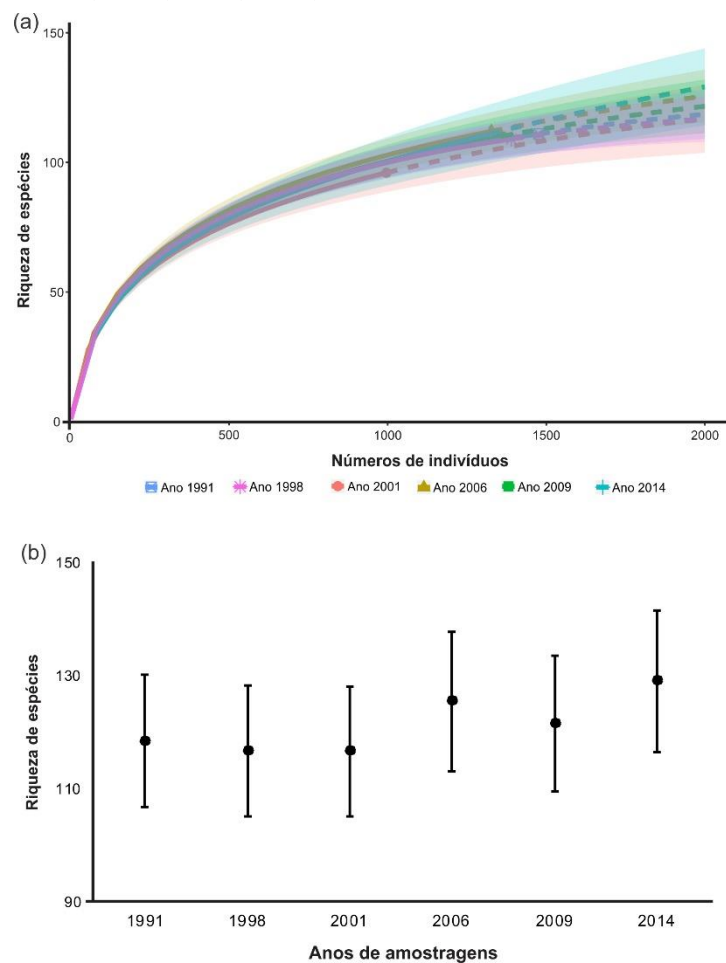
As demais espécies que ocorreram em baixa densidade sofreram algumas mudanças, na posição hierárquica, além de ocorrer o ingresso na amostragem das espécies *Cupania vernalis*, *Psychotria deflexa*, *Blepharocalyx salicifolius* e *Miconia sellowiana* em 1998; *Piper gaudichaudianum*, *Miconia willdenowii* e *Trema micrantha* em 2001; *Aegiphila integrifolia*, *Myrciaria tenella*, *Vantanea compacta*, *Rollinia laurifolia* e *Guettarda viburnoides* em 2006; *Eriotheca candolleana* e *Eugenia sonderiana* em 2009; *Trichilia catigua*, *Miconia cinerascens*, *Myrsine umbellata*, *Miconia chartacea* e *Mimosa scabrella* em 2014. Em contrapartida, ocorreu a exclusão da amostragem pela morte dos indivíduos das espécies *Callisthene major*, *Nectandra grandiflora*, *Gymnanthes schottiana*, *Cybianthus cuneifolius*, *Cordia ecalyculata*, *Matayba guianensis* e *Miconia pusilliflora* em 1998; *Maytenus gonoclada*, *Cupania vernalis*, *Guapira opposita* e *Cordia concolor* em 2001; *Dendropanax cuneatus*, *Jacaranda macranta*, *Psidium rufum*, *Cordia ecalyculata* e *Vernonanthura phosphorica* em 2006; *Piper gaudichaudianum*, *Psychotria deflexa* e *Aegiphila integrifolia* em 2009; *Qualea cordata*, *Solanum hazenii*,

Terminalia glabrescens, *Psychotria carthagenensis*, *Miconia prasina* e *Cabrlea canjerana* em 2014.

O leito aluvial, representado pelos setores Depressão e Dique, é caracterizado por uma floresta aberta com dossel descontínuo e dominância de *Inga vera*, *Salix humboldtiana* e *Croton urucurana*, juntamente com uma cobertura herbácea dominada pela gramínea *Paspalum plenum*, podendo atingir cerca de 1,60 m de altura. Apenas 5% das espécies ocorrem somente nas áreas aluvias. Na transição entre as áreas alagáveis e não alagáveis da floresta, setor Base, predominam espécies arbóreas *Gymnanthes klotzschiana*, *Alchornea triplinervia*, *Eugenia mansoi* e *Eugenia florida*, além de compartilhar as espécies *Myrcia multiflora* e *Trichilia casaretti* com os setores Meio e Topo e *Inga vera* com os setores Depressão e Dique. A floresta de encosta, os setores Meio e Topo, possuem um dossel contínuo e estrato superior formado por árvores com mais de 25 metros de altura, cerca de 82% das espécies são exclusivas. Nesses setores, ocorrem a predominância das espécies *Xylopia brasiliensis*, *Trichilia casaretti*, *Calypttranthes clusiifolia*, *Cryptocarya aschersoniana* e *Myrcia multiflora*, e o estrato inferior da floresta é caracterizado pela ocorrência da espécie de bambu *Merostachys riedeliana*, principalmente, na meia encosta, onde são encontrados em consideráveis densidades, marcando de forma expressiva o sub-bosque da floresta.

A riqueza de espécies não apresentou diferenças significativas entre os anos de amostragem (Figura 4), visto que, em 2006 e 2014, apresentaram 112 espécies, em 1991 apresentou 111 espécies, em 2009 apresentou 110 espécies e, em 1998 e 2001, apresentaram 109 espécies (Tabela 2).

Figura 4 - (a) Curva de rarefação de riqueza de espécies, para toda a comunidade em 1991, 1998, 2001, 2006, 2009 e 2014 pelo número de indivíduos dentro das parcelas da área amostrada, no remanescente de Floresta Estacional Semidecidual em Madre de Deus, Minas Gerais, Brasil. As linhas contínuas e tracejadas das curvas denotam valores interpolados e extrapolados, respectivamente, e a zona ao redor de cada curva indica os intervalos de confiança de 95%. (b) Valores de riqueza de espécies e intervalos de confiança de 95%, encontrados a partir da rarefação com extrapolação de 2.000 indivíduos para todos os anos de amostragens 1991, 1998, 2001, 2006, 2009 e 2014.



Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

Tabela 2 - Parâmetros estruturais da comunidade arbórea, nos inventários de 1991, 1998, 2001, 2006, 2009 e 2014, na floresta estacional semidecidual em Madre de Deus de Minas, Minas Gerais.

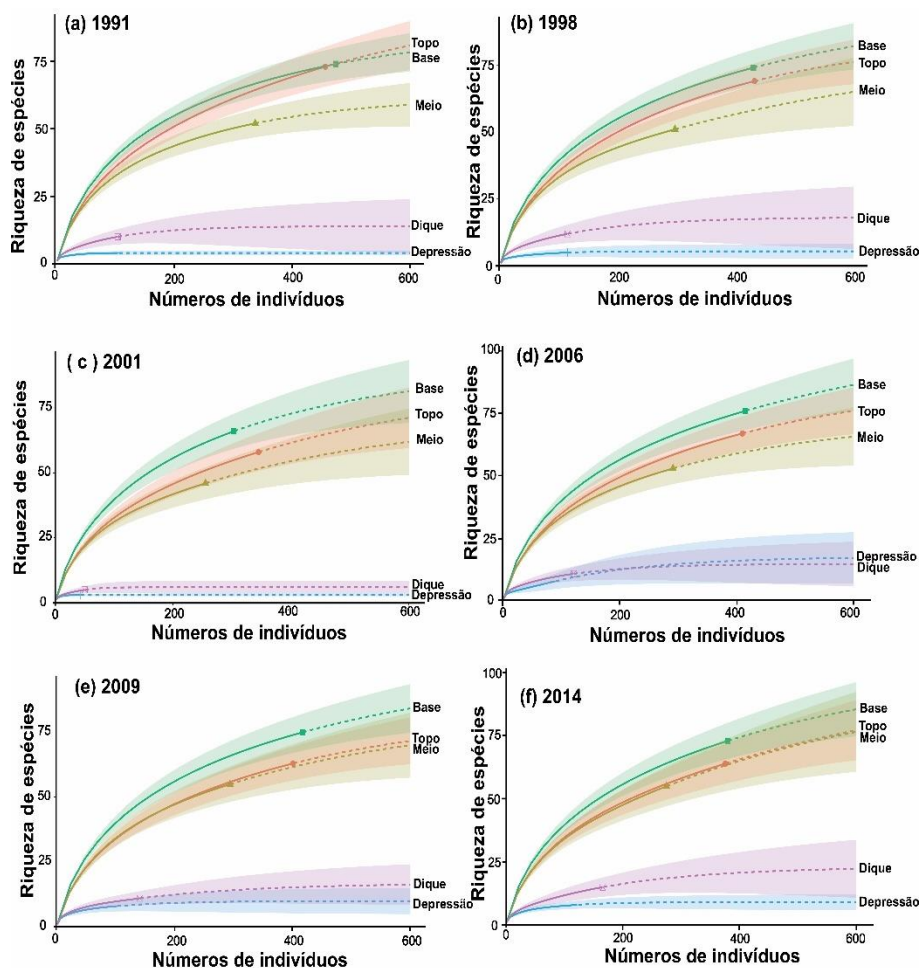
Parâmetros	Amostra	1991	1998	2001	2006	2009	2014
Abundância	Total	1479	1392	1350	1336	1356	1328
	Topo	457	432	411	410	402	379
	Meio	337	298	289	291	294	276
	Base	474	430	405	420	417	383
	Depressão	106	116	98	91	102	124
	Dique	105	116	147	124	141	166
Riqueza	Total	111	109	109	112	110	112
	Topo	73	69	71	67	63	64
	Meio	52	51	51	53	55	55
	Base	74	74	72	77	75	73
	Depressão	4	5	7	8	8	8
	Dique	10	12	14	11	11	15
Área basal	Total	30.77	37.53	41.13	43.01	44.12	44.21
	Topo	9.47	10.61	11.02	11.23	11.31	11.37
	Meio	7.24	7.96	8.69	9.26	9.39	9.56
	Base	8.87	10.20	10.55	10.88	10.38	9.95
	Depressão	2.39	4.36	4.99	5.35	5.86	6.53
	Dique	2.79	4.41	5.89	6.29	7.00	6.80
Índice de Shannon (H')	Total	3.70	3.70	3.74	3.74	3.71	3.65
	Topo	3.32	3.29	3.28	3.27	3.23	3.24
	Meio	3.15	3.15	3.13	3.17	3.18	3.15
	Base	3.55	3.54	3.55	3.63	3.61	3.58
	Depressão	0.91	0.98	1.36	1.24	1.41	1.31
	Dique	1.35	1.57	1.80	1.62	1.60	1.58
Equabilidade de Pielou (J)	Total	0.79	0.79	0.80	0.79	0.79	0.77
	Topo	0.77	0.78	0.77	0.78	0.78	0.78
	Meio	0.80	0.80	0.80	0.80	0.79	0.80
	Base	0.83	0.82	0.83	0.83	0.84	0.83
	Depressão	0.66	0.61	0.70	0.60	0.68	0.63
	Dique	0.59	0.63	0.68	0.68	0.67	0.58

Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

No entanto houve diferenças significativas na riqueza entre os setores topográficos (Figura 5), demonstrando, claramente, uma maior riqueza nas áreas de encosta (setores Topo, Meio e Base) em relação as áreas aluviais (setores

Dique e Depressão). Ocorreram oscilações nos valores de riqueza absoluta em todos os setores, ao longo dos anos de amostragem, apresentando maior riqueza no setor Base e menor no Setor Depressão (Tabela 2). No setor Topo, houve a redução de, aproximadamente, 12% de sua riqueza, passando de 73 espécies, em 1991 para 64, em 2014 (Tabela 2). No setor Base, a redução na riqueza foi cerca de 1,5%, passando de 74, em 1991 para 73, em 2014 (Tabela 2). Enquanto no setor Meio houve o aumento da riqueza de, aproximadamente, 6%, passando de 52, em 1991 para 55, em 2014 (Tabela 2). O aumento da riqueza ocorreu nas áreas aluviais, no setor Depressão passou de 4 espécies, em 1991 para 8, em 2014, equivalente ao aumento de 100% na riqueza nesse setor (Tabela 2). Além do aumento de 50% da riqueza no setor Dique, que passou de 10 espécies, em 1991 para 15, em 2014 (Tabela 2).

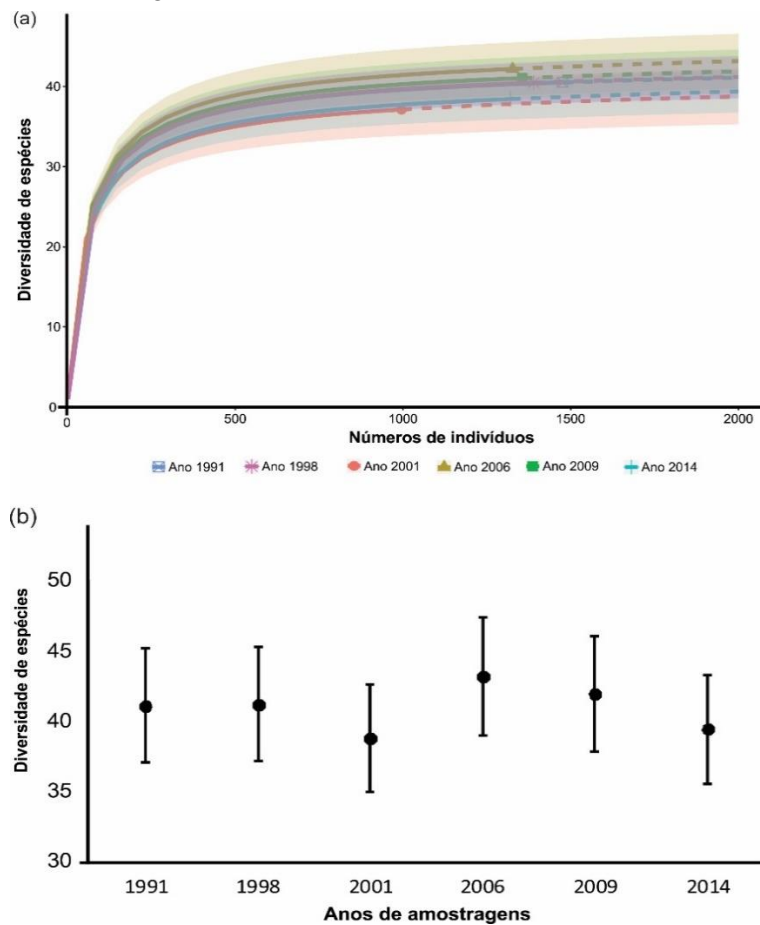
Figura 5 - Curvas de rarefação de riqueza de espécies, para cada setor topográfico, nos anos de (a) 1991; (b) 1998, (c) 2001, (d) 2006, (e) 2009 e (f) 2014 pelo número de indivíduos dentro das parcelas da área amostrada, no remanescente de Floresta Estacional Semidecidual em Madre de Deus, Minas Gerais, Brasil. As linhas contínuas e tracejadas das curvas denotam valores interpolados e extrapolados, respectivamente, e a zona ao redor de cada curva indica os intervalos de confiança de 95%.



Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

O índice de diversidade Shannon não apresentou diferenças significativas, ao longo dos anos (Figura 6), registrando o valor de 3,70 nats.ind⁻¹ em 1991 e 1998, em 2001 e 2006 igual a 3,74 nats.ind⁻¹ e, em 2009 e 2014, foram 3,71 e 3,65 nats.ind⁻¹, respectivamente (Tabela 2).

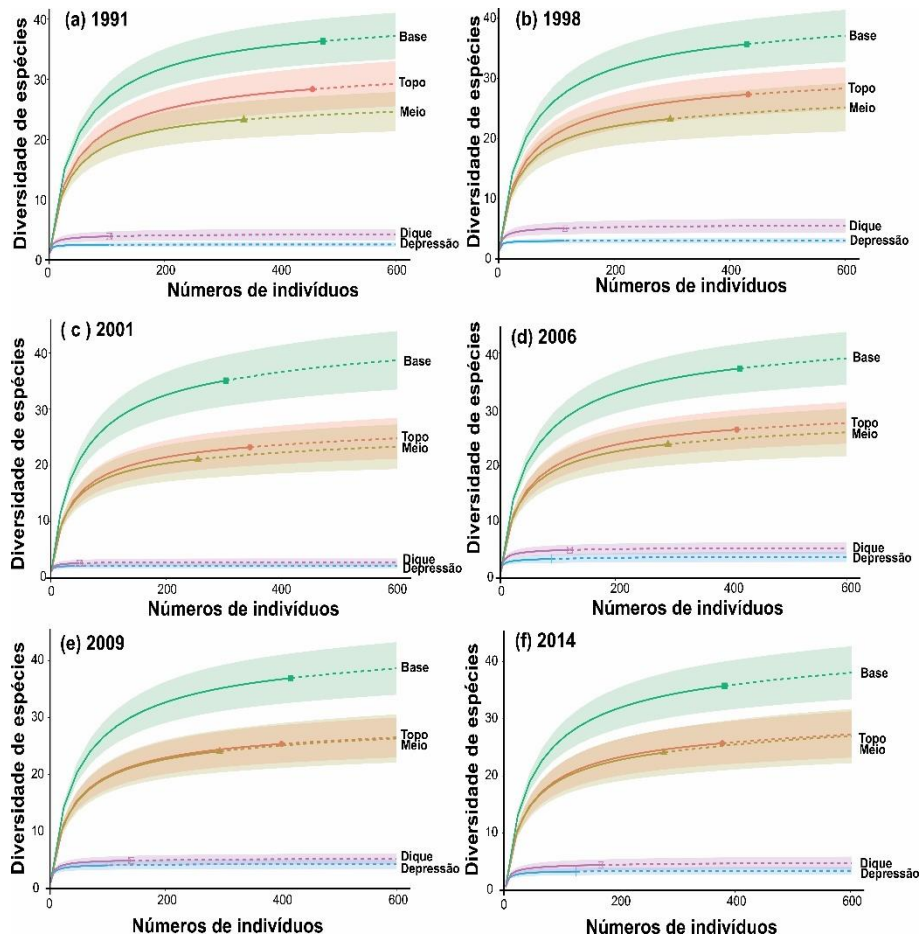
Figura 6 - (a) Curva de rarefação de diversidade de espécies, utilizando o índice de diversidade Shannon para toda a comunidade em 1991, 1998, 2001, 2006, 2009 e 2014 pelo número de indivíduos dentro das parcelas da área amostrada, no remanescente de Floresta Estacional Semidecidual em Madre de Deus, Minas Gerais, Brasil. As linhas contínuas e tracejadas das curvas denotam valores interpolados e extrapolados, respectivamente, e a zona ao redor de cada curva indica os intervalos de confiança de 95%. (b) Valores de diversidade e intervalos de confiança de 95%, encontrados a partir da rarefação com extrapolação de 2.000 indivíduos para todos os anos de amostragens 1991, 1998, 2001, 2006, 2009 e 2014.



Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

Todavia houve diferenças significativas na diversidade de espécies entre os setores topográficos, visto que o setor Base apresentou maior diversidade em todos os anos de amostragem. Em relação ao setor Topo, houve uma queda na diversidade que, conseqüentemente, acarretou a equiparação dos valores de diversidade com o setor Meio ao longo dos anos. E os setores Dique e Depressão apresentaram menores diversidades em todos os anos de amostragem (Tabela 2; Figura 7).

Figura 7 - Curva de rarefação de diversidade de espécies, utilizando o índice de diversidade Shannon para toda comunidade em 1991, 1998, 2001, 2006, 2009 e 2014 pelo número de indivíduos dentro das parcelas da área amostrada, no remanescente de Floresta Estacional Semidecidual em Madre de Deus, Minas Gerais, Brasil. As linhas contínuas e tracejadas da curva denotam valores interpolados e extrapolados, respectivamente, e a zona ao redor de cada curva indica os intervalos de confiança de 95%.

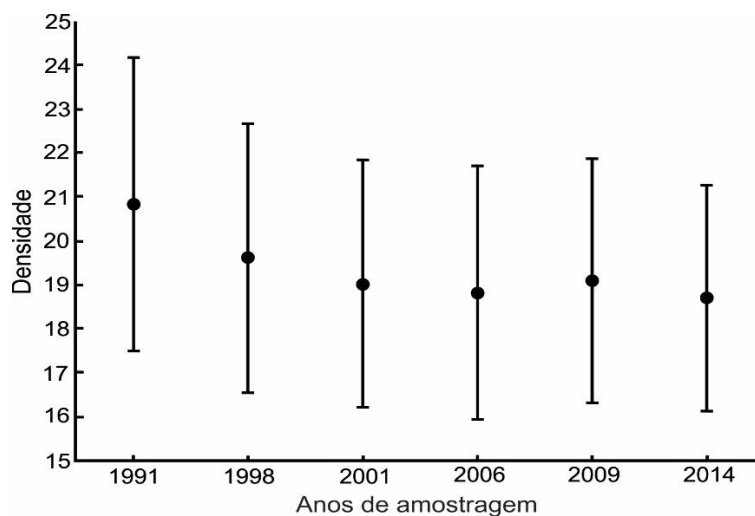


Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

A equabilidade de *Pielou* (J), nos anos de 1991, 1998, 2006 e 2009, apresentaram o valor de 0,79, enquanto, em 2001, apresentou 0,80 e, em 2014, apresentou valor de 0,77.

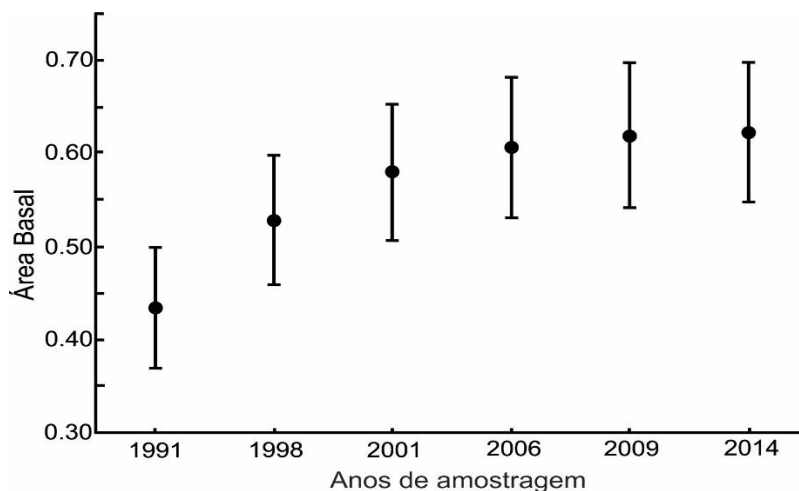
A redução da densidade de indivíduos foi, significativamente diferente ($F= 3,4$; $p=0,004$) ao longo dos anos (Figura 8; Tabela 2). Da mesma forma, houve diferença na área basal ($F= 30,13$; $p<0,001$), apresentando aumento da biomassa ao longo dos anos (Figura 9; Tabela 2).

Figura 8 - Densidade média de espécies e intervalos de confiança de 95%, para toda a comunidade arbórea, nos anos de 1991, 1998, 2001, 2006, 2009 e 2014 das parcelas da área amostrada, no remanescente de Floresta Estacional Semidecidual em Madre de Deus, Minas Gerais, Brasil.



Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

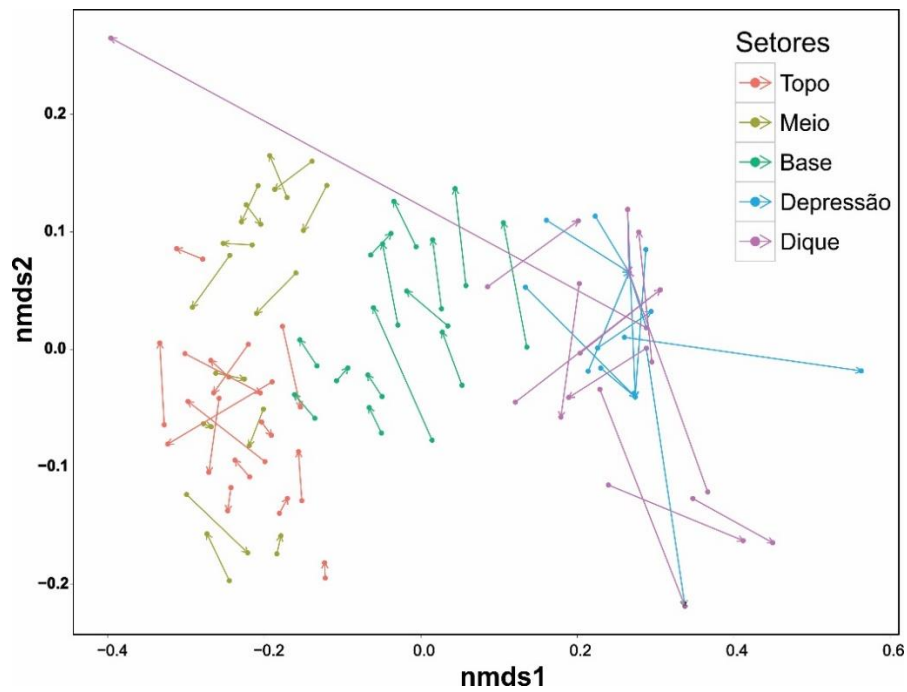
Figura 9 - Área basal média e intervalos de confiança de 95%, para toda a comunidade arbórea, nos anos de 1991, 1998, 2001, 2006, 2009 e 2014 das parcelas da área amostrada, no remanescente de Floresta Estacional Semidecidual em Madre de Deus, Minas Gerais, Brasil.



Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

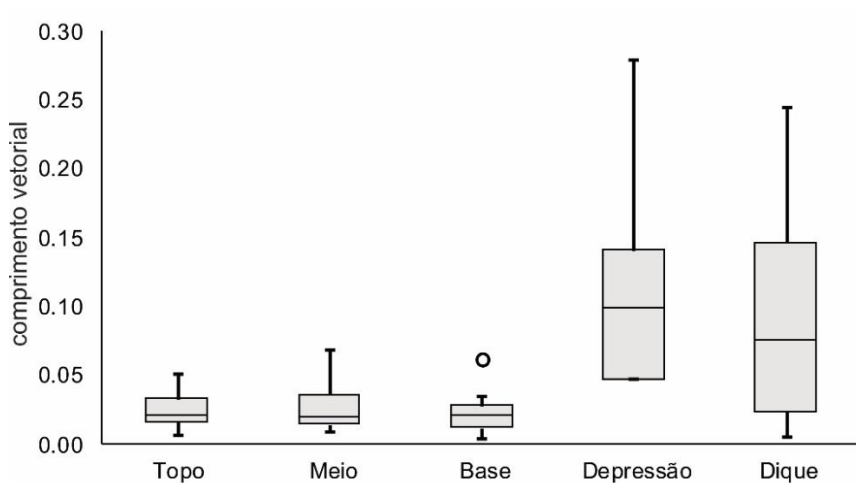
O teste de Procrustes demonstrou que as ordenações dos dados da comunidade arbórea produzida, por meio de NMDS, apresentam estresse de 0,087 para o primeiro levantamento e estresse de 0,094 para o último levantamento. A PERMANOVA mostrou que as diferenças dos grupos formados entre os setores topográficos foram significativas em 1991 ($F = 8,353$; $p < 0,0001$) e 2014 ($F = 7,561$; $p < 0,0001$). Pelo teste de Procrustes (Figura 10), é possível observar que o componente arbóreo apresentou variações estruturais e florísticas entre os setores topográficos ao longo do tempo. E essas variações foram, significativamente, diferentes ($F=10,22$; $p<0,001$) e estão associadas aos diferentes habitats encontrados nessa floresta, apresentando maiores variações nos setores aluviais (Figura 11).

Figura 10 - Gráfico obtido pelo teste de Procrustes pela sobreposição de duas ordenações dos dados de abundância de espécies da comunidade arbórea de uma Floresta Estacional Semidecidual, Madre de Deus, Minas Gerais pelo método de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS), utilizando o índice de diversidade beta. A NMDS1 representa os dados do levantamento de 1991 e a NMDS2 representa os dados do levantamento de 2014.



Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

Figura 11 - Bloxplot mostrando as diferenças do comprimento dos vetores de cada unidade amostral como medida de variação temporal, testadas por ANOVA fator único (5%).



Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

Em todos os seis levantamentos da comunidade arbórea, houve a concentração de indivíduos, nas menores classes de tamanho, com reduções das abundâncias em direção às classes de maior diâmetro (Figura 12). A distribuição de frequência observada dos indivíduos por classe diamétrica apresentou diferenças significativas da esperada em 1991 ($G= 1469,19$; $p<0,0001$), 1998 ($G=1166,45$; $p<0,0001$), 2001 ($G= 1009,99$; $p<0,0001$), 2006 ($G=973,20$; $p<0,0001$), 2009 ($G=961,24$; $p<0,0001$) e 2014 ($G=938,81$; $p<0,0001$). E, ainda, a distribuição de frequência observada entre todos os anos de amostragem apresentou diferenças significativas ($G= 96,22$; $p<0,0001$).

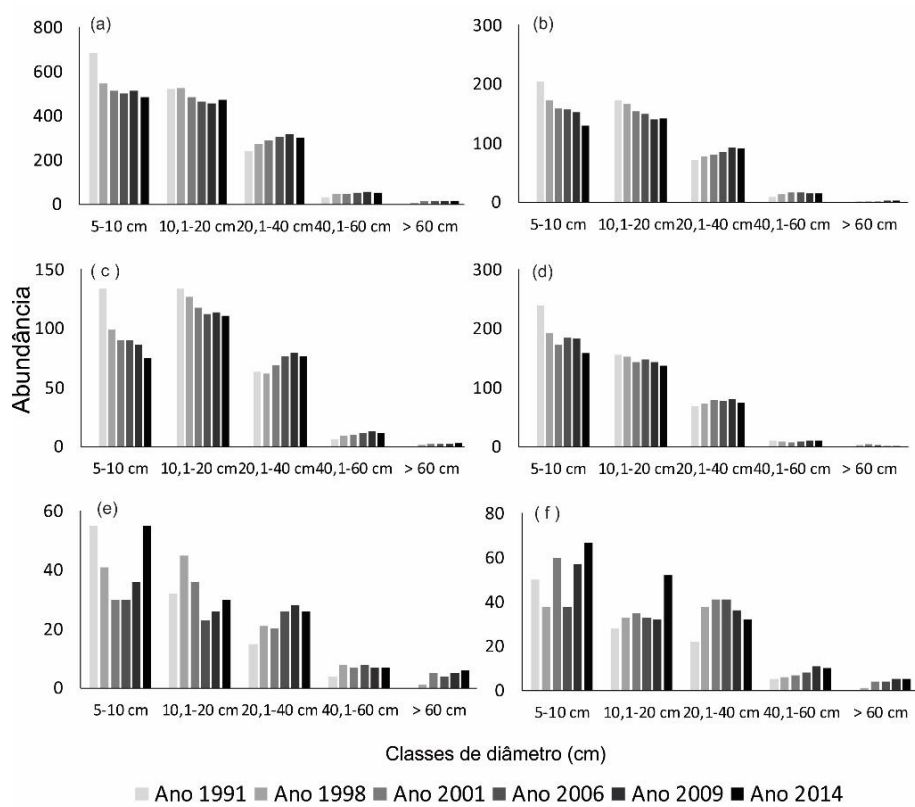
Os setores topográficos, também, apresentaram as concentrações de indivíduos, nas menores classes de diâmetro, havendo as reduções destas abundâncias em direção às classes maiores (Figura 12). As distribuições diamétricas entre os habitats, no ano de 1991 ($G=20,76$; $p=0,188$), não

apresentaram diferenças significativas, no entanto, nos anos de 1998 ($G=32,48$; $p=0,008$), 2001 ($G=44,03$; $p<0,001$), 2006 ($G=53,56$; $p<0,001$), 2009 ($G=53,83$; $p<0,001$) e 2014 ($G=47,83$; $p<0,001$) estas foram diferentes significativamente.

Apesar da amostra total, assim como nos setores Topo, Meio e Base, apresentar maiores concentrações de indivíduos, na primeira e na segunda classe de diâmetro, houve a redução da abundância de indivíduos, ao longo dos anos, enquanto, nas classes superiores, houve o aumento da abundância (Figura 12). Em contrapartida, nos setores Depressão e Dique, ocorreram oscilações na abundância das menores classes de diâmetro, ao passo que, nas classes superiores, seguiu a mesma tendência da amostra total com o aumento da abundância ao longo dos anos de amostragem (Figura 12).

Nos dois primeiros intervalos, o recrutamento ocorreu, exclusivamente, nas duas primeiras classes de diâmetro, apresentando em ambos os intervalos o número de recrutas acima de 95% na primeira classe. Nos terceiro, quarto e quinto intervalo, os recrutas foram exclusivos das três primeiras classes de diâmetro, apresentando, respectivamente, 90, 92 e 78% no número de recrutas na primeira classe. Em todos intervalos de amostragem, os números de mortos distribuíram-se em todas as classes de diâmetro. No entanto concentraram-se, principalmente, nas duas primeiras classes; na primeira classe, apresentaram 60% e 45% da mortalidade no primeiro e no quarto intervalo. E, na segunda classe, apresentou 33% e 25% no segundo e quinto intervalo, respectivamente.

Figura 12 - Gráficos das classes de diâmetros por abundância observada, nos seis inventários (1991, 1998, 2001, 2006, 2009 e 2014) para (a) Amostra Total; (b) Setor Topo; (c) Setor Meio; (d) Setor Base; (e) Setor Depressão; (f) Setor Dique, no remanescente de Floresta Estacional Semidecidual em Madre de Deus, Minas Gerais, Brasil.



Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

Os resultados com os parâmetros de dinâmica da comunidade arbórea estão resumidos na Tabela, 3 para a amostra total, bem como para os cinco setores topográficos. De forma geral, as taxas de mortalidade foram mais elevadas do que as taxas de recrutamento, para quase todos os intervalos, com exceção do quarto intervalo (2006-2009), na qual a taxa de recrutamento foi superior (Figura 13). Em consequência, houve a mudança líquida negativa, para

abundância em quase todos os intervalos, exceto no quarto intervalo. A rotatividade do número de indivíduos foi mais lenta no primeiro intervalo, principalmente, por causa do baixo recrutamento nesse período. Em contrapartida, no segundo e quarto intervalos, as rotatividades em número de indivíduos foram mais aceleradas, visto que estes intervalos apresentaram maiores taxas de mortalidade e recrutamento (Tabela 3).

Figura 13 - Gráfico com as taxas de mortalidade e recrutamento, ao longo dos intervalos de amostragem da comunidade arbórea, no remanescente de Floresta Estacional Semidecidual em Madre de Deus de Minas, Minas Gerais, Brasil.



Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

Tabela 3 - Parâmetros de dinâmica dos cinco intervalos temporais (1º: 1991-1998; 2º: 1998- 2001; 3º: 2001- 2006; 4º: 2006-2009; 5º: 2009-2014) de uma Floresta Estacional Semidecidual do domínio Atlântico (amostra total) e dos setores topográficos (Topo, Meio, Base, Depressão e Dique), localizada em Madre de Deus, Minas Gerais, Brasil.

70

(Continua)

	Intervalos	Taxa de mortalidade	Taxa de recrutamento	Taxa de perda	Taxa de ganho	Rotatividade N	Rotatividade AB	Mudança líquida N	Mudança líquida AB
Amostra total	1º	2,59	1,60	1,54	4,30	2,10	2,92	-0,86	2,88
	2º	3,93	2,85	3,02	5,94	3,39	4,48	-1,02	3,10
	3º	3,06	2,70	2,02	2,89	2,88	2,46	-0,21	0,89
	4º	2,88	3,66	2,81	3,66	3,27	3,24	0,50	0,72
	5º	3,38	2,79	2,57	2,59	3,09	2,58	-0,42	0,12
Topo	1º	2,24	1,32	0,86	2,45	1,78	1,66	-0,80	1,63
	2º	3,66	1,89	2,50	3,73	2,78	3,12	-1,65	1,28
	3º	1,19	1,13	0,98	1,35	1,16	1,17	-0,05	0,37
	Intervalos	Taxa de mortalidade	Taxa de recrutamento	Taxa de perda	Taxa de ganho	Rotatividade N	Rotatividade AB	Mudança líquida N	Mudança líquida AB
Meio	4º	2,17	1,47	1,45	1,68	1,82	1,57	-0,65	0,23
	5º	2,05	0,61	1,07	1,17	1,33	1,12	-1,17	0,10
	1º	2,82	0,80	1,63	2,95	1,81	2,29	-1,74	1,37
	2º	1,99	0,89	1,03	3,89	1,44	2,46	-1,02	2,97
	3º	1,21	1,36	0,93	2,17	1,28	1,55	0,14	1,27
	4º	1,01	1,38	1,31	2,46	1,19	1,89	0,34	0,48
	5º	1,92	0,42	1,37	1,31	1,17	1,34	-1,26	0,36

Tabela 4 - Parâmetros de dinâmica dos cinco intervalos temporais (1º: 1991-1998; 2º: 1998- 2001; 3º: 2001- 2006; 4º: 2006-2009; 5º: 2009-2014) de uma Floresta Estacional Semidecidual do domínio Atlântico (amostra total) e dos setores topográficos (Topo, Meio, Base, Depressão e Dique), localizada em Madre de Deus, Minas Gerais, Brasil.

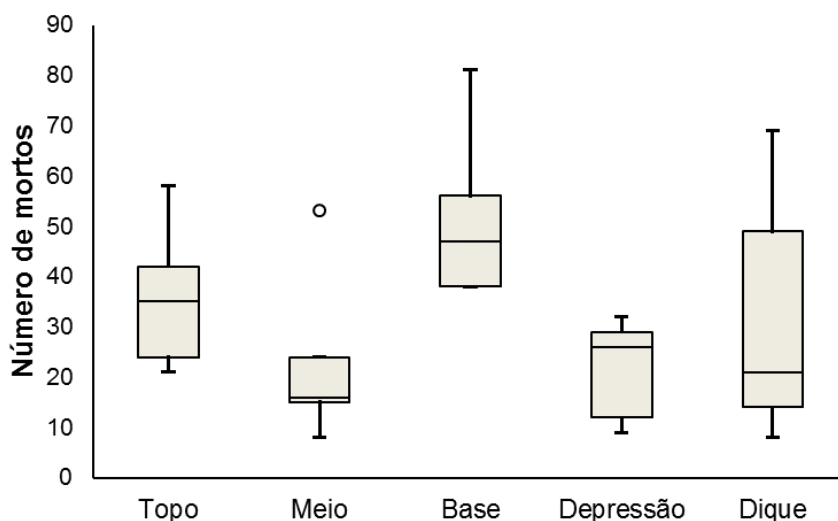
(Conclusão)

	Intervalos	Taxa de mortalidade	Taxa de recrutamento	Taxa de perda	Taxa de ganho	Rotatividade N	Rotatividade AB	Mudança líquida N	Mudança líquida AB
Base	1º	3,09	1,49	1,94	3,87	2,29	2,90	-1,38	2,01
	2º	4,13	2,01	3,94	5,01	3,07	4,47	-1,98	1,13
	3º	2,22	2,79	2,39	3,00	2,50	2,70	0,73	0,63
	4º	3,40	3,52	5,42	3,92	3,46	4,67	-0,24	-1,55
	5º	3,23	1,15	3,05	2,22	2,19	2,64	-1,69	-0,85
Depressão	1º	1,47	2,95	0,77	8,92	2,21	4,84	1,30	8,95
	2º	11,14	5,47	4,47	8,66	8,30	6,56	-5,47	4,59
	3º	7,71	5,81	2,85	4,19	6,76	3,52	-1,47	1,41
	4º	5,03	9,77	2,76	5,66	7,40	4,21	3,88	3,07
	5º	6,50	10,34	2,07	4,18	8,42	3,12	3,98	2,20
Dique	1º	2,36	3,98	3,14	9,28	3,17	6,21	1,43	6,76
	Intervalos	Taxa de mortalidade	Taxa de recrutamento	Taxa de perda	Taxa de ganho	Rotatividade N	Rotatividade AB	Mudança líquida N	Mudança líquida AB
	2º	2,57	10,66	4,47	13,26	6,62	8,86	8,21	10,13
	3º	13,54	9,55	4,43	5,69	11,54	5,06	-3,35	1,34
	4º	6,55	11,82	3,18	6,58	9,18	4,88	4,38	3,64
5º	9,31	12,66	6,78	6,23	10,99	6,51	3,32	-0,58	

Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

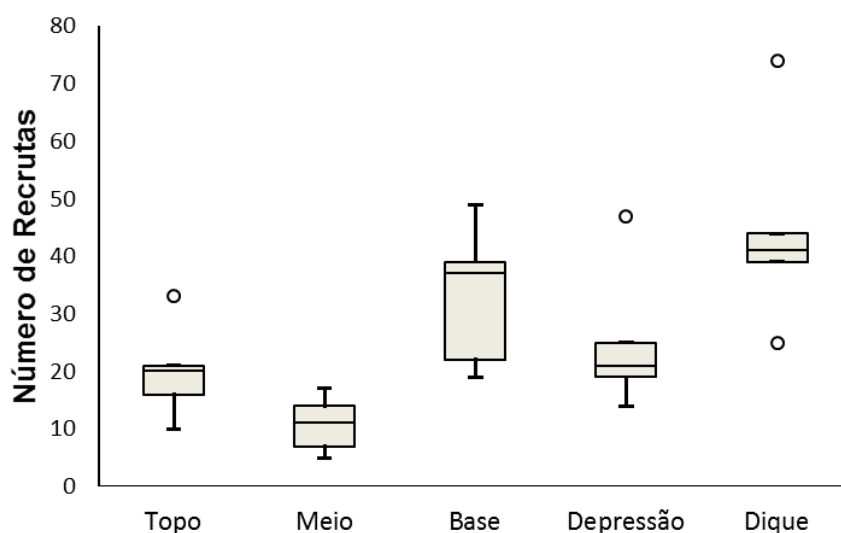
Em relação aos setores topográficos, não houve diferenças significativas nos números de mortos entre os setores ao longo dos anos ($F = 2,29$; $p = 0,095$; Figura 14). No entanto os números de recrutas foram significativamente diferentes entre os setores, sendo maiores nas áreas aluviais do que nas áreas de encostas que são os setores Topo, Meio e Base ($F = 5,60$; $p < 0,01$; Figura 15). As áreas aluviais apresentaram as maiores taxas de mortalidade e recrutamento, consequentemente, ocasionaram as maiores taxas de rotatividade em abundância (Tabela 3). No primeiro e no segundo intervalos de amostragem, no setor Depressão, a mortalidade foi maior que o recrutamento. Enquanto, no setor Dique, apenas no terceiro intervalo a taxa de mortalidade foi maior que a taxa de recrutamento. Em ambos os setores, esses intervalos apresentaram taxas de mudança líquida negativa pela maior mortalidade (Tabela 3).

Figura 14 - Bloxplot mostrando que não houve diferenças nos números de mortos entre os setores topográficos, no remanescente de Floresta Estacional Semidecidual em Madre de Deus, Minas Gerais, Brasil, testadas por ANOVA fator único (5%).



Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

Figura 15 - Bloxplot mostrando as diferenças nos números de recrutas entre os setores topográficos, no remanescente de Floresta Estacional Semidecidual em Madre de Deus, Minas Gerais, Brasil, testadas por ANOVA fator único (5%).

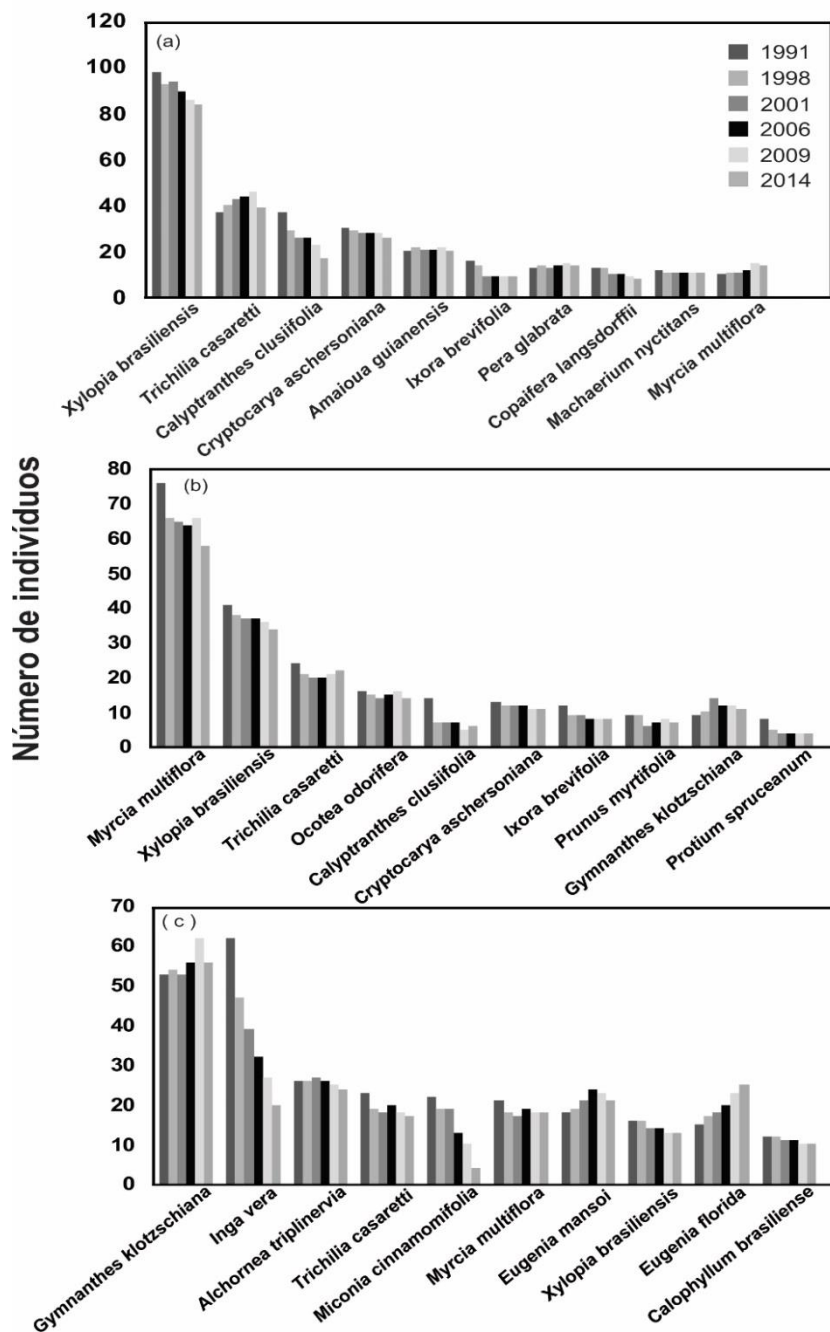


Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

As 10 espécies mais abundantes dos setores Topo e Meio mostraram poucas mudanças entre os 23 anos de amostragem (Figura 16), refletindo fortes padrões de dominância de espécies nestes setores. No setor Topo (Figura 16 a), *Xylopia brasiliensis* que apresenta maior abundância, ao longo de toda amostragem, houve a redução de cerca de 14% do número de indivíduos, pela morte de 22 indivíduos e, em contrapartida, apenas 8 indivíduos recrutados ao longo dos anos de amostragem. *Calypttranthes clusiifolia* que apresentou maior número de mortos, neste setor, com 25 indivíduos e com 5 recrutas, houve a redução cerca 54% da abundância. No setor Meio (Figura 16 b), ocorreu a redução das duas espécies mais abundantes, *Myrcia multiflora* reduziu 24% da abundância, apresentando 24 mortos e 6 recrutas, em seguida, *Xylopia brasiliensis* com a redução do número de indivíduo em 17%, pelos 12 mortos e 4 recrutas. No setor Base (Figura 16 c), *Inga vera* apresentou maior abundância, na primeira

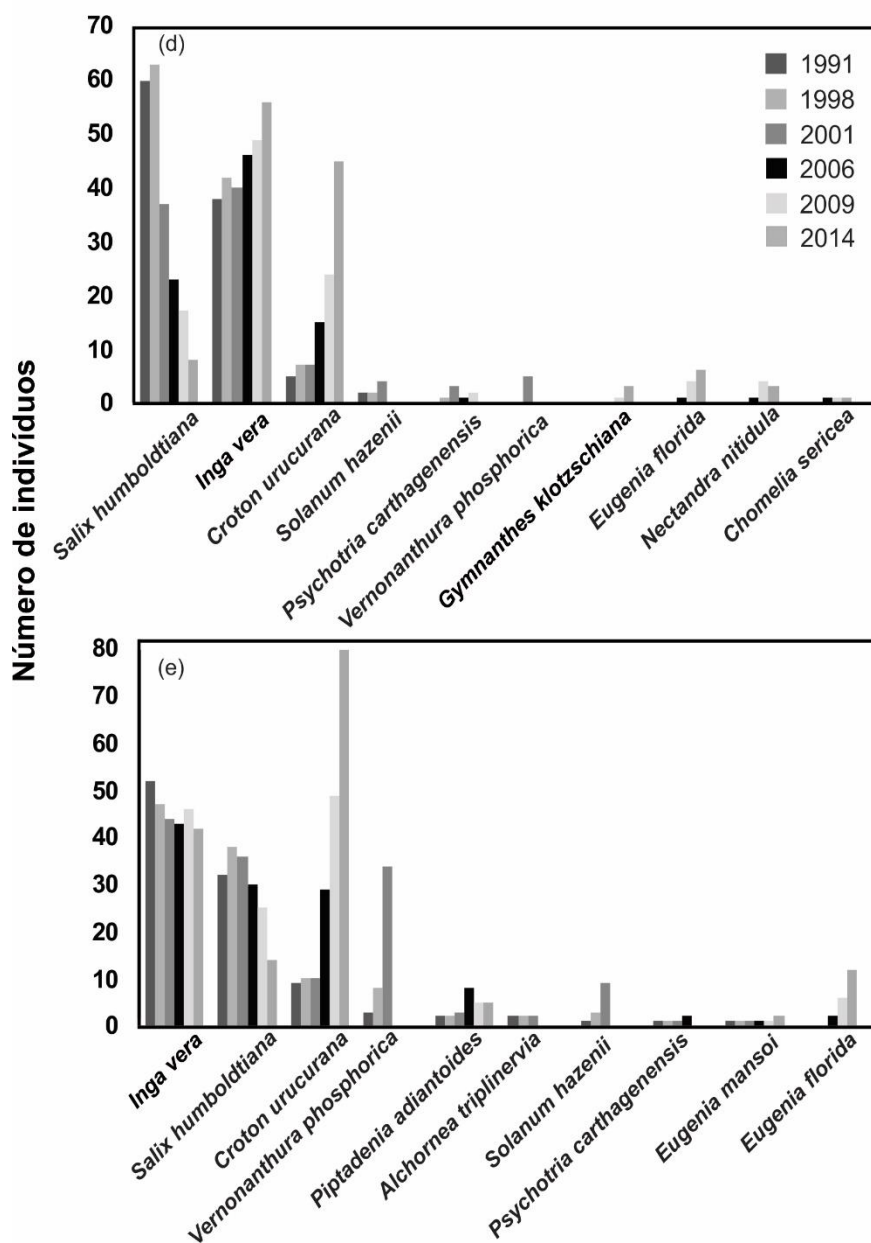
amostragem, no entanto houve a redução de, aproximadamente, 68% do número de indivíduos na última amostragem pelos 50 mortos e apenas 8 recrutas. Com isso, *Gymnanthes klotzschiana* passou a ser a espécie mais abundante neste setor, apesar de 27 indivíduos morrerem, porém apresentou 30 recrutas, ocasionando o aumento de, aproximadamente, 6%. *Salix humboldtiana* que ocorreu em maior abundância, na primeira amostragem no setor Depressão (Figura 17 a), houve uma redução de cerca de 87%, para a última amostragem, em consequência dos 60 indivíduos mortos e apenas 8 recrutas. Enquanto em *Inga vera* houve um aumento de 47% com 19 mortos e 37 recrutas e, ainda, destacadamente, *Croton urucurana* passou de cinco indivíduos, na primeira amostragem, para 45 indivíduos na última amostragem, apresentando 13 mortos e 53 recrutas. No setor Dique (Figura 17 b), as duas espécies mais abundantes na primeira amostragem foram *Inga vera* e *Salix humboldtiana*, no entanto houve a redução destas duas espécies de, aproximadamente, 19% e 56%, respectivamente. *Inga vera* apresentou 31 mortos e 21 recrutas e *Salix humboldtiana* 32 mortos e 14 recrutas ao longo dos anos. Com o aumento de 9 indivíduos na primeira amostragem para 80 indivíduos na última, *Croton urucurana* passou a ser a espécie mais abundante no setor Dique e apresentou 30 mortos e 101 recrutas.

Figura 16 - Gráfico com as 10 espécies mais abundantes nos setores (a) Topo, (b) Meio e (c) Base em 1991, 1998, 2001, 2006, 2009 e 2014 em um remanescente de Floresta Estacional Semidecidual em Madre de Deus, Minas Gerais, Brasil.



Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

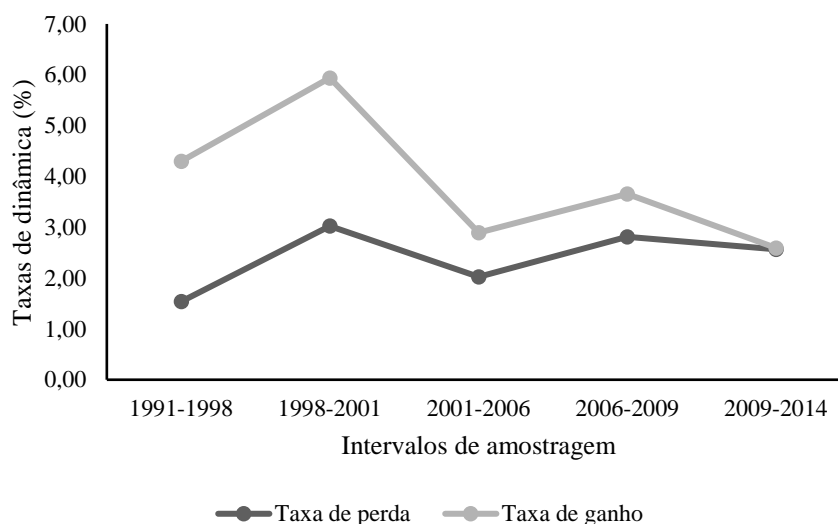
Figura 17 - Gráfico com as 10 espécies mais abundantes nos setores (a) Depressão e (b) Dique em 1991, 1998, 2001, 2006, 2009 e 2014 em um remanescente de Floresta Estacional Semidecidual em Madre de Deus, Minas Gerais, Brasil.



Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

A biomassa da comunidade arbórea aumentou ao longo dos anos, sendo as taxas de ganho em área basal mais elevadas que as taxas de perda para todos os intervalos, ocasionando mudança líquida positiva para área basal (Figura 18). Devido principalmente aos valores mais elevados das taxas de ganho e perda no segundo intervalo, constatou-se a taxa de rotatividade mais acelerada. No entanto, a rotatividade foi mais lenta no terceiro intervalo, principalmente por causa dos menores valores das taxas de perda e ganho (Tabela 3).

Figura 18 - Gráfico com as taxas de perda e ganho de área basal ao longo dos intervalos de amostragem da comunidade arbórea no remanescente de Floresta Estacional Semidecidual em Madre de Deus de Minas, Minas Gerais, Brasil.



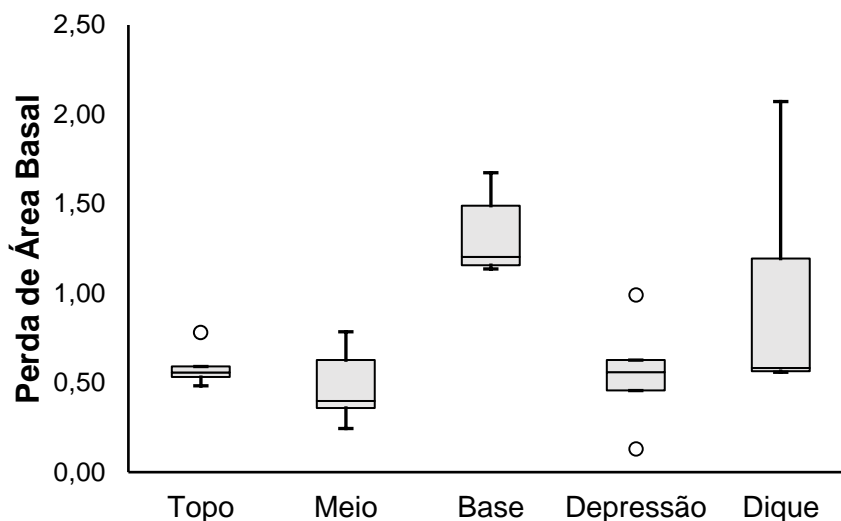
Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

As taxas de área basal ao longo dos 23 anos na amostra total foram influenciadas pelos ganhos de *Inga vera* (5,59 m²), *Xylopia brasiliensis* (1,08 m²), *Croton urucurana* (0,87 m²), *Alchornea triplinervia* (0,80 m²), *Cryptocarya aschersoniana* (0,69 m²), *Eugenia florida* (0,57 m²), *Pera glabrata* (0,51 m²) e *Salix humboldtiana* (0,37 m²), que superaram as perdas representadas em destaque por *Copaifera langsdorffii* (-0,31 m²),

Calyptranthes clusiifolia (-0,24 m²), *Leucochloron incuriale* (-0,20 m²), *Miconia cinnamomifolia* (-0,17 m²), *Coussapoa microcarpa* (-0,12 m²), *Schefflera calva* (-0,12 m²) e *Matayba guianensis* (-0,10 m²).

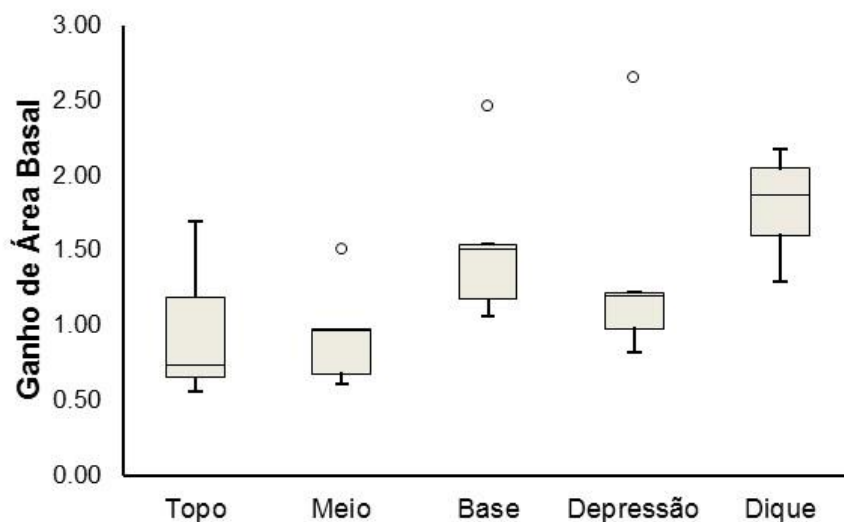
Em consideração a perda em área basal entre os setores, estas foram significativamente diferentes, havendo maior perda nos setores Base e Dique (F = 5,06; p<0,01; Figura 19). Em contrapartida, o ganho em área basal não se diferenciou significativamente entre os períodos de monitoramento da comunidade arbórea (F = 2,59; p = 0,067; Figura 20). No setor Base, a perda em área basal foi maior que o ganho no quarto e quinto intervalos, enquanto que no setor Dique, apenas no quinto intervalo a perda foi maior que o ganho em área basal. Conseqüentemente, houve taxas de mudança líquida negativa para esses intervalos.

Figura 19 - Bloxplot mostrando as diferenças significativas na perda de área basal entre os setores topográficos no remanescente de Floresta Estacional Semidecidual em Madre de Deus, Minas Gerais, Brasil, testadas por ANOVA fator único (5%).



Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

Figura 20 - Bloxplot mostrando que houve diferenças significativas no ganho de área basal entre os setores topográficos no remanescente de Floresta Estacional Semidecidual em Madre de Deus, Minas Gerais, Brasil, testadas por ANOVA fator único (5%).

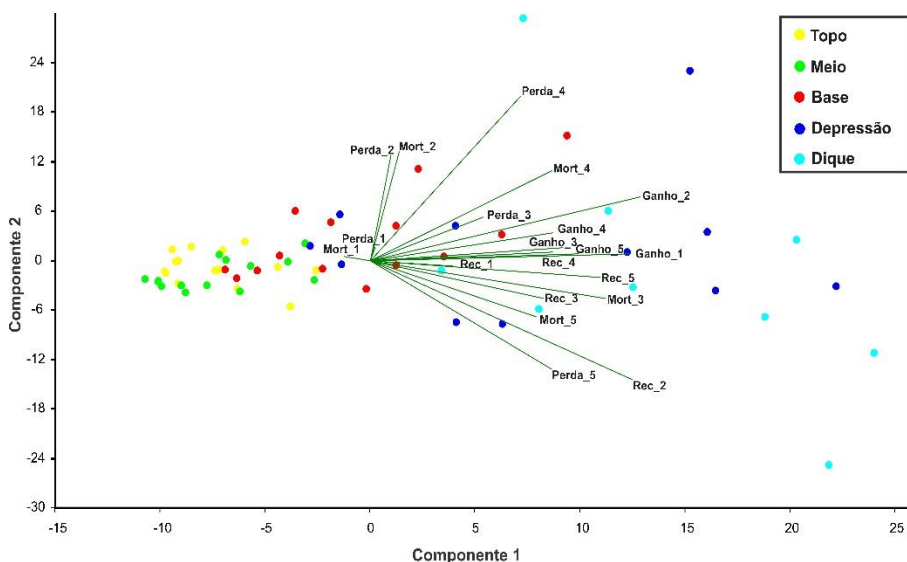


Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

No setor Topo, *Xylopia brasiliensis* (0,62 m²) que apresentou maior ganho em área basal e *Copaifera langsdorffii* (-0,32 m²) que apresentou maior perda. No setor Meio, novamente *Xylopia brasiliensis* (0,34 m²) apresentou maior ganho em área basal e *Matayba guianensis* (-0,10 m²) que apresentou maior perda. No setor Base, *Alchornea triplinervia* (0,56 m²) e *Inga vera* (-0,90 m²) que apresentaram maior ganho e perda em área basal, respectivamente. *Inga vera*, no setor Depressão (3,62 m²) e no setor Dique (2,77 m²) apresentou maior ganho em área basal. *Salix humboldtiana* no setor Depressão apresentou ganho de 0,80 m² no primeiro intervalo de amostragem, no entanto sofreu sucessivas perdas em área basal ao longo dos anos de amostragem totalizando -0,76 m². O mesmo ocorreu no setor Dique, que apresentou ganho no total de 0,98 m² no primeiro, segundo e quarto intervalo, porém no terceiro e quinto intervalo sofreu perda de -0,68 m² em área basal.

A análise de componentes principais (PCA) utilizada para a verificação da ordenação espacial das parcelas em relação às taxas de dinâmica teve os quatro primeiros componentes explicando 64,24% da variância dos dados (Figura 21). Sendo que o primeiro componente sintetizou 30,42% da variância dos dados e separou as parcelas da área de encosta das parcelas das áreas aluviais. E o segundo componente sintetizou 12,54% da variância dos dados e estão relacionados com as variações temporais das taxas de dinâmica da comunidade arbórea.

Figura 21 - Análise de componentes principais mostrando o comportamento das taxas de dinâmica da comunidade arbórea da área amostral no remanescente de Floresta Estacional Semidecidual em Madre de Deus, Minas Gerais, Brasil. Os pontos representam as parcelas dos Setores Topo (Amarelo), Meio (Verde), Base (Vermelho), Depressão (azul), Dique (turquesa). As taxas de dinâmica estão representadas por siglas seguidas por números que representam os intervalos de amostragens. Mort = mortalidade; Rec = recrutamento; Perda = perda de áreas basal; Ganho = ganho de áreas basal.



Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

5 DISCUSSÃO

Os padrões estruturais mostraram-se divergentes entre os habitats da floresta, onde as áreas aluviais e de encosta diferenciam-se fortemente em termos de características ambientais, mostrando claramente maior riqueza e diversidade nos setores de encosta em relação aos setores aluviais. Examinando a estrutura ecológica dos diferentes setores topográficos verificou-se que a maior riqueza de espécie e maior abundância ocorreram no setor Base, seguido dos setores Topo e Meio. No setor Base, ocorreu a maior diversidade devido a riqueza de espécies e, principalmente, por ter maior equabilidade, ou seja, possuir a distribuição mais uniforme de abundância. Em contrapartida, nos setores Depressão e Dique onde o ambiente é mais hostil por causa do regime de alagamento, apresentaram menor riqueza e diversidade de espécies, apresentando menor equabilidade, assim ocorrendo maior dominância ecológica nesses setores.

Na comunidade arbórea estudada existem poucas espécies abundantes, outras ponderadamente comuns e o restante, a maioria, apresentam poucos indivíduos, sendo à dominância de poucas espécies uma das leis gerais da ecologia (MAGURRAN, 2004; MCGILL et al., 1977). A dominância ecológica apresentou diferentes padrões entre os diferentes habitats, assim como nas áreas de encosta, onde ocorre maior riqueza e abundância de espécies, a dominância concentra-se em um determinado grupo de espécie que ao longo do tempo se mantém constante, apresentando poucas oscilações como demonstrado nos ranks de abundâncias nos resultados. A abundância de espécie reflete a variedade e o arranjo de condições e recursos ecológicos disponíveis para cada população, bem como as influências das interações ecológicas dentro da comunidade (TOWNSEND; BEGON; HARPER, 2010). Nas áreas aluviais que apresentam menor riqueza e abundância de espécie, a dominância nos primeiros anos de amostragem, ocorreu principalmente em duas espécies, *Inga vera* e *Salix humboltiana*. No entanto, esse padrão modificou ao longo

dos anos com a brusca diminuição na abundância de *Salix humboldtiana*. Em contrapartida ocorreu o aumento expressivo de *Croton urucurana*, passando a dominar as áreas aluviais juntamente com *Inga vera*.

O fato das áreas aluviais da floresta estudada apresentarem menores riqueza e diversidade em relação as áreas de encostas, está relacionado com o regime de inundação dos rios que provoca um estresse pela saturação hídrica do solo. Os alagamentos eliminam os espaços de ar do solo, limitando as trocas gasosas com a atmosfera, criando um ambiente hipóxico ou anóxico, com isso, ao longo do processo evolutivo, exerce um caráter fortemente seletivo, limitando o estabelecimento apenas àquelas espécies capazes de suportar tal condição (BARDDAL et al., 2004; BERTANI et al., 2001; LOBO; JOLY, 2009). O estresse hídrico pode agir como distúrbio nas comunidades vegetais presentes nas áreas aluviais, no entanto, espécies que possuem adaptações morfológicas, fisiológicas e reprodutivas podem se beneficiar no estabelecimento nestas áreas (JUNK, 1993; NAIMAN et al., 1998; SILVA et al., 2011), sendo comum estas espécies se tornarem dominantes (BARDDAL et al., 2004).

As espécies que apresentaram alta dominância nas áreas aluviais, *Inga vera*, *Croton urucurana* e *Salix humboldtiana*, estão altamente adaptadas a ambientes com influência de inundação. Segundo Pennington (1997), na região neotropical, espécies do gênero *Inga*, principalmente *Inga vera*, são comuns e amplamente distribuídas às margens de rios. Essa espécie possui adaptações reprodutivas, fisiológicas e morfológicas para se estabelecer em áreas sazonalmente alagáveis. *Salix humboldtiana* que apresentou grande abundância, frequentemente encontrada em áreas com saturação hídrica, outra característica importante da espécie é a capacidade em estágios iniciais de sucessão apresentar habilidade de resistir à rápida sedimentação, justamente por produzir novas raízes laterais à medida que o tronco vai sendo soterrado (JUNK, 1990; MARQUETE; TORRES; MEDEIROS, 2015). *Croton urucurana* tem hábito arbóreo, decídua, heliófita, seletiva higrófita, típica de terrenos úmidos e brejosos, ocorrendo

também, quase que exclusivamente, em formações secundárias, além de ser característica de Florestas Estacionais Semidecíduais das bacias dos rios da região sudeste, também possui ampla e descontínua distribuição, ocorrendo em matas ciliares de várias formações florestais do Brasil (CORDEIRO et al., 2015). Nos setores das áreas aluviais também ocorrem grupo de espécies em baixas densidades, que tem existência efêmera nestes setores, *Vernonanthura phosphorica*, *Solanum hanenii*, *Nectandra nitidula*, *Psychotria carthagenensis*, *Chomelia sericea* entre outras, apareceram e sumiram da amostragem em diferentes intervalos ao longo dos anos de monitoramento.

O nível mais alto alcançado pelas águas de inundação nos anos normais e a mais alta irradiação solar vinda da floresta aluvial na área estudada são os principais fatores para a brusca transição entre a floresta aluvial e a floresta de encosta formando uma borda natural (OLIVEIRA-FILHO et al., 1994). As espécies arbóreas que ocorrem nesta transição sofrem algum nível de estresse hídrico devido ao alto nível de saturação hídrica periódica dos solos e também aos alagamentos ocasionais, no entanto, com menores intensidades em relação aos setores às margens do rio. Esses fatores possibilitam a ocorrência nesta transição de um grupo de espécies com maior variabilidade de estratégias ecológicas, onde estão localizadas as parcelas do setor Base.

A maioria das espécies constituintes da transição são exigentes de luz, como ocorre com *Gymnanthes klotzschiana*, *Inga vera*, *Alchornea triplinervia*, *Miconia cinnamomifolia* e *Cecropia pachystachya*. Além de alguns indivíduos de *Calophyllum brasiliense*, espécie higrófila, tolerante à sombra, são encontrados somente em áreas sombreadas da transição no setor Base. E ainda no lado interno do setor Base ocorrem *Xylopiá brasiliensis*, *Trichilia casaretti* e *Myrcia multiflora* que são espécies características das áreas de encostas. As espécies que compõem esta porção da floresta são mais aptas para se desenvolverem e prosperarem em regimes de alta disponibilidade de luz e algumas inclusive são tolerantes as inundações,

além de ocorrerem espécies na porção mais interiorana do setor que são tolerantes as sombras. Desse modo, um fator importante que contribui para que essa faixa transicional onde estão localizadas as parcelas do setor Base apresentem maior riqueza e diversidade de espécies arbóreas, é a resposta diferencial das espécies às variações ambientais e microclimáticas, possibilitando o estabelecimento de espécies com diferentes características e requerimentos ecológicos (CHAZDON et al., 2009; CONDIT et al., 2013; OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000).

O setor Base apresentou ambientes heterogêneos atrelados a saturação hídrica moderado, assim demonstrando maior riqueza e diversidade de espécies em relação aos outros setores ao longo dos 23 anos de monitoramento. Com base no conceito de diferenciação de nicho, um ambiente mais heterogêneo pode suportar mais espécies, principalmente, ao número de nichos ecológicos disponíveis, permitindo a coexistência de espécies (TILMAN, 1982; WEISBERG et al., 2014). Com isso, Yang et al. (2015) complementa que em áreas com maior heterogeneidade ambiental suportaria maior número de espécies em severidades ambientais moderadas, do que aquela caracterizada por maiores níveis de severidade, que levaria inevitavelmente a uma diminuição na riqueza de espécies. Assim como ocorreram nos setores Dique e Depressão que apresentaram menores valores de riqueza e diversidade. Nesses ambientes as espécies estão submetidas a altos níveis de distúrbios pela saturação hídrica, com isso selecionando aquelas espécies que estão aptas a suportar tais condições ambientais. De acordo com Coyle et al. (2014) em ambientes com maior severidade nas condições ambientais, maior o filtro ambiental e maior o favorecimento de espécies adaptadas. Nesse sentido, o estresse hídrico provocado pelo alagamento seria um filtro ambiental forte em que apenas as espécies mais adaptadas conseguem sucesso em florestas inundáveis, e condicionando a estrutura da floresta, apresentando menor riqueza e alta dominância (JUNK et al., 2013; ROITMAN; VANCLEY, 2015).

Na faixa mais interiorana da floresta, onde estão localizadas as parcelas dos setores Topo e Meio, as espécies mais abundantes são *Xylopia brasiliensis*, *Myrcia multiflora*, *Trichilia casaretti*, *Calypttranthes clusiifolia*, *Cryptocarya aschersoniana*, *Alchornea triplinervea*, *Ocotea odorifera* e *Pera glabrata*. Determinadas espécies para coexistirem em uma mesma área, apresentam estratégias ecológicas distintas (TILMAN, 1997), algumas são clímax tolerantes à sombra de grande porte, as quais só atingem a maturidade reprodutiva quando alcançam o dossel, e ainda destacam-se também outras espécies clímax tolerantes à sombra, porém de porte menor podendo crescer lentamente no sub-bosque e atingir a maturidade reprodutiva mesmo abaixo do dossel da floresta. Entretanto possuem espécies clímax exigentes de luz, as quais requerem condições de clareira tanto para seu estabelecimento como para o crescimento, até atingirem o dossel (GUREVITCH; SCHEINER; FOX, 2009; SWAINE; WHITMORE, 1988).

A análise de Procrustes demonstrou que o componente arbóreo apresentou variações estruturais e florísticas associadas à heterogeneidade ambiental, pois as variações ocorridas ao longo do tempo estão diretamente associadas aos diferentes habitats de acordo com a saturação hídrica do solo. Os setores Depressão e Dique, são os habitats onde são fortemente afetados pelo regime de inundação, apresentando as maiores variações temporais. Ainda, é possível inferir que há grande substituição de espécies ao longo do gradiente, demonstrando diferenças na composição florística entre os setores de encosta e os setores aluviais. Complementarmente, a análise de componentes principais permitiu verificar que as taxas de dinâmica não ocorrem de forma homogênea na comunidade arbórea amostrada, demonstrando um gradiente entre as áreas aluviais e as áreas de encosta. Esse gradiente é uma resposta ao distúrbio causado pelo alagamento nas áreas aluviais. Pode ser observado que a maioria dos vetores estão direcionados para o lado direito do gráfico, onde estão distribuídas as parcelas das áreas aluviais, justamente por essas parcelas apresentarem

maiores variações e os maiores valores das taxas de dinâmica em relação as parcelas das áreas de encosta.

Na floresta estudada o gradiente vegetacional progride das áreas aluviais em direção as áreas de encosta apresentando maior complexidade estrutural, resultando no aumento da densidade, área basal, riqueza e diversidade. Associado a essa complexidade estrutural as mudanças temporais ocorrem diferentemente ao longo desse gradiente. A influência da posição topográfica sobre as distribuições de espécies locais através da variação microclimática tem sido reconhecida como um dos principais motivos de padrões espaciais de vegetação em florestas (CHAPMAN; MCEWAN, 2016).

Em relação as distribuições das classes de diâmetro da comunidade arbórea tanto na amostra total como nos setores Topo, Meio e Base, apresentaram maior densidade de indivíduos nas menores classes de diâmetro, e com menor densidade nas classes de maior diâmetro. No entanto, ao longo dos anos ocorreu o fluxo de indivíduos entre as classes de diâmetro devido ao ganho de área basal verificado para comunidade. Com isso, seguindo a tendência da diminuição da densidade e aumento em área basal como constatado nos resultados. Enquanto que nos setores Depressão e Dique ocorrem oscilações em densidade, principalmente nas menores classes de diâmetro. Essas oscilações nos períodos de acréscimo da densidade estão relacionadas com o recrutamento de *Croton urucurana*, principalmente nas duas últimas amostragens quando ocorreu o aumento significativo desta espécie na comunidade. Enquanto, nos períodos de decréscimo da densidade estão relacionadas com o fato dessas classes de menores diâmetro estarem submetidas diretamente ao distúrbio causado pelo regime de inundação. Altas taxas de mortalidade em classes inferiores foram relatadas para outras Florestas Tropicais submetidas a distúrbios naturais (regime de alagamento, clareiras naturais, tempestades, estacionalidade climática) ou antrópicos (fragmentação, corte seletivo, bordas, queimadas) (APPOLINÁRIO; OLIVEIRA-FILHO; GUILHERME, 2005; BERG; CHAZDON; CORREA,

2012; FELFILI, 1995; GUILHERME et al., 2004; KELLMAN; TACKABERRY; RIGG, 1998; MEWS et al., 2011; OLIVEIRA-FILHO; MELLO; SCOLFORO, 1997; TAYLOR et al., 1996; WERNECK; FRANCESCHINELLI, 2004). Além do fato de indivíduos jovens serem mais susceptíveis aos distúrbios, o desequilíbrio a favor da mortalidade pode ser em decorrência da resposta à forte pressão da competição por recursos, que ocorre preferencialmente nas classes de menor diâmetro (MEWS et al., 2011).

Os padrões apresentados em termos de dinâmica da comunidade arbórea estudada demonstram o desequilíbrio entre as taxas de mortalidade e recrutamento, e entre as taxas de perda e ganho em área basal, onde esse desequilíbrio está a favor da mortalidade e do ganho. O desequilíbrio a favor da mortalidade causou a diminuição em densidade, em contrapartida, o favorecimento do ganho em área basal aumentou a biomassa temporalmente. Com o avanço da maturidade da floresta existe uma tendência de a densidade diminuir e a área basal aumentar, esse processo é denominado de autodesbaste (OLIVEIRA-FILHO; MELLO; SCOLFORO, 1997) sendo como uma das principais características da sucessão florestal (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001). A diminuição da densidade ocorre devido a mortalidade se concentrar nas menores classes de diâmetro, por possuírem baixa capacidade competitiva em relação aos indivíduos das maiores classes, que ocupam estratos superiores, com isso, esses indivíduos de maiores classes que possuem maior habilidade competitiva e conseqüentemente maior longevidade, propiciando o acúmulo de biomassa ao longo do tempo (FELFILI, 1995; HIGUCHI et al., 2008; MEWS et al., 2011). No entanto, mesmo apresentando o balanço positivo no ganho em área basal e a mortalidade se concentrar nas menores classes de diâmetro na amostragem total, no terceiro intervalo houve uma queda marcante no ganho, estando relacionado com a mortalidade de indivíduos de grande porte, principalmente de *Salix humboldtiana* que reduziu drasticamente sua abundância ao longo dos anos. Em contrapartida, *Croton urucurana* no

quarto e principalmente no quinto intervalo apresentou elevado número de recrutas. Esses recrutas se concentraram nos setores Depressão e Dique influenciando com o aumento tanto nas taxas de recrutamento, como na distribuição diamétrica das pequenas classes desses setores.

Em florestas tropicais maduras as flutuações cíclicas são comuns, causando períodos de instabilidades, as quais alcançam um balanço por meio de períodos com aumento da mortalidade e/ou perda de biomassa, alternados com períodos de aumento do recrutamento e/ou ganho de biomassa, sendo assim, o desequilíbrio das taxas de dinâmica possivelmente pode fazer parte dos ciclos rítmicos destas florestas (CHAZDON et al., 2010; FELFILI, 1995; PHILLIPS et al., 2004; PHILLIPS; GENTRY, 1994; SHEIL; JENNINGS; SAVILL, 2000). Esse desequilíbrio dos processos dinâmicos de comunidades arbóreas pode ser atribuído a diversos fatores, principalmente aos distúrbios, que normalmente são as principais causas de instabilidade em Florestas Tropicais (CONDIT et al., 2006).

Ambientes com maior heterogeneidade ambiental podem apresentar maior dissimilaridade temporal (PHILLIPS, 1996). Os setores aluviais que apresentam maior heterogeneidade ambiental demonstraram maiores variações temporais em sua dinâmica do que os setores de encosta que mostraram ser mais estáveis. As mudanças nos processos dinâmicos de comunidades arbóreas variam consideravelmente de acordo com a intensidade, duração e frequência de distúrbios (CHAZDON et al., 2007).

6 CONCLUSÃO

A floresta estudada possui alta heterogeneidade biótica apresentando um gradiente vegetacional associado aos diferentes habitats dos setores topográficos, representados por formações aluviais, com ambientes que apresentam saturação hídrica devido ao regime de inundação do rio, e por formações de floresta de encosta apresentando maior densidade e riqueza de espécies. Ao longo desse gradiente vegetacional existem diferenças significativas na riqueza e diversidade, além das diferenças na dinâmica. As variações temporais na diversidade e estrutura entre os diferentes habitats ao longo do gradiente topográfico, além da maior instabilidade na dinâmica dos setores aluviais ao longo do tempo são evidentes como demonstrado nos resultados, corroborando com as hipóteses apresentadas no presente estudo. Portanto, os processos de dinâmica estrutural da floresta são influenciados pelas características ambientais ao longo do gradiente topográfico, que reflete um gradiente de saturação hídrica.

REFERÊNCIAS

- AB'SABER, A. N. O suporte geocológico das florestas beiradeiras (ciliares). In: RODRIGUES, R.; LEITÃO FILHO, H. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP/FAPESP, 2000. v. 2, p. 15-25.
- APPOLINÁRIO, V.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; GUILHERME, F. A. G. Tree population and community dynamics in a Brazilian tropical semideciduous forest. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 28, n. 2, p. 347-360, abr./jun. 2005.
- 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.
- BERG, E. van den; CHAZDON, R. L.; CORREA, B. S. Tree growth and death in a tropical gallery forest in Brazil: understanding the relationships among size, growth, and survivorship for understory and canopy dominant species. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 213, p. 1081-1092, 2012.
- BERTANI, D. F. et al. Análise temporal da heterogeneidade florística e estrutural em uma floresta ribeirinha. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 24, p. 11-23, 2001.
- BOWMAN, D. M. et al. Detecting trends in tree growth: not so simple. **Trends in Plant Science**, Oxford, v. 18, n. 1, p. 11-17, Jan. 2013.
- BRINSON, M. M. Riverine forests. In: LUGO, A. E.; BRINSON, M. M.; BROWN, S. (Ed.). **Ecosystems of the world 15: forested wetlands**. Amsterdam: Elsevier, 1990. p. 87-141.
- CAPON, S. Flood variability and spatial variation in plant community composition and structure on a large arid floodplain. **Journal of Arid Environments**, London, v. 60, n. 2, p. 283-302, 2005.
- CAVALCANTI, A. D. C. et al. Mudanças florísticas e estruturais, após cinco anos, em uma comunidade de Caatinga no estado de Pernambuco, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Porto Alegre, v. 23, n. 4, p. 1210-1212, dez. 2009.
- CHAGAS, R. K. et al. Dinâmica de populações arbóreas em um fragmento de floresta estacional semidecidual montana em Lavras, Minas Gerais. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 25, p. 39-57, 2001.

CHAPMAN, J. I.; MCEWAN R. W. Thirty years of compositional change in an old-growth temperate forest: the role of topographic gradients in oak-maple dynamics. **PloS One**, San Francisco, v. 11, n. 7, p. e0160238, 2016.

CHAZDON, R. L. et al. Composition and dynamics of functional groups of trees during tropical forest succession in northeastern Costa Rica. **Biotropica**, Lawrence, v. 42, n. 1, p. 31-40, Jan. 2010.

CHAZDON, R. L. et al. The potential for species conservation in tropical secondary forests. **Conservation Biology**, Boston, v. 23, n. 6, p. 1406-1417, 2009.

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

CONDIT, R. et al. The importance of demographic niches to tree diversity. **Science**, New York, v. 313, n. 5783, p. 98-101, 2006.

CONDIT, R. et al. Species distributions in response to individual soil nutrients and seasonal drought across a community of tropical trees. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, Washington, v. 110, p. 5064-5068, 2013.

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, p. 419-429, 1995.

CONDIT, R.; HUBBELL, S. P.; FOSTER, R. B. Short-term dynamics of a Neotropical forest: change within limits. **BioScience**, Washington, v. 42, n. 11, p. 822-828, 1992.

CONNELL, J. H. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. **Science**, New York, v. 199, p. 1302-1310, 1978.

CORDEIRO, I. et al. Croton. In: JARDIM BOTÂNICO DO RIO DE JANEIRO. **Lista de espécies da flora do Brasil**. Rio de Janeiro, 2015. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/jabot/floradobrasil/FB17546>>. Acesso em: 10 mar. 2017.

CORRÊA, B. S.; BERG, E. van der. 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.

COYLE, J. R. et al. Using trait and phylogenetic diversity to evaluate the generality of the stress-dominance hypothesis in eastern North American tree communities. **Ecography**, Copenhagen, v. 37, p. 814-826, 2014.

DANTAS, A. A. A.; CARVALHO, L. G.; FERREIRA, E. Classificação e tendência climática em Lavras, MG. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 31, n. 6, p. 1862-1866, nov./dez. 2007.

DORNELAS, M.; SOYKAN, C. U.; UGLAND, K. I. Biodiversity and disturbance. In: MAGURRAN, A. E.; MACGILL, B. J. (Ed.). **Biological diversity: frontiers in measurement and assessment**. New York: Oxford University Press, 2010. chap. 17, p. 237-251.

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. 1, p. 67-83, 1995.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica no período 2013-2014: relatório técnico**. São Paulo, 2015.

GOOGLE EARTH. Disponível em: <<https://www.google.com.br/intl/pt-PT/earth/>>. Acesso em: 10 mar. 2017.

GRIME, J. P. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. **The American Naturalist**, Chicago, v. 111, n. 982, p. 1169-1194, 1977.

GUARIGUATA, M. R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 148, p. 185-206, 2001.

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.

GUREVITCH, J.; SCHEINER, S. M.; FOX, G. A. **Ecologia vegetal**. 2. ed. Porto Alegre: Artmed, 2009. 592 p.

HAMMER, O.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. **Palaentologia Electronica**, Bloomington, v. 4, n. 1, p. 1-9, 2001.

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, MG, v. 32, n. 3, p. 417-426, 2008.

HSIEH, T. C.; MA, K. H.; CHAO, A. **iNEXT**: an R package for interpolation and extrapolation of species diversity (Hill numbers). 2015. Disponível em: <<http://chao.stat.nthu.edu.tw/blog/software-download>>. Acesso em: 6 jun. 2016.

HURLBERT, S. H. Nonconcept of species diversity: critique and alternative parameters. **Ecology**, Durham, v. 52, p. 577-586, 1971.

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

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. **Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa - BDMEP**. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal>>. Acesso em: 15 jan. 2017.

JUNK, W. J. Flood tolerance and tree distribution in central Amazonian floodplains. In: HOLMNIELSEN, L. B.; NIELSEN, I. C.; BALSLEV, H. (Ed.). **Tropical forests: botanical dynamics, speciation and diversity**. London: Academic, 1990. p. 47-64.

JUNK, W. J. Wetlands of Tropical South America. In: HEJNY, S.; DYKYJOVA, D. (Ed.). **Wetlands of the world I: inventory, ecology and management**. Dordrecht: W. Junk, 1993. p. 679-739.

JUNK, W. J. et al. Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. **Aquatic Conservation: marine and freshwater ecosystems**, Chichester, v. 24, n. 1, p. 5-22, 2013.

JUNK, W. J. et al. The comparative biodiversity of seven globally importante wetlands: a synthesis. **Aquatic Sciences**, Basel, v. 68, n. 3, p. 400-414, 2006.

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.

- KENT, M.; COKER, P. **Vegetation description and analysis, a practical approach**. London: Belhaven, 1992. 363 p.
- KORNING, J.; BALSLEV, H. Growth and mortality of trees in Amazonian tropical rain forest in Ecuador. **Journal of Vegetation Science**, Estocolmo, v. 4, n. 1, p. 77-86, Jan. 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, Oct. 1983.
- LARGE, A. R. G.; MEETING, B. H. S. N. **Floodplain rivers: hydrological processes and ecological significance: BHS National Meeting**. 5th ed. Birmingham: University of Birmingham, 2002.
- 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. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 73, p. 915-924, 1985.
- LIMA, R. A. F. et al. How much do we know about the endangered Atlantic Forest?: reviewing nearly 70 years of information on tree community surveys. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 24, n. 9, p. 2135-2148, Sept. 2015.
- LOBO, P. C.; JOLY, C. A. Aspectos ecofisiológicos da vegetação de mata ciliar do Sudeste do Brasil. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP, 2009. p. 143-157.
- 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**, Feira de Santana, v. 24, n. 1, p. 250-261, 2010.
- MAGURRAN, A. E. **Measuring biological diversity**. Oxford: Blackwell Science, 2004. 256 p.
- MARQUETE, R.; TORRES, R. B.; MEDEIROS, E. S. Salicaceae. In: JARDIM BOTÂNICO DO RIO DE JANEIRO. **Lista de espécies da flora do Brasil**. Rio de Janeiro, 2015. Disponível em:

<<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/jabot/floradobrasil/FB14392>>. Acesso em: 10 mar. 2017.

MCGILL, B. J. et al. **Fractals, form, change and dimension**. San Francisco: W. H. Freeman, 1977. 365 p.

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.

MEYER, P. B. et al. Dinâmica estrutural em um fragmento de floresta estacional semidecidualifólia em Lavras, MG, Brasil. **Cerne**, Lavras, v. 21, n. 2, p. 259-265, 2015.

MITTERMEIER, R. A. et al. **Hotspots revisitados: as regiões biologicamente mais ricas e ameaçadas do planeta**. 2004. Disponível em: <http://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:7XK_K_zQoS0J:www.conservation.org/global/brasil/publicacoes/Documents/capa_hotspots.pdf+&cd=1&hl=pt-BR&ct=clnk&gl=br>. Acesso em: 10 mar. 2017.

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

MURPHY, P. G.; LUGO, A. E. Ecology of tropical dry forest. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 17, p. 67-88, 1986.

NAIMAN, R. J. et al. Riparian forests. In: _____. **River ecology and management: lessons from the Pacific coastal ecoregion**. New York: Springer-Verlag, 1998. p. 289-323.

OKSANEN, J. et al. **Community ecology package**. R Package Version 1.17-6. 2011. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/vegan.pdf>>. Acesso em: 10 mar. 2016.

OLDEMAN, R. A. A. **Forests: elements of silvology**. Berlin: Springer-Verlag, 1990. 624 p.

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. Dinâmica do componente arbóreo na floresta do Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito em Lavras, MG. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, p. 852-854, 2007. Suplemento 1.

OLIVEIRA-FILHO, A. T. et al. Effect of flooding regime and understorey bamboos on the physiognomy and tree species composition of a tropical semideciduous forest in Southeastern Brazil. **Vegetatio**, The Hague, v. 113, n. 2, p. 99-124, 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**, Cambridge, v. 58, n. 1, 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. **Biotropica**, Lawrence, v. 32, n. 4, 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**, Oxford, v. 131, n. 1, p. 45-66, Jan. 1997.

ORLÓCI, L. Geometric models in ecology: the theory and application of some ordination methods. **Journal of Ecology**, London, v. 54, n. 1, p. 193-215, Mar. 1966.

PEARSON, K. On lines and planes of closest fit to systems of points in space. **Philosophical Magazine**, London, v. 2, p. 559-572, 1901.

PENNINGTON, T. E. **The genus Inga**: botany. Kew: Royal Botanic Gardens Kew, 1997. 844 p.

PENNINGTON, R. T.; LEWIS, G. P.; RATTER, J. A. An overview of the plant diversity, biogeography and conservation of neotropical savannas and seasonally dry forests. In: PENNINGTON, R. T.; LEWIS, G. P.; RATTER, J. A. (Ed.). **Neotropical savannas and dry forests**: plant diversity, biogeography, and conservation. Oxford: Taylor & Francis, 2006. p. 1-29.

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

PHILLIPS, O. L. et al. Drought-mortality relationships for tropical forests. **New Phytologist**, Cambridge, v. 187, p. 631-646, 2010.

PHILLIPS, O. L. et al. Dynamics and species richness of tropical rain forests. **Ecology**, Durham, v. 91, p. 2805-2809, 1994.

PHILLIPS, O. L. et al. Pattern and process in Amazon tree turnover, 1976-2001. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London**. Series B, Biological Sciences, London, v. 359, n. 1443, p. 381-407, 2004.

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

PRADO, D. E.; GIBBS, P. E. Patterns of species distributions in the dry seasonal forest of South America. **Annals Missouri Botany Garden**, Saint Louis, v. 80, p. 902-927, 1993.

RANKIN-DE-MERONA, J. M.; HUTCHINGS, H. R. W.; LOVEJOY, T. E. Tree mortality and recruitment over a five-year period in undisturbed upland rainforest of the Central Amazon. In: GENTRY, A. H. (Ed.). **Four neotropical rainforests**. New Haven: Yale University Press, 1990. p. 573-584.

REES, M. et al. Long-term studies of vegetation dynamics. **Science**, New York, v. 293, 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, 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, p. 1141-1153, 2009.

RICKLEFS, R. R. **A economia da natureza**. 6. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2010. 570 p.

RODRIGUES, R. R.; NAVE, A. G. Heterogeneidade florística das matas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP, 2000. p. 45-71.

RODRIGUES, R. R.; SHEPHERD, G. J. Fatores condicionantes da vegetação ciliar. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP, 2000. p. 101-107.

ROITMAN, I.; VANCLAY, J. K. Assessing size-class dynamics of a neotropical gallery forest with stationary models. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 297, p. 118-125, 2015.

- SHEIL, D.; BURSLEM, D. R. F. P. Disturbing hypotheses in tropical forests. **Trends in Ecology and Evolution**, London, v. 18, n. 1, p. 18-26, Jan. 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**, Winchelsea, v. 16, n. 6, p. 765-800, 2000.
- SHULZE, E.; BECK, E.; MULLER-HOHENSTEIN, K. **Plant ecology**. New York: Springer, 2005. 702 p.
- SILVA, A. C. et al. Comparação florística de florestas inundáveis das regiões Sudeste e Sul do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 30, n. 2, p. 257-269, 2007.
- SILVA, A. C. et al. Dinâmica de uma comunidade arbórea após enchente em fragmentos florestais no sul de Minas Gerais. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 35, n. 4, p. 883-893, 2011.
- SILVA, A. C. et al. **Florestas inundáveis: ecologia, florística e adaptações das espécies**. Lavras: Ed. UFLA, 2012. 167 p.
- SILVA, A. C. et al. Florística e estrutura da comunidade arbórea em fragmentos de Floresta Aluvial em São Sebastião da Bela Vista, Minas Gerais. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 32, n. 2, p. 283-297, 2009.
- STEHMANN, J. R. et al. **Plantas da floresta Atlântica**. Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2009. 516 p.
- SWAINE, M. D. Population dynamics of tree species in tropical forests. In: HOLM-NIELSEN, L. B.; NIELSEN, I. C.; BALSLEV, H. (Ed.). **Tropical forest: botanical dynamics, speciation and diversity**. London: Academic, 1990. p. 101-110.
- SWAINE, M. D.; LIEBERMAN, D.; PUTZ, F. E. The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. **Journal of Tropical Ecology**, Winchelsea, v. 3, n. 4, p. 359-366, 1987.
- SWAINE, M. D.; WHITMORE, T. C. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. **Vegetatio**, The Hague, v. 75, n. 1/2, p. 81-86, 1988.

TAYLOR, D. M. et al. Stand dynamics in Mpanga Research Forest Reserve, Uganda, 1968-1993. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 12, p. 583-597, 1996.

TILMAN, D. The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles. **Ecology**, Durham, v. 80, n. 5, p. 1455-1474, 1999.

TILMAN, D. **Resource competition and community structure**. Princeton: Princeton University Press, 1982.

TILMAN, D. et al. Biodiversity and ecosystem properties. **Science**, New York, v. 278, p. 1866-1867, 1997.

TOWNSEND, C. R.; BEGON, M.; HARPER, J. L. **Fundamentos em ecologia**. 3. ed. Porto Alegre: Artmed, 2010. 576 p.

WEISBERG, P. J. et al. Guild-specific responses of avian species richness to lidar-derived habitat heterogeneity. **Acta Oecologia International Journal of Ecology**, New York, v. 59, p. 72-83, 2014.

WERNECK, M.; FRANCESCHINELLI, E. V. Dynamics of a dry forest fragment after the exclusion of human disturbance in southeastern Brazil. **Plant Ecology**, Oxford, v. 174, n. 2, p. 337-346, Feb. 2004.

WHITTAKER, R. H. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. **Ecological Monographs**, Lawrence, v. 30, p. 279-338, 1960.

YANG, Z. et al. The effect of environmental heterogeneity on species richness depends on community position along the environmental gradient. **Scientific Reports**, London, v. 5, n. 15723, 2015. Disponível em: <<https://www.nature.com/articles/srep15723>>. Acesso em: 10 mar. 2017.

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

ANEXOS

ANEXO A1 - Parâmetros fitossociológicos das espécies arbóreas amostradas nos inventários de 1991, 1998, 2001, 2006, 2009 e 2014 de uma Floresta Estacional Semidecidual, no município de Madre de Deus de Minas. (N: número de indivíduos; AB: área basal em m²; DA: densidade absoluta em ind/ha).

<i>Espécies</i>	1991			1998			2001			2006			2009			2014		
	N	AB	DA	N	AB	DA	N	AB	DA	N	AB	DA	N	AB	DA	N	AB	DA
<i>Aegiphila integrifolia</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	0.01	1.25	-	-	-	-	-	-
<i>Alchornea glandulosa</i>	8	0.07	5.01	10	0.10	6.26	9	0.10	5.64	11	0.15	6.89	12	0.19	7.51	11	0.21	6.89
<i>Alchornea triplinervia</i>	41	0.68	25.67	40	0.90	25.05	40	1.04	25.05	37	1.23	23.17	36	1.37	22.54	36	1.48	22.54
<i>Amaioua guianensis</i>	31	0.31	19.41	30	0.32	18.79	28	0.30	17.53	28	0.30	17.53	29	0.33	18.16	28	0.32	17.53
<i>Andira fraxinifolia</i>	2	0.01	1.25	2	0.02	1.25	2	0.02	1.25	1	0.01	0.63	2	0.02	1.25	1	0.01	0.63
<i>Annona cacans</i>	9	0.25	5.64	6	0.24	3.76	6	0.26	3.76	6	0.30	3.76	5	0.26	3.13	6	0.35	3.76
<i>Annona dolabripetala</i>	2	0.04	1.25	2	0.04	1.25	2	0.04	1.25	2	0.06	1.25	2	0.06	1.25	2	0.06	1.25
<i>Annona sylvatica</i>	1	0.01	0.63	2	0.02	1.25	2	0.02	1.25	2	0.03	1.25	2	0.03	1.25	2	0.04	1.25
<i>Aspidosperma parvifolium</i>	8	0.44	5.01	8	0.54	5.01	8	0.62	5.01	8	0.74	5.01	8	0.75	5.01	8	0.80	5.01
<i>Aspidosperma spruceanum</i>	2	0.07	1.25	2	0.10	1.25	2	0.13	1.25	2	0.14	1.25	1	0.15	0.63	1	0.16	0.63
	1991			1998			2001			2006			2009			2014		

<i>Espécies</i>	N	AB	DA	N	AB	DA	N	AB	DA	N	AB	DA	N	AB	DA	N	AB	DA
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	-	-	-	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63
<i>Cabralea canjerana</i>	1	0.05	0.63	1	0.06	0.63	1	0.07	0.63	1	0.03	0.63	-	-	-	-	-	-
<i>Callisthene major</i>	1	0.00	0.63	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Calophyllum brasiliense</i>	15	0.20	9.39	15	0.25	9.39	13	0.27	8.14	15	0.31	9.39	13	0.35	8.14	13	0.40	8.14
<i>Calyptranthes clusiifolia</i>	58	0.45	36.32	41	0.35	25.67	35	0.28	21.92	38	0.28	23.79	36	0.24	22.54	31	0.21	19.41
<i>Carpotroche brasiliensis</i>	1	0.00	0.63	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63
<i>Casearia arborea</i>	4	0.22	2.50	2	0.10	1.25	2	0.11	1.25	2	0.13	1.25	2	0.13	1.25	2	0.13	1.25
<i>Casearia obliqua</i>	2	0.06	1.25	2	0.08	1.25	2	0.09	1.25	2	0.09	1.25	2	0.09	1.25	2	0.10	1.25
<i>Casearia sylvestris</i>	5	0.04	3.13	2	0.01	1.25	3	0.01	1.88	3	0.01	1.88	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63
<i>Cecropia pachystachya</i>	9	0.06	5.64	6	0.05	3.76	5	0.04	3.13	4	0.04	2.50	3	0.04	1.88	1	0.02	0.63
<i>Chomelia sericea</i>	2	0.01	1.25	2	0.01	1.25	2	0.02	1.25	4	0.03	2.50	4	0.05	2.50	4	0.07	2.50
<i>Chrysochlamys saldanhae</i>	4	0.03	2.50	4	0.04	2.50	4	0.04	2.50	4	0.04	2.50	4	0.05	2.50	3	0.05	1.88
<i>Cinnamomum triplinerve</i>	3	0.43	1.88	3	0.50	1.88	3	0.58	1.88	3	0.64	1.88	3	0.65	1.88	2	0.69	1.25
<i>Connarus regnellii</i>	5	0.09	3.13	4	0.09	2.50	4	0.11	2.50	4	0.11	2.50	5	0.12	3.13	5	0.11	3.13

<i>Espécies</i>	1991			1998			2001			2006			2009			2014		
	N	AB	DA	N	AB	DA	N	AB	DA	N	AB	DA	N	AB	DA	N	AB	DA
<i>Copaifera langsdorffii</i>	27	1.31	16.91	23	1.23	14.40	20	1.22	12.52	21	1.17	13.15	21	1.14	13.15	20	1.01	12.52
<i>Cordia ecalyculata</i>	1	0.01	0.63	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cordia sellowiana</i>	10	0.30	6.26	9	0.32	5.64	9	0.33	5.64	9	0.33	5.64	8	0.35	5.01	6	0.26	3.76
<i>Cordia concolor</i>	2	0.02	1.25	2	0.03	1.25	2	0.03	1.25	2	0.03	1.25	2	0.03	1.25	1	0.01	0.63
<i>Coussapoa microcarpa</i>	4	0.26	2.50	5	0.38	3.13	4	0.05	2.50	5	0.07	3.13	5	0.09	3.13	6	0.14	3.76
<i>Croton floribundus</i>	4	0.04	2.50	4	0.06	2.50	5	0.08	3.13	6	0.11	3.76	6	0.12	3.76	6	0.14	3.76
<i>Croton urucurana</i>	14	0.15	8.77	17	0.22	10.64	17	0.31	10.64	44	0.37	27.55	73	0.60	45.71	126	1.03	78.90
<i>Cryptocarya aschersoniana</i>	50	2.33	31.31	47	2.69	29.43	45	2.87	28.18	45	3.00	28.18	44	2.98	27.55	42	3.02	26.30
<i>Cupania vernalis</i>	-	-	-	1	0.01	0.63	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cybianthus cuneifolius</i>	1	0.01	0.63	-	-	-	-	-	-	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63
<i>Daphnopsis fasciculata</i>	1	0.02	0.63	1	0.02	0.63	1	0.02	0.63	1	0.02	0.63	1	0.02	0.63	1	0.02	0.63
<i>Dendropanax cuneatus</i>	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Eriotheca candolleana</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63
<i>Eugenia acutata</i>	12	0.15	7.51	12	0.18	7.51	12	0.20	7.51	12	0.22	7.51	13	0.23	8.14	13	0.24	8.14
<i>Eugenia florida</i>	15	0.20	9.39	17	0.26	10.64	18	0.31	11.27	23	0.40	14.40	33	0.52	20.66	43	0.77	26.93

<i>Espécies</i>	1991			1998			2001			2006			2009			2014		
	N	AB	DA	N	AB	DA	N	AB	DA	N	AB	DA	N	AB	DA	N	AB	DA
<i>Eugenia mansoi</i>	20	0.11	12.52	21	0.13	13.15	23	0.15	14.40	29	0.17	18.16	25	0.20	15.65	25	0.21	15.65
<i>Eugenia sonderiana</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63
<i>Euplassa organensis</i>	1	0.08	0.63	1	0.10	0.63	1	0.11	0.63	1	0.11	0.63	1	0.12	0.63	1	0.12	0.63
<i>Faramea nigrescens</i>	12	0.11	7.51	11	0.12	6.89	8	0.11	5.01	9	0.11	5.64	9	0.09	5.64	8	0.09	5.01
<i>Ficus pertusa</i>	4	0.17	2.50	4	0.23	2.50	4	0.27	2.50	3	0.22	1.88	2	0.21	1.25	1	0.15	0.63
<i>Garcinia brasiliensis</i>	4	0.04	2.50	4	0.04	2.50	4	0.05	2.50	4	0.05	2.50	5	0.06	3.13	4	0.06	2.50
<i>Geonoma schottiana</i>	12	0.03	7.51	14	0.04	8.77	7	0.02	4.38	8	0.02	5.01	9	0.02	5.64	7	0.02	4.38
<i>Guapira opposita</i>	2	0.03	1.25	1	0.03	0.63	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.01	0.63
<i>Guatteria australis</i>	2	0.01	1.25	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63	2	0.01	1.25	2	0.01	1.25	2	0.01	1.25
<i>Guettarda viburnoides</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.01	0.63	1	0.02	0.63	1	0.01	0.63
<i>Gymnanthes klotzschiana</i>	62	0.67	38.82	65	0.76	40.70	68	0.85	42.58	71	0.93	44.46	79	1.02	49.47	72	0.92	45.08
<i>Gymnanthes schottiana</i>	1	0.00	0.63	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hirtella glandulosa</i>	2	0.00	1.25	2	0.01	1.25	2	0.01	1.25	3	0.01	1.88	3	0.01	1.88	1	0.01	0.63
<i>Hymenaea courbaril</i>	6	0.43	3.76	6	0.60	3.76	6	0.68	3.76	5	0.64	3.13	5	0.64	3.13	5	0.65	3.13

<i>Espécies</i>	1991			1998			2001			2006			2009			2014		
	N	AB	DA	N	AB	DA	N	AB	DA	N	AB	DA	N	AB	DA	N	AB	DA
<i>Inga vera</i>	154	7.21	96.43	138	9.55	86.41	125	11.53	78.27	123	12.15	77.02	122	12.21	76.39	120	12.70	75.14
<i>Ixora brevifolia</i>	37	0.40	23.17	30	0.37	18.79	25	0.35	15.65	23	0.36	14.40	23	0.39	14.40	22	0.39	13.78
<i>Jacaranda macrantha</i>	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Leucochloron incuriale</i>	14	0.44	8.77	12	0.40	7.51	12	0.45	7.51	11	0.50	6.89	11	0.47	6.89	10	0.24	6.26
<i>Machaerium isadelphum</i>	4	0.04	2.50	3	0.03	1.88	3	0.03	1.88	3	0.03	1.88	3	0.03	1.88	2	0.01	1.25
<i>Machaerium nyctitans</i>	23	0.44	14.40	22	0.53	13.78	22	0.60	13.78	23	0.60	14.40	23	0.65	14.40	23	0.67	14.40
<i>Machaerium villosum</i>	11	0.85	6.89	10	0.99	6.26	8	1.01	5.01	8	1.05	5.01	8	1.08	5.01	8	1.08	5.01
<i>Marlierea racemosa</i>	16	0.16	10.02	14	0.19	8.77	13	0.19	8.14	13	0.20	8.14	11	0.20	6.89	11	0.20	6.89
<i>Matayba guianensis</i>	1	0.10	0.63	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Maytenus communis</i>	4	0.06	2.50	3	0.07	1.88	3	0.09	1.88	3	0.10	1.88	4	0.11	2.50	4	0.11	2.50
<i>Maytenus gonoclada</i>	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63	-	-	-	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63
<i>Miconia chartacea</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.01	0.63

<i>Espécies</i>	1991			1998			2001			2006			2009			2014		
	N	AB	DA	N	AB	DA	N	AB	DA	N	AB	DA	N	AB	DA	N	AB	DA
<i>Miconia cinerascens</i> <i>var. cinerascens</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.01	0.63
<i>Miconia</i> <i>cinnamomifolia</i>	25	0.41	15.65	24	0.62	15.03	23	0.66	14.40	15	0.63	9.39	12	0.54	7.51	5	0.24	3.13
<i>Miconia prasina</i>	-	-	-	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63	2	0.01	1.25	-	-	-
<i>Miconia pusilliflora</i>	3	0.04	1.88	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Miconia sellowiana</i>	-	-	-	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63
<i>Miconia willdenowii</i>	-	-	-	-	-	-	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63
<i>Mimosa scabrella</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.04	0.63
<i>Mollinedia</i> <i>argyrogyna</i>	7	0.07	4.38	5	0.05	3.13	5	0.07	3.13	5	0.08	3.13	5	0.08	3.13	5	0.09	3.13
<i>Myrceugenia</i> <i>miersiana</i>	1	0.00	0.63	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63
<i>Myrcia aethusa</i>	3	0.01	1.88	3	0.01	1.88	3	0.01	1.88	5	0.02	3.13	4	0.02	2.50	5	0.02	3.13
<i>Myrcia multiflora</i>	107	1.25	67.00	95	1.22	59.49	93	1.22	58.23	95	1.22	59.49	99	1.26	61.99	91	1.21	56.98
<i>Myrcia pulchra</i>	3	0.04	1.88	3	0.04	1.88	3	0.04	1.88	3	0.05	1.88	3	0.05	1.88	3	0.05	1.88
<i>Myrciaria tenella</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63
<i>Myrsine umbellata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.01	0.63

<i>Espécies</i>	1991			1998			2001			2006			2009			2014		
	N	AB	DA	N	AB	DA	N	AB	DA	N	AB	DA	N	AB	DA	N	AB	DA
<i>Nectandra grandiflora</i>	1	0.00	0.63	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Nectandra megapotamica</i>	2	0.05	1.25	2	0.07	1.25	2	0.11	1.25	1	0.11	0.63	1	0.12	0.63	1	0.15	0.63
<i>Nectandra nitidula</i>	1	0.00	0.63	1	0.01	0.63	4	0.02	2.50	11	0.05	6.89	16	0.10	10.02	13	0.11	8.14
<i>Nectandra oppositifolia</i>	2	0.04	1.25	3	0.04	1.88	3	0.01	1.88	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63
<i>Ocotea brachybotrya</i>	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63
<i>Ocotea corymbosa</i>	18	1.39	11.27	17	1.62	10.64	16	1.75	10.02	15	1.57	9.39	15	1.62	9.39	14	1.62	8.77
<i>Ocotea diospyrifolia</i>	6	0.13	3.76	6	0.15	3.76	7	0.17	4.38	7	0.20	4.38	8	0.22	5.01	9	0.25	5.64
<i>Ocotea odorifera</i>	29	0.69	18.16	27	0.74	16.91	25	0.72	15.65	26	0.81	16.28	27	0.86	16.91	24	0.74	15.03
<i>Ocotea pulchella</i>	1	0.00	0.63	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63	1	0.02	0.63	1	0.02	0.63
<i>Pera glabrata</i>	25	0.36	15.65	26	0.54	16.28	25	0.61	15.65	27	0.70	16.91	29	0.81	18.16	28	0.87	17.53
<i>Picramnia glazioviana</i>	2	0.01	1.25	2	0.01	1.25	2	0.01	1.25	1	0.01	0.63	2	0.01	1.25	2	0.01	1.25
<i>Picramnia parvifolia</i>	7	0.02	4.38	6	0.02	3.76	6	0.03	3.76	7	0.03	4.38	6	0.02	3.76	5	0.02	3.13
<i>Piper gaudichaudianum</i>	-	-	-	-	-	-	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63	-	-	-	1	0.01	0.63
<i>Piptadenia adiantoides</i>	2	0.01	1.25	2	0.03	1.25	3	0.05	1.88	8	0.16	5.01	5	0.10	3.13	5	0.18	3.13

<i>Espécies</i>	1991			1998			2001			2006			2009			2014		
	N	AB	DA	N	AB	DA	N	AB	DA	N	AB	DA	N	AB	DA	N	AB	DA
<i>Platycyamus regnellii</i>	18	0.50	11.27	18	0.62	11.27	18	0.69	11.27	18	0.77	11.27	18	0.83	11.27	18	0.87	11.27
<i>Protium spruceanum</i>	17	0.34	10.64	12	0.34	7.51	10	0.29	6.26	11	0.31	6.89	10	0.32	6.26	12	0.33	7.51
<i>Protium widgrenii</i>	2	0.04	1.25	2	0.04	1.25	3	0.05	1.88	2	0.05	1.25	2	0.05	1.25	2	0.05	1.25
<i>Prunus myrtifolia</i>	15	0.08	9.39	17	0.10	10.64	13	0.07	8.14	15	0.09	9.39	14	0.10	8.77	14	0.11	8.77
<i>Pseudobombax grandiflorum</i>	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63	1	0.02	0.63	1	0.02	0.63	1	0.02	0.63
<i>Psidium rufum</i>	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Psychotria carthagenensis</i>	1	0.00	0.63	3	0.01	1.88	5	0.01	3.13	5	0.01	3.13	2	0.01	1.25	-	-	-
<i>Psychotria deflexa</i>	-	-	-	1	0.01	0.63	2	0.01	1.25	1	0.01	0.63	-	-	-	-	-	-
<i>Qualea cordata</i>	1	0.00	0.63	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63	-	-	-
<i>Qualea multiflora</i>	4	0.16	2.50	4	0.22	2.50	3	0.22	1.88	3	0.23	1.88	3	0.26	1.88	3	0.29	1.88
<i>Rollinia laurifolia</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63	1	0.02	0.63
<i>Roupala montana</i>	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63
<i>Sacoglottis mattogrossensis</i>	9	0.15	5.64	9	0.21	5.64	10	0.24	6.26	10	0.42	6.26	11	0.46	6.89	12	0.40	7.51
<i>Salacia elliptica</i>	2	0.12	1.25	2	0.13	1.25	2	0.18	1.25	3	0.19	1.88	3	0.17	1.88	3	0.17	1.88
<i>Salix humboldtiana</i>	92	1.02	57.61	101	2.59	63.24	73	2.74	45.71	53	2.41	33.19	42	2.27	26.30	22	1.39	13.78

<i>Espécies</i>	1991			1998			2001			2006			2009			2014		
	N	AB	DA	N	AB	DA	N	AB	DA	N	AB	DA	N	AB	DA	N	AB	DA
<i>Schefflera calva</i>	9	0.17	5.64	7	0.20	4.38	5	0.18	3.13	2	0.02	1.25	2	0.02	1.25	3	0.05	1.88
<i>Siparuna guianensis</i>	15	0.04	9.39	11	0.03	6.89	6	0.01	3.76	11	0.03	6.89	12	0.04	7.51	6	0.02	3.76
<i>Sloanea hirsuta</i>	6	0.06	3.76	5	0.06	3.13	5	0.06	3.13	5	0.06	3.13	4	0.06	2.50	4	0.06	2.50
<i>Solanum hazenii</i>	3	0.01	1.88	5	0.02	3.13	13	0.06	8.14	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63	-	-	-
<i>Solanum leucodendron</i>	1	0.01	0.63	2	0.01	1.25	2	0.01	1.25	4	0.02	2.50	4	0.02	2.50	3	0.02	1.88
<i>Sorocea bonplandii</i>	1	0.01	0.63	1	0.02	0.63	1	0.02	0.63	1	0.02	0.63	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63
<i>Styrax latifolius</i>	2	0.02	1.25	2	0.02	1.25	2	0.03	1.25	1	0.02	0.63	1	0.02	0.63	1	0.02	0.63
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	4	0.06	2.50	3	0.05	1.88	3	0.05	1.88	3	0.05	1.88	3	0.06	1.88	3	0.06	1.88
<i>Syzygium jambos</i>	2	0.05	1.25	2	0.06	1.25	2	0.07	1.25	2	0.07	1.25	2	0.08	1.25	3	0.10	1.88
<i>Tapirira guianensis</i>	12	0.20	7.51	12	0.29	7.51	10	0.16	6.26	8	0.16	5.01	9	0.18	5.64	9	0.19	5.64
<i>Tapirira obtusa</i>	2	0.02	1.25	2	0.03	1.25	2	0.03	1.25	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63
<i>Terminalia glabrescens</i>	2	0.02	1.25	2	0.02	1.25	2	0.03	1.25	1	0.02	0.63	1	0.02	0.63	-	-	-
<i>Trema micrantha</i>	-	-	-	-	-	-	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63	1	0.02	0.63
<i>Trichilia casaretti</i>	84	0.56	52.60	80	0.62	50.09	81	0.66	50.72	84	0.73	52.60	85	0.78	53.22	78	0.79	48.84
<i>Trichilia catigua</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.01	0.63
<i>Vantanea compacta</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63

<i>Espécies</i>	1991			1998			2001			2006			2009			2014		
	N	AB	DA	N	AB	DA	N	AB	DA	N	AB	DA	N	AB	DA	N	AB	DA
<i>Vernonanthura phosphorica</i>	3	0.01	1.88	8	0.03	5.01	39	0.13	24.42	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Virola bicuhyba</i>	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63	1	0.01	0.63	1	0.02	0.63
<i>Vismia brasiliensis</i>	5	0.08	3.13	2	0.01	1.25	2	0.01	1.25	2	0.01	1.25	2	0.01	1.25	1	0.01	0.63
<i>Vochysia magnifica</i>	1	0.05	0.63	1	0.06	0.63	1	0.07	0.63	2	0.07	1.25	2	0.08	1.25	2	0.08	1.25
<i>Xylopia brasiliensis</i>	155	2.49	97.06	147	2.90	92.05	145	3.25	90.80	141	3.53	88.29	135	3.49	84.53	131	3.57	82.03
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	7	0.09	4.38	6	0.07	3.76	8	0.09	5.01	6	0.15	3.76	6	0.19	3.76	6	0.22	3.76