

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA  
FACULDADE DE TECNOLOGIA  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL**

**DINÂMICA DA VEGETAÇÃO ARBUSTIVO-ARBÓREA  
NO PERÍODO DE 14 ANOS EM UMA FLORESTA DE  
VALE, MATO GROSSO, BRASIL**

**THIAGO AYRES LAZZAROTTI ABREU**

**ORIENTADOR: PROF. DR. JOSÉ ROBERTO RODRIGUES PINTO**

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS**

**BRASÍLIA-DF  
NOVEMBRO – 2012**

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA  
FACULDADE DE TECNOLOGIA  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL**

**DINÂMICA DA VEGETAÇÃO ARBÓREA NO PERÍODO DE 14 ANOS EM  
UMA FLORESTA DE VALE, MATO GROSSO, BRASIL**

**THIAGO AYRES LAZZAROTTI ABREU**

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO SUBMETIDA AO DEPARTAMENTO DE  
ENGENHARIA FLORESTAL DA FACULDADE DE TECNOLOGIA DA  
UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA, COMO PARTE DOS REQUISITOS  
NECESSÁRIOS À OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE.**

**APROVADO POR:**

---

**Prof. Dr. JOSÉ ROBERTO RODRIGUES PINTO,**

Professor do Departamento de Engenharia Florestal da Universidade de Brasília – UnB.

E-mail: jrripinto@unb.br (**ORIENTADOR**)

---

**Prof. Dr. EVANDRO LUIZ MENDONÇA MACHADO**

Professor da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri – UFVJM.

E-mail: machadoelm@gmail.com (**EXAMINADOR EXTERNO**)

---

**Dra. FABIANA DE GOIS AQUINO**

Pesquisadora da Embrapa Cerrados

E-mail: fabiana.aquino@embrapa.br (**EXAMINADOR EXTERNO**)

---

**Prof. Dra ALBA VALÉRIA REZENDE**

Professora do Departamento de Engenharia Florestal da Universidade de Brasília – UnB.

E-mail: fabiana.aquino@embrapa.br (**SUPLENTE**)

**Brasília/DF, 25 de outubro de 2012**

## FICHA CATALOGRÁFICA

ABREU, THIAGO AYRES LAZZAROTTI

Dinâmica da vegetação arbóreo-arbustiva no período de 14 anos em uma floresta de vale, Mato Grosso, Brasil. 2012.

xii, 88p.: il., 210 x 297 mm (EFL/FT/UnB, Mestre, 2012)

Dissertação de Mestrado – Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia.

Departamento de Engenharia Florestal

I. EFL/FT/UnB

II. Título (série)

## REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

Abreu, T.A.L. (2012). Dinâmica da vegetação arbustivo-arbórea em uma floresta de vale, Mato Grosso, Brasil. Dissertação de Mestrado, Publicação PPG EFL. DM-181/2012, Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 89p.

## CESSÃO DE DIREITOS

AUTOR: Thiago Ayres Lazzarotti Abreu

TÍTULO: Dinâmica da vegetação arbustivo-arbórea no período de 14 anos em uma floresta de vale, Mato Grosso, Brasil

GRAU: Mestre ANO: 2012

É concedida à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias desta dissertação de mestrado e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte dessa dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem autorização por escrito do autor.

---

Thiago Ayres Lazzarotti Abreu  
SQN 313 Bloco G Apartamento 104  
70766-070 Brasília– DF – Brasil.  
Tel: (55-61) 91144168/32036343  
thiago.ibama@gmail.com

*Nós não somos o que gostaríamos de ser.*

*Nós não somos o que ainda iremos ser.*

*Mas, graças a Deus,*

*Não somos mais quem nós éramos".*

*Martin Luther King*

*À minha pequena Flora, dedico.*

## AGRADECIMENTOS

À Deus, acima de tudo, por guiar meus passos me fazendo capaz.

À minha querida esposa Paula por dividir comigo todos os momentos da elaboração desse trabalho, principalmente os difíceis, de tristezas, de ansiedades e de angústias. Obrigado por “segurar a onda” todo esse tempo de ausências. Obrigado pelo carinho, pela compreensão e pelo amor...

À minha filha Flora, fonte de amor transformador e motivação.

À minha família, por tudo... aos meus pais pela educação e, principalmente, pelo amor incondicional e apoio sempre...

Ao professor José Roberto por me propor trabalhar com este projeto desenvolvido por ele ainda em sua graduação e com o qual consolidou sua carreira acadêmica, fazendo dele seu mestrado e seu doutorado. Obrigado pela confiança, pela atenção, pelas correções, pelos ensinamentos, pelos esclarecimentos e por todos os auxílios nos contratempos dessa jornada do mestrado.

Aos grandes engenheiros florestais, amigos e eternos parceiros Gabriel Fróes, Takumã Scarponi e Juliana Marocolo pelo auxílio nos trabalhos de campo de 2010 e por todas as vivências enriquecedoras. Aos amigos Gabriel Damasco, Clarissa Fontes, Daniel Marra e todos os outros que não conheci, mas que auxiliaram nos levantamentos de campo anteriores junto ao professor José Roberto viabilizando o presente estudo.

Ao amigo Henrique Mews por todas as conversas e aprendizados que contribuíram bastante para esse trabalho. À amiga Fernanda Coelho pela atenção a todos os e-mails compartilhando diversos materiais que muito auxiliaram meus aprendizados nesses tempos. Ao Chesterton pelos atenciosos e valiosos esclarecimentos estatísticos. À Clarissa Fontes por compartilhar valiosos materiais. Ao amigo Wátilla Machado pela ajuda com os mapas.

Às amigas e companheiras de trabalho do IBAMA e aos coordenadores Mariana Pereira e Leandro Cordeiro pela compreensão.

Aos amigos Leandro Salles, Renato Nassau, Gabriel Vargas, Irving Silveira, Miguel Marinho, Vicente Arcela, Rodolfo de Paula, Gabriel Damasco, Takumã Scarponi, Juliana Marocolo, Gabriel Fróes, Fernanda Coelho, Gabriel Zanatta e outros pelos muitos aprendizados e vivências florestais.

Aos amigos Daniel Rodrigues, Gustavo Da Matta e Marcelo Nicolini pela parceria, mesmo na distância.

Aos Membros da Banca, Fabiana Aquino e Evandro Machado pelas valiosas contribuições na avaliação do presente trabalho.

## RESUMO

### DINÂMICA DA VEGETAÇÃO ARBUSTIVO-ARBÓREA NO PERÍODO DE 14 ANOS EM UMA FLORESTA DE VALE, MATO GROSSO, BRASIL

**Autor:** Thiago Ayres Lazzarotti Abreu

**Orientador:** Prof. Dr. José Roberto Rodrigues Pinto

**Programa de Pós-graduação em Ciências Florestais**

Brasília, outubro de 2012.

A dinâmica da vegetação arbustivo-arbórea na Floresta de Vale no Véu de Noiva, localizada no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso – Brasil, foi analisada durante o período de 1996 a 2010. O estudo teve como objetivos avaliar as mudanças na composição florística e analisar a dinâmica da floresta, com base no número de indivíduos e na área basal. Para tanto, amostrou-se a vegetação arbustivo-arbórea ( $DAP \geq 5$  cm) a partir de 18 parcelas de 600 m<sup>2</sup> distribuídas em três transecções do vale em cinco inventários (1996, 1999, 2003, 2006 e 2010). Os resultados são apresentados para o intervalo definido entre os de 1996 e 2010 e para os intervalos menores definidos entre os inventários (1996-1999, 1999-2003, 2003-2006 e 2006-2010). As mudanças na riqueza de espécies foram positivas, porém pequenas e pouco perceptíveis nos intervalos menores, enquanto no intervalo definido entre os anos de 1996 e 2010 essa mudança foi significativa, com aumento líquido de 20 espécies, o que sugere que a floresta apresentou dinâmica acelerada em termos florísticos. Apesar das mudanças florísticas observadas, a manutenção da equabilidade parece ter determinado a ausência de alterações significativas nos índices de diversidade ao longo do período estudado. A floresta apresentou comportamento dinâmico acelerado no período estudado em termos estruturais (densidade e área basal). Para o intervalo definido entre os anos de 1996 e 2010, foram registradas elevadas taxas de recrutamento e mortalidade de indivíduos e de ganho e perda em área basal. Os intervalos menores (1996-1999, 1999-2003, 2003-2006, 2006-2010) apresentaram alta dinâmica, porém com tendência de aceleração na dinâmica da floresta ao longo do tempo. Com exceção do intervalo 2006-2010, todos os intervalos apresentaram mudanças estruturais positivas em consequência da superioridade das taxas de recrutamento de indivíduos e de ganho em área basal em relação às taxas de mortalidade e de perda em área basal, respectivamente. As mudanças estruturais negativas do intervalo 2006-2010 estiveram relacionadas à ocorrência do fogo em 2010 o qual influenciou as taxas de mortalidade de indivíduos e de perda em área basal.

**Palavras-chave:** Dinâmica da vegetação arbustivo-arbórea; floresta de vale; Parque Nacional da Chapada dos Guimarães; Mato Grosso-Brasil.

## ABSTRACT

### TREE DYNAMICS IN A VALLEY FOREST, MATO GROSSO, BRAZIL

The dynamics of the tree-vegetation community was studied in a valley forest in the Chapada dos Guimarães National Park, Mato Grosso State – Brazil, during the period 1996 to 2010. The objectives of the study were to evaluate the changes in the floristic composition and to analyze the dynamic parameters of the forest based on the number of individuals and basal area. The study was performed with the sampling of trees (diameter at breast height – DBH > 5 cm) in 18 plots of 600 m<sup>2</sup>. Surveys were realized in 1996, 1999, 2003, 2006 and 2010. The results are present for the interval defined by the years of 1996 and 2010, and for shorter intervals defined by surveys (1996-1999, 1999-2003, 2003-2006 e 2006-2010). Changes in species richness were positive, however small in shorter intervals, while in the interval of 14 years (1996-2010) this change was significant, with a net increase of 20 species, which suggests that the forest showed accelerated dynamics in floristic composition. Despite this changes in floristic, maintaining of the evenness appears to have determined the absence of significant changes in diversity patterns recorded along the shorter range and range of 14 years (1996 to 2010). The forest showed accelerated dynamic behavior during the study period in structural terms (density and basal area). In the interval between the years 1996 and 2010, there were high rates of recruitment and mortality of individuals and gain and loss in basal area. Smaller intervals (1996-1999, 1999-2003, 2003-2006, 2006-2010) were highly dynamic, but indicating accelerating trend in forest dynamics over time. The exception of the interval 2006-2010, all intervals showed positive structural changes as a result of the imbalance in favor of the recruitment rates of individuals and gain in basal area in relation to mortality and loss of basal area, respectively. The negative structural changes in interval 2006-2010 were related to the occurrence of the fire in 2010 that influenced mortality rates of individuals and loss of basal area.

**Key-words:** Dynamics of the tree-vegetation, Valley forest, Chapada dos Guimarães National Park, Mato Grosso State – Brazil.

## SUMÁRIO

<b>Capítulo 1. INTRODUÇÃO.....</b>	<b>1</b>
1.1 INTRODUÇÃO GERAL.....	1
1.2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	3
1.2.1 Dinâmica da Vegetação Florestal.....	3
1.2.2 Estudos de Dinâmica da Vegetação Florestal.....	6
1.2.3 Histórico de Estudos Realizados na Floresta de Vale do Véu de Noiva.....	8
1.3 OBJETIVOS.....	11
1.3.1 Objetivo Geral.....	11
1.3.2 Objetivos Específicos .....	11
<b>Capítulo 2. MUDANÇA FLORÍSTICA DA VEGETAÇÃO ARBUSTIVO-ARBÓREA NA FLORESTA DE VALE DO VÉU DE NOIVA NO PERÍODO DE 1996 A 2010.....</b>	<b>12</b>
2.1 INTRODUÇÃO.....	12
2.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	13
2.2.1 Área de Estudo.....	13
2.2.2 Amostragem da Vegetação.....	16
2.2.3 Análise dos Dados.....	18
2.3 RESULTADOS.....	21
2.3.1 Mudanças na Riqueza e na Diversidade de Espécies.....	21
2.3.2 Mudança na Contribuição dos Grupos Ecológicos para a Composição Florística.....	28
2.3.3 Mudanças na Estrutura.....	30
2.4 DISCUSSÃO.....	40
2.5 CONCLUSÕES.....	46
<b>Capítulo 3. DINÂMICA DA VEGETAÇÃO ARBUSTIVO-ARBÓREA NA FLORESTA DE VALE DO VÉU DE NOIVA NO PERÍODO DE 1996 A 2010.....</b>	<b>47</b>
3.1 INTRODUÇÃO.....	47
3.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	49
3.2.1 Área de Estudo.....	49
3.2.2 Amostragem da Vegetação.....	49
3.2.3 Análise dos Dados.....	49
3.3 RESULTADOS.....	52
3.3.1 Dinâmica da Vegetação Arbustivo-Arbórea.....	52
3.3.2 Alterações Estruturais por Parcela.....	57
3.3.3 Grupos Ecológicos.....	59
3.3.4 Dinâmica por Vertentes no Intervalo 2006 – 2010.....	61
3.4 DISCUSSÃO.....	63
3.5 CONCLUSÕES.....	70
<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>72</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>73</b>



## LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 - Espécies arbustivo-arbóreas ( $DAP \geq 5$  cm) amostradas na Floresta de Vale do Véu de Noiva, Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, MT. As espécies estão em ordem alfabética das famílias botânicas, seguidas de seus respectivos nome popular, grupo ecológico (G.E.) e hábito (H), onde: CL = clímax exigente de luz; CS = clímax tolerante à sombra; P = pioneira; A = árvore e a = arbusto.....23

Tabela 2.2 -. Características da vegetação arbustivo-arbórea ( $DAP \geq 5$  cm) amostrada na Floresta de Vale do Véu de Noiva, Parque Nacional da Chapada dos Guimarães - MT, para os anos inventariados com os respectivos valores de riqueza observada ( $S_{obs}$ ), estimador de riqueza Jackknife de 1ª ordem (Jack 1), riqueza observada em relação à riqueza estimada ( $S_{obs}\%$ ), Porcentagem do número de espécies amostrada por um indivíduo (Sp. ( $n = 1$ )), índice de diversidade de Shannon ( $H'$ ), índice de equabilidade ( $J'$ ), número de indivíduos (N) e área basal (AB em  $m^2$ ).....27

Tabela 2.3 - Mudanças na riqueza de espécies arbustivo-arbóreas ( $DAP \geq 5$  cm) registrada na Floresta de Vale do Véu de Noiva, Parque Nacional da Chapada dos Guimarães - MT, ao longo de cada intervalo analisado (T1 = 1996-1999; T2 = 1999-2003; T3 = 2003 – 2006; T4 = 2006 – 2010 e TG = 1996 – 2010).  $S_{mort}$  = número de espécies que apresentaram mortalidade;  $S_{recr}$  = número de espécies que apresentaram recrutamento.....27

Tabela 2.4 - Mudança na riqueza de espécies arbustivo-arbóreas ( $DAP \geq 5$  cm) registrada na Floresta de Vale do Véu de Noiva, Parque Nacional da Chapada dos Guimarães - MT, ao longo de cada intervalo analisado por grupos ecológicos: CL = clímax exigente de sol; CS = clímax tolerante à sombra; P = pioneira. Onde: T1 = 1996-1999; T2 = 1999-2003; T3 = 2003 – 2006; T4 = 2006 – 2010 e TG = 1996 – 2010.....29

Tabela 2.5 - Lista das espécies arbustivo-arbóreas ( $DAP \geq 5$  cm) amostradas nos inventários realizados (1996, 1999, 2003, 2006,2010) nas 18 parcelas de 600  $m^2$ , na Floresta de Vale do Véu de Noiva, Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, MT, com os valores absolutos de número de indivíduos (N), área basal (AB em  $m^2$ ) e valor de importância em porcentagem (VI). As espécies estão em ordem decrescente do VI no ano de 2010.....32

Tabela 3.1 - Dinâmica da vegetação arbustivo-arbórea ( $DAP \geq 5$  cm) amostrada na Floresta de Vale do Véu de Noiva, Parque Nacional da Chapada dos Guimarães - MT, contabilizada para os diferentes intervalos avaliados (T1 = 1996 – 1999, T2 = 1999 – 2003, T3 = 2003 – 2006, T4 = 2006 – 2010 e TG = 1996 – 2010). Valores entre parênteses são as médias das 18 parcelas de amostragem. Médias seguidas das mesmas letras não diferem significativamente entre si pelo teste de Mann-Whitney ( $p = 0,05$ )..54

Tabela 3.2 - Contabilização do número de parcelas que apresentaram alterações estruturais características das fases do ciclo silvigenético em cada um dos intervalos analisados na Floresta de Vale do Véu de Noiva, Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, MT. Fases do ciclo silvigenético (*sensu* Machado & Oliveira-Filho 2010): degradação (D), construção inicial com degradação (CI<sub>d</sub>), construção inicial (CI) e crescimento tardio (CT). Intervalo: T1 = 1996 – 1999, T2 = 1999 – 2003, T3 = 2003 – 2006, T4 = 2006 – 2010 e TG = 1996 – 2010.....59

Tabela 3.3 - Dinâmica da vegetação arbustivo-arbórea ( $DAP \geq 5$  cm) baseada nos grupos ecológicos registrados na Floresta de Vale do Véu de Noiva, Parque Nacional da Chapada dos Guimarães - MT, entre 1996 e 2010, contabilizada para os diferentes intervalos (T1 = 1996 – 1999, T2 = 1999 – 2003, T3 = 2003 – 2006, T4 = 2006 – 2010 e TG = 1996 – 2010), expressa em número de indivíduos.....61

Tabela 3.4 - Dinâmica expressa em número de indivíduos e área basal ( $m^2$ ), da vegetação arbustivo-arbórea ( $DAP \geq 5$  cm) amostrada na Floresta de Vale do Véu de Noiva, Parque Nacional da Chapada dos Guimarães - MT, entre 2006 e 2010, contabilizada separadamente para as duas vertentes do vale (Norte e Sul). Valores entre parênteses são as médias ( $n = 9$ ). Médias seguidas de letras diferentes diferem significativamente pelo teste de comparação de médias de Mann-Whitney ( $p = 0,05$ )..62

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.1 - Fluxograma representando as interações entre fases hipotéticas do processo de regeneração florestal (silvigênese) com os respectivos processos de dinâmica da vegetação arbórea expressos em alterações demográficas (densidade) e em biomassa (área basal). Fonte: Machado & Oliveira-Filho (2010).....5
- Figura 2.1 - Localização geográfica do Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso – Brasil com detalhamento da área de estudo (Vale do Véu de Noiva)...14
- Figura 2.2 - Vista panorâmica da Floresta de Vale do Véu de Noiva (Foto: J.R.R. Pinto).....14
- Figura 2.3 - Vale do Véu de Noiva, Parque Nacional da Chapada dos Guimarães-MT, com representação da localização das parcelas de amostragem da vegetação arbustivo-arbórea ( $DAP \geq 5$  cm). Fonte: Google Earth.....17
- Figura 2.4 - Desenho esquemático de uma das três transecções utilizadas na amostragem da vegetação arbustivo-arbórea ( $DAP \geq 5$  cm) na Floresta de Vale do Véu de Noiva, Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, MT.....17
- Figura 2.5 - Curva de acumulação de espécies arbustivo-arbóreas ( $DAP \geq 5$  cm) calculada por rarefação (Mao Tao) para os inventariados realizados em 1996 e 2010 na Floresta de Vale do Véu de Noiva, Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, MT..28
- Figura 2.6 - Perfis de diversidade da vegetação arbustivo-arbórea calculados para os inventários realizados na Floresta de Vale do Véu de Noiva, Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, MT.....28
- Figura 3.1 - Taxas de recrutamento (Rec) e de mortalidade (Mort) (a) e taxas médias de recrutamento (Rec) e de mortalidade (Mort) (b) calculadas para a vegetação arbustivo-arbórea ( $DAP \geq 5$  cm) da Floresta de Vale do Véu de Noiva, Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, MT, nos diferentes intervalos avaliados (T1 = 1996 – 1999, T2 = 1999 – 2003, T3 = 2003 – 2006, T4 = 2006 – 2010 e TG = 1996 – 2010).....55
- Figura 3.2 - Taxas de reposição (a) e taxas médias de reposição (b) em termos de número de indivíduos para a vegetação arbustivo-arbórea ( $DAP \geq 5$  cm) da Floresta de Vale do Véu de Noiva, Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, MT, nos diferentes intervalos avaliados (T1 = 1996 – 1999, T2 = 1999 – 2003, T3 = 2003 – 2006, T4 = 2006 – 2010 e TG = 1996 – 2010).....55
- Figura 3.3 - Relação entre as taxas de mortalidade e de recrutamento na vegetação arbustivo-arbórea ( $DAP \geq 5$  cm) da Floresta de Vale do Véu de Noiva, Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, MT, em termos de números de indivíduos.....56
- Figura 3.4 - Taxas de ganho (Ganho AB) e de perda (Perda AB) de área basal (a) e taxas médias de ganho (Ganho AB) e de perda (Perda AB) de área basal (b) calculadas para a vegetação arbustivo-arbórea ( $DAP \geq 5$  cm) da Floresta de Vale do Véu de Noiva, Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, MT, nos diferentes intervalos avaliados

(T1 = 1996 – 1999, T2 = 1999 – 2003, T3 = 2003 – 2006, T4 = 2006 – 2010 e TG = 1996 – 2010).....56

Figura 3.5 - Taxas de reposição (a) e taxas médias de reposição (b) em termos de área basal calculadas para a vegetação arbustivo-arbórea ( $DAP \geq 5$  cm) da Floresta de Vale do Véu de Noiva, Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, MT, nos diferentes intervalos avaliados (T1 = 1996 – 1999, T2 = 1999 – 2003, T3 = 2003 – 2006, T4 = 2006 – 2010 e TG = 1996 – 2010)..... 57

Figura 3.6 - Relação entre as taxas de perda e de ganho na vegetação arbustivo-arbórea ( $DAP \geq 5$  cm) da Floresta de Vale do Véu de Noiva, Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, MT, em termos de área basal.....57

Figura 3.7 - Representação esquemática das 18 parcelas utilizadas na amostragem da vegetação arbustivo-arbórea ( $DAP \geq 5$  cm) da Floresta de Vale do Véu de Noiva, Parque Nacional da Chapada dos Guimarães - MT, com a indicação da fase do ciclo silvigenético, definido a partir das alterações estruturais em número de indivíduos e área basal para cada intervalo analisado. Fases do ciclo silvigenético (*sensu* Machado & Oliveira-Filho 2010): degradação (D), construção inicial com degradação (CI<sub>d</sub>), construção inicial (CI) e crescimento tardio (CT). Intervalo: T1 = 1996 – 1999, T2 = 1999 – 2003, T3 = 2003 – 2006, T4 = 2006 – 2010 e TG = 1996 – 2010.....58

Figura 3.8 - Indivíduo arbóreo caído (morto) e (a) clareira aberta no dossel em razão de sua queda (b) (Fotos: J.R.R. Pinto).....63

Figura 3.9 - Árvores mortas em razão da ocorrência do fogo que atingiu a vertente norte do vale três meses antes da realização do inventário em dezembro de 2010 (a) e a clareira aberta no dossel pela queda dessas árvores (b) (Fotos: J.R.R. Pinto).....63

# Capítulo 1. INTRODUÇÃO

## 1.1 INTRODUÇÃO GERAL

Os novos paradigmas do desenvolvimento humano voltam-se para noções de conservação da biodiversidade e sustentabilidade dos recursos naturais, intimamente relacionadas ao conhecimento das comunidades naturais (Stanley Jr. 1995). Em ecologia, os estudos de comunidades buscam entender os processos e mecanismos envolvidos no estabelecimento e manutenção das espécies em escalas espaciais e temporais, gerando informações sobre o funcionamento da natureza e, conseqüentemente, de quanto e como podemos utilizá-la sem prejudicar seu equilíbrio ecológico ou sem provocar seu comprometimento em longo prazo (Lawton 2000; Simberloff 2004).

Embora o Brasil possua a maior reserva florestal do planeta (FAO 2005), o desmatamento constitui o maior problema ambiental do país, principalmente nas fronteiras de expansão agrícola da Amazônia e Cerrado (Laurance et al. 2004; Fearnside 2005; Klink & Machado 2005). Além disso, as recentes alterações na legislação brasileira de proteção às florestas reduzem significativamente a proteção de áreas naturais (Silva et al. 2012). Grandes mudanças na cobertura florestal têm importantes implicações quanto à perda de biodiversidade e diversos outros serviços ambientais (Soares-Filho et al. 2005). Neste cenário, é relevante a busca por mais informações que possam subsidiar a sustentabilidade e a conservação das formações florestais remanescentes.

O enfoque dos estudos de ecologia da vegetação no Brasil tem mudado ao longo das últimas décadas (Pinto 2002). Até a década de 80, grande ênfase era dada a trabalhos descritivos da flora como levantamentos florísticos e fitossociológicos que contribuíram substancialmente para o entendimento fitogeográfico nacional (Rizzini 1997; Fernandes 2007; Ratter & Dargie 1992; Ratter et al. 1992, 1996, 2000). Durante as décadas seguintes, o enfoque foi direcionado para estudos que relacionaram os padrões da vegetação com fatores ambientais, bióticos e abióticos, buscando o entendimento da distribuição das espécies e comunidades em escalas locais (Felfili 1994; Oliveira-Filho et al. 1997b; Silva-Júnior 1997, 1998; Pinto 1997; Pinto &

Oliveira-Filho 1999) e regionais (Oliveira-Filho & Ratter 1995, 2000; Oliveira-Filho & Fontes 2000; Felfili et al. 2004; Felfili & Silva-Júnior 2005).

Paralelamente, estudos com enfoque nas mudanças das populações e comunidades em escalas temporais através de análises de dinâmica da vegetação, até então restritos ao domínio amazônico (Oliveira-Filho 2002), começaram a surgir para outras formações florestais brasileiras (Felfili 1995a,b; Oliveira-Filho et al. 1997a; Nascimento et al. 1999; Rolim et al. 1999). Com o avanço destes conhecimentos, os estudos de dinâmica da vegetação voltaram-se para o entendimento das mudanças em escalas espaciais e temporais, ou seja, de como as mudanças da vegetação ao longo do tempo estão relacionadas com fatores ambientais (Pinto 2002; Pinto et al. 2005; Carvalho 2009; Oliveira-Filho et al. 2007; Miguel & Marimon 2008; Machado & Oliveira-Filho 2010). Os estudos de dinâmica também têm possibilitado, por exemplo, a avaliação das respostas das comunidades vegetais consequentes de alterações climáticas globais de origem antrópica (Laurance et al. 2009) e alterações antrópicas locais (Oliveira-Filho et al. 1997a; Machado & Oliveira-Filho 2010).

Estudos de dinâmica visam entender os processos evolutivos, na escala ecológica, expressos pelas flutuações nos valores de mortalidade, recrutamento e crescimento que ocorrem em determinado intervalo de tempo Cabral (1999), além de investigar como os fatores biológicos e ambientais interagem com as mudanças nos aspectos demográficos das populações ou da comunidade (Crawley 1986). Estas interações determinam as principais características das comunidades florestais (Tilman et al. 1997) e possibilitam a compreensão de muitos processos ecológicos como padrões e manutenção de riqueza e diversidade de espécies e sucessão florestal (Sheil et al. 2000; Connell 1978). Tais informações são essenciais para o estabelecimento de estratégias de manejo, recuperação e conservação de ecossistemas nativos (Primarck & Hall 1992).

Nesse contexto, o presente trabalho visa ampliar o conhecimento acerca das alterações temporais em comunidades florestais e gerar informações que contribuam para a compreensão dos processos que determinam a dinâmica da vegetação em florestas tropicais, por meio da avaliação da dinâmica da vegetação arbustivo-arbórea da Floresta de Vale do Véu da Noiva, localizada no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso, num período de 14 anos (1996-2010).

## 1.2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 1.2.1 Dinâmica da Vegetação Florestal

De maneira geral, as comunidades vegetais são denominadas de “clímax” quando apresentam estrutura, composição e biomassa em equilíbrio. Mas, contrariamente ao que poderia sugerir essa expressão, o caráter dinâmico desse equilíbrio não permite que essas comunidades sejam “estáticas” ao longo do tempo (Hartshorn 1980; Richards 1996; Budowski 1965). No caso de florestas tropicais, tanto comunidades quanto populações de espécies arbóreas teriam esse equilíbrio garantido por conta da incorporação de novos componentes em substituição àqueles que foram perdidos (Connell et al. 1984; Swaine et al. 1987).

O balanço entre as perdas e ganhos da vegetação baseia-se no comportamento cíclico das florestas, onde são reconhecidas três fases de desenvolvimento: madura (*mature*), clareira (*gap*) e regeneração ou construção (*building*) (Whitmore 1988; Richards 1998). Em geral, na fase madura a floresta se estrutura com a formação de um dossel alto, um sub-dossel e um sub-bosque representado por arbustos, ervas e indivíduos imaturos tolerantes à sombra. Eventualmente, árvores do dossel morrem ou são danificadas, derrubando árvores menores do entorno e formando clareiras. Assim, essas clareiras são rapidamente preenchidas por plantas herbáceas, lianas e árvores jovens. A fase de regeneração corresponde ao crescimento desses componentes até a formação de um novo dossel muitos anos depois, restabelecendo a fase madura (Whitmore 1988, Richards 1998).

Na visão contemporânea de dinâmica da vegetação não há a pressuposição absoluta de estabilidade ambiental do sítio nem a definição a priori de um estágio final da sucessão; ao contrário, dá-se ênfase à observação de distúrbios frequentes, repetidos e da variação contínua a vegetação, em várias escalas de tempo e de espaço (Glenn-Lewin et al. 1992; Orlóci 1993). Neste sentido Machado & Oliveira-Filho (2010) propuseram o modelo em que as diferentes fases do processo de regeneração florestal podem ser reconhecidas pelas mudanças estruturais que estão sendo registradas, indicando assim a etapa do processo silvigenético na qual a floresta se encontra (Figura 1.1). Aspectos diagnósticos importantes neste reconhecimento são as mudanças verificadas tanto na demografia como na biomassa, tradicionalmente expressos como densidade e área basal, no caso de comunidades arbóreas. A proposta dos autores é de

um modelo hipotético de silvigênese baseado nesses dois aspectos da dinâmica da vegetação arbórea (densidade e área basal) e nos múltiplos caminhos possíveis de ligação das diferentes fases de regeneração.

A silvigênese pode ser entendida como uma cadeia de mudanças estruturais pela qual uma área de floresta segue após sofrer um distúrbio que interrompe a organização e a biomassa da vegetação arbórea (Oldeman 1983, 1989; Nascimento & Viana 1999). Machado & Oliveira-Filho (2010) esclarecem que a condição de ‘estabilidade’ corresponderia à fase clímax ou madura de uma floresta ou eco-unidade florestal na qual densidade e área basal flutuariam moderadamente sob um regime de distúrbios leves. Esta fase poderia ser interrompida pela ocorrência de distúrbios moderados a severos que caracterizariam a ‘degradação’ a partir da redução de densidade ou área basal. Os autores comentam ainda que esta fase pode ser breve ou longa de acordo com as características dos distúrbios.

Após a ‘degradação’, a floresta ou eco-unidade florestal entraria no processo de ‘construção inicial’ caracterizada pelo aumento em densidade e em área basal (Machado & Oliveira-Filho 2010). Entretanto esta fase pode ser precedida por uma fase em que a degradação ainda se faz presente na forma de morte de grandes árvores ao mesmo tempo em que aumenta a densidade de árvores pequenas (Machado & Oliveira-Filho 2010). Nesse sentido, Machado & Oliveira-Filho 2010 indicam que o aumento em densidade e a redução na área basal configurariam a ‘construção inicial com degradação’. Ao passo que a fase subsequente de ‘construção tardia’ seria caracterizada pela tendência oposta, isto é, a redução da densidade e o aumento em área basal que indicam o processo conhecido como auto-desbaste no qual poucas árvores sobrevivem ao processo de competição acumulando biomassa e crescendo enquanto, conseqüentemente, muitas outras morrem.

De acordo com Machado & Oliveira-Filho (2010), o processo descrito acima leva à evolução da estrutura de ‘paliteiro’ (adensamento de árvores finas), típica dos estágios iniciais de regeneração, para uma estrutura mais complexa e estratificada, característica da fase de ‘estabilidade’ com menor densidade e maior acúmulo de biomassa nas grandes árvores (distribuição J-reverso). Estes autores ressaltam que retrocessos por degradação podem intervir em qualquer fase do processo regenerativo. Nesse sentido, distúrbios causados por fatores naturais ou antrópicos podem afetar a



estrutura da comunidade fazendo com que esta não atinja a condição de estabilidade (Swaine & Hall 1988).

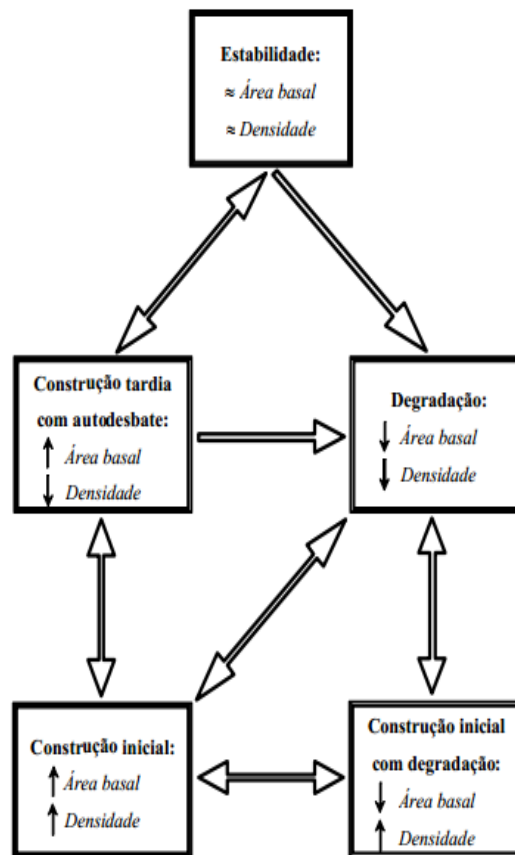


Figura 1.1 - Fluxograma representando as interações entre fases hipotéticas do processo de regeneração florestal (silvigênese) com os respectivos processos de dinâmica da vegetação arbórea expressos em alterações demográficas (densidade) e em biomassa (área basal). Fonte: Machado & Oliveira-Filho (2010).

Nas florestas tropicais, os processos dinâmicos podem atuar sobre os parâmetros fisionômico-estruturais de maneira diferente a curtas distâncias, produzindo grande heterogeneidade espacial (Whitmore 1989; Lieberman & Lieberman 1989, 1994, Felfili 1995a). Nesse sentido, as diferentes fases de desenvolvimento florestal ou do ciclo silvigenético geralmente coexistem num mesmo trecho de floresta, resultando em um mosaico de desenvolvimento, onde há grande heterogeneidade de ambientes (Oldeman 1990). Esta heterogeneidade resulta da combinação e, ou interação de inúmeros fatores, com especial destaque para as variações do ambiente físico e do regime de distúrbios (Martinez-Ramos 1985; Denslow 1987). Dessa maneira, a composição das espécies e a dinâmica da comunidade podem ser afetadas pelas alterações na intensidade e qualidade da luz, na umidade e temperatura do solo e ar, nas propriedades edáficas, além de

variações topográficas que poderão determinar as condições do microambiente favorável ou não ao estabelecimento e desenvolvimento de espécies vegetais (Hartshorn 1980; Crawley 1997).

Os distúrbios causam, em geral, heterogeneidade adicional ao modificar localmente vários aspectos do ambiente físico, notadamente as condições de luz, temperatura e umidade (Burslem & Whitmore 1999). Neste caso, distúrbios naturais ou antrópicos são forças importantes capazes de moldar a estrutura e a dinâmica de comunidade de plantas (Caswell & Cohen 1991). Do mesmo modo que outros processos como competição, polinização, dispersão de sementes e, ou predação, são determinantes deste processo de mudança temporal da vegetação (van den Berg 2001; Pinto 2002; Machado 2005).

Em ambientes tropicais, o histórico de perturbação tem sido reportado como um dos principais elementos que determinam o processo de dinâmica e a estrutura de comunidades de espécies arbóreas (Machado 2008). De acordo com Denslow (1980), distúrbios naturais, notadamente os causados pela queda de árvores, são importantes para a manutenção da elevada diversidade de espécies em florestas tropicais. Por outro lado, distúrbios intensos e em grande escala espacial, muitos deles causados pelo homem, certamente têm efeito empobrecedor sobre a comunidade de plantas, tanto em sua biomassa como diversidade de espécies (Whitmore & Burslem 1998). Os processos dinâmicos ordinários ocorrentes nas florestas tropicais são geradores de heterogeneidade espacial e temporal, com fortes reflexos na estrutura das comunidades (Machado 2005). Assim, a interação complexa dos regimes de distúrbios com as variações do ambiente físico é o principal gerador e mantenedor da elevada heterogeneidade ambiental das florestas tropicais e explica, pelo menos em parte, sua elevada diversidade (Swaine 1990; Whitmore 1990; Richards 1996).

### **1.2.2 Estudos de Dinâmica da Vegetação Florestal**

Os estudos de dinâmica das comunidades arbóreas referem-se, resumidamente, ao produto da interação espacial e temporal de diferentes fatores bióticos e abióticos, expressos por flutuações nos valores de mortalidade, recrutamento e crescimento (Swaine et al. 1987; Swaine 1990; Condit 1995; Rees et al. 2001). Os parâmetros descritores da dinâmica da comunidade, tais como mortalidade, recrutamento e

crescimento de árvores desempenham papel central na estrutura, na diversidade e nos processos de ciclagem de nutrientes em ecossistemas florestais (Swaine et al. 1987, Lewis et al. 2004a, Stephenson & van Mantgem 2005).

Comumente, os estudos de dinâmica em florestas tropicais apresentam os dados coletados em parcelas permanentes na forma de taxas anuais de mortalidade, recrutamento e acréscimo em área basal, das quais são obtidas informações úteis para a análise dos fatores que afetam a comunidade e suas populações (Sheil & May 1996). Para florestas tropicais, tais taxas geralmente variam entre 1 e 2 % ano<sup>-1</sup>, no caso de florestas maduras, e podem alcançar valores superiores a 3 % ano<sup>-1</sup> no caso de florestas secundárias (Hartshorn 1990; Phillips 1996; Phillips et al. 1994, 2004; Lewis et al. 2004b). No entanto, as comparações entre estudos realizados sob escalas de tempo diferentes são inapropriadas, pois, de maneira geral, o aumento no intervalo entre inventários é acompanhado pelo decréscimo das taxas (Sheil & May 1996, Lewis et al. 2004a). Outros problemas que também dificultam a comparação são a falta de padronização dos limites mínimos de DAP, os diferentes métodos de cálculo das taxas anuais, as variações na forma e no tamanho das áreas amostrais, os diferentes tipos florestais e as diferentes precipitações anuais e altitudes (Rolim et al. 1999).

De acordo com Condit (1995), estudos de dinâmica podem ser organizados em três diretrizes: (1) elucidar os fatores envolvidos nas regulações das populações e manutenção da diversidade – sendo este seu objetivo original; (2) documentar as mudanças na composição de espécies – e no atual estágio de conhecimento, procurar relacioná-las com mudanças climáticas; e (3) desenvolver modelos demográficos individuais – cujo foco principal é subsidiar planos de manejo sustentável e conservação das populações e comunidades florestais.

Os estudos de dinâmica em florestas tropicais foram iniciados a não mais de um século e é inegável a enorme contribuição científica desses trabalhos, visto que a base teórica da moderna ecologia de florestas tropicais está calcada em informações advindas do monitoramento da vegetação em longo prazo (Carvalho 2009). Através da evolução dos estudos, questões sobre os fatores determinantes na história de vida das plantas, composição de espécies, diversidade, produtividade, e estabilidade – anteriormente consideradas áreas separadas da pesquisa – estão cada vez mais integradas e elucidadas (Rees et al. 2001).

Estudos de dinâmica foram e continuam sendo fundamentais para a caracterização e compreensão da diversidade e complexidade das comunidades e populações vegetais (Condit 1995; Rees et al. 2001). Além disso, estudos de longo prazo possibilitam a distinção entre processos dinâmicos naturais e mudanças resultantes da ação antrópica (Korning & Balslev 1994). Independente da origem, distúrbios são forças determinantes na dinâmica de comunidade de plantas (Caswell & Cohen 1991) determinando alterações na estrutura e na diversidade, assim como a capacidade de resiliência e sustentabilidade desses ecossistemas (Castellani & Stubblebine 1993). Entretanto, Burslem & Whitmore (1999) ressaltam que os distúrbios antrópicos provocam mudanças no regime de distúrbios e fatores naturais, modificando as condições físicas, as quais em conjunto induzem mudanças na estrutura e funcionamento da vegetação natural, afetando diretamente a dinâmica e a diversidade da floresta.

Nesse contexto, a necessidade de aprofundamento de questões relacionadas às variações temporais das comunidades florestais emerge à perspectiva do uso deste conhecimento na definição teórica e metodológica de atividades relacionadas com conservação, manejo e restauração desses ecossistemas (Hubbel & Foster 1992; Carey et al. 1994; Kageyama & Gandara 2000; Roitman et al. 2008).

### **1.2.3 Histórico de Estudos Realizados na Floresta de Vale do Véu de Noiva**

A Floresta de Vale do Véu de Noiva foi estudada por Pinto (1997), em relação a seus aspectos florístico e estruturais, além da relação da vegetação com as variáveis ambientais. Pinto (2002) investigaram a dinâmica da Floresta de Vale nos estratos arbóreo ( $DAP \geq 5$  cm) no período de 1996 a 1999 e nas arvoretas ( $1 \leq DAP < 5$  cm) e nas juvenis ( $DAP < 1$  cm) no período 1999 a 2001.

Pinto (1997) e Pinto & Oliveira-Filho (1999) a partir das mesmas unidades amostrais utilizadas no presente trabalho e por levantamentos florísticos complementares descreveram a elevada riqueza florística e diversidade da vegetação arbustivo-arbórea Floresta de Vale do Véu de Noiva comparando com outros estudos de florestas ripárias brasileiras. Os autores associaram essa elevada riqueza (172 espécies) à grande contribuição florística exercida pelas áreas circunvizinhas, à grande

heterogeneidade ambiental local e à própria dinâmica processual da comunidade arbóreo-arbustiva.

Em relação à influência de áreas circunvizinhas, Oliveira-Filho & Ratter (1995; 2000) relataram que a riqueza florística das florestas do Brasil Central pode ser atribuída, em parte, à forte contribuição de diferentes tipologias vegetacionais, particularmente das florestas Amazônica e Atlântica, do Cerrado e até mesmo da Caatinga. Nesse sentido, Pinto & Oliveira-Filho (1999) vincularam a elevada diversidade da FVVN à sua localização geográfica em zona de tensão ecológica entre a Floresta Amazônica e o domínio do Cerrado, incrementada, ainda, pelo caráter de conectividade que as florestas ripárias do Brasil Central apresentam, ligando as duas maiores formações florestais brasileiras através dos corredores dendríticos (Oliveira Filho & Ratter 2000) e apresentam componentes da flora Amazônia e Atlântica (Pinto & Oliveira Filho 1999).

Na análise da influência das principais províncias fitogeográficas brasileiras (*sensu* Cabrera & Willink 1973) na composição da flora arbustivo-arbórea da Floresta de Vale do Véu de Noiva, Pinto & Oliveira-Filho (1999) relataram que, em relação ao total de 172 espécies registradas, 29,65% (51 espécies) apresentavam distribuição nuclear na Província Atlântica *sensu lato*, 28,49% (49) na Província Amazônica e 29,65% (51) eram comuns às duas províncias. Os restantes 12,21% (21 espécies) eram restritos à Província do Cerrado. Tomando como base os 1.336 indivíduos registrados no levantamento fitossociológico, a influência das três províncias resultou numa proporção diferente: 28,89% (386 indivíduos) foram considerados Amazônicos, 21,93% (293) Atlânticos e 8,24% (110) pertenciam à Província do Cerrado. Os 40,94 (547) indivíduos restantes eram comuns às Províncias Atlântica e Amazônica.

A heterogeneidade ambiental tem sido invocada na grande maioria dos trabalhos como o mais relevante fator responsável pela ocorrência da alta diversidade biológica nos ecossistemas tropicais (Shugart 1984; Swaine 1990; Whitmore 1990; Richards 1996). Em ecossistemas florestais, a heterogeneidade espacial determinada tanto pelas variações verticais nas condições ambientais (relacionadas à estratificação de luz), como pelas variações horizontais (relacionadas a componentes espaciais como água e disponibilidade de nutrientes no solo) é reconhecida por diversos autores como fator central para a manutenção da elevada riqueza de espécies (Pinto 2002).

Essa heterogeneidade espacial é ainda mais evidente em florestas ripárias devido às variações relacionadas aos gradientes transversal e longitudinal à linha de drenagem (Ribeiro & Schiavini 1998; Ribeiro & Walter 2001). Nesse sentido, Pinto & Oliveira-Filho (1999) associaram a elevada riqueza florística observada na FVVN à grande heterogeneidade ambiental registrada na área, a qual é favorecida basicamente por três fatores: 1) o gradiente topográfico, 2) os dois tipos de solo que ocorrem no vale e 3) o efeito ripário na beira do córrego.

Pinto et al. (2005), relataram que as análises multivariadas utilizadas para investigar a correlação entre variáveis ambientais associadas ao substrato (solo e topografia) e a distribuição das espécies arbustivo-arbóreas na Floresta de Vale do Véu de Noiva produziram resultados semelhantes. De acordo com os autores, essas análises separaram tanto as variáveis do substrato quanto a abundância das espécies arbustivo-arbóreas, primeiramente devido ao tipo de rocha matriz (arenito ou filito) e, secundariamente, devido aos três setores topográficos reconhecidos (beiro do córrego, meio da encosta, alto da encosta). As diferenças na fertilidade e textura do solo (relacionadas ao tipo de rocha) e o regime de água no solo (relacionados tanto com a textura do solo como com a topografia) são sugeridos pelos autores como os principais fatores que determinam a distribuição das espécies na floresta, determinando, assim, a heterogeneidade ambiental que contribui para a elevada riqueza na qual diferentes espécies ocupam diferentes nichos.

Ainda em relação a florística, vale destacar que Pinto & Hay (2005) registraram 210 espécies a partir da amostragem dos estratos arbóreo ( $DAP \geq 5$  cm), das arvoretas ( $1 \leq DAP < 5$  cm) e das juvenis ( $DAP < 1$  cm). Nesse sentido, os resultados encontrados por esses autores corroboram a ideia de que a diversidade de espécies em ecossistemas florestais é determinada não apenas pelas espécies que dominam o dossel ou o subosque, mas sim pela soma dos estratos que a compõem (Gilliam & Roberts 1995).

De uma maneira geral, o estudo da dinâmica da vegetação arbustivo-arbórea da Floresta de Vale do Véu de Noiva realizado por Pinto (2002) e Pinto & Hay (2005) a partir do dois primeiros levantamentos que foram utilizados no presente estudo (1996 e 1999) indicaram poucas mudanças florísticas que se limitaram às espécies pouco abundantes. Pinto (2002) registrou uma taxa de mortalidade moderada (2,68%.ano-1) e elevada taxa de recrutamento (3,25%.ano-1) na comparação com outros estudos de

dinâmica que conferiram elevado dinamismo à comunidade no período analisado. Este autor associou esse elevado dinamismo ao favorecimento de distúrbios naturais de pequeno porte na Floresta de Vale do Vêu de Noiva devido à adversidade das condições ambientais desse ambiente (pouca profundidade do solo, relevo íngreme, ação dos ventos canalizados que frequentemente incidem no vale). O desbalanço entre as taxas de mortalidade e recrutamento registrado por Pinto (2002) determinou um aumento da densidade e da área basal. Nesse sentido, Pinto (2002) e Pinto & Hay (2005) sugeriram que a comunidade estava em fase de acúmulo de biomassa, provavelmente como resultado das flutuações cíclicas que estariam sendo intensificadas pelo favorecimento dos distúrbios naturais na floresta. Além disso, as alterações entre os grupos ecológicos, apesar de terem sido pequenas, sugeriram que as espécies climáticas estavam aumentando sua participação na composição florística e estrutura da comunidade, enquanto o grupo das pioneiras estava reduzindo. Resta saber se as tendências observadas pelos autores se mantiveram ao longo do tempo ou se houve alteração dos padrões de dinâmica.

## **1.3 OBJETIVOS**

### **1.3.1 Objetivo Geral**

O presente estudo tem como objetivo avaliar as mudanças florísticas e estruturais e analisar os parâmetros de dinâmica da vegetação arbustivo-arbórea da Floresta de Vale do Vêu de Noiva, localizada no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso, num período de 14 anos (1996-2010), a partir de 5 inventários (1996, 1999, 2003, 2006 e 2010).

### **1.3.2 Objetivos Específicos**

- Avaliar as mudanças na composição florística da vegetação arbustivo-arbórea na Floresta de Vale do Vêu da Noiva no período de 14 anos (capítulo 2).
- Analisar a dinâmica da vegetação arbustivo-arbórea da Floresta de Vale do Vêu da Noiva, com base no número de indivíduos e na área basal (capítulo 3).

## **Capítulo 2. MUDANÇA FLORÍSTICA DA VEGETAÇÃO ARBUSTIVO-ARBÓREA NA FLORESTA DE VALE DO VÉU DE NOIVA NO PERÍODO DE 1996 A 2010**

### **2.1 INTRODUÇÃO**

Diferentes teorias, embora muitas delas não sejam mutuamente excludentes, tentam explicar os padrões de diversidade em florestas tropicais através da dicotomia ecossistemas em equilíbrio e em não equilíbrio (Connell 1978; Terborgh 1992) destacando o papel da dinâmica florestal como regulador de equilíbrio (Felfili 1995a; Pinto 2002). Estudar a dinâmica da vegetação é de extrema importância para o entendimento de diversos processos ecológicos, incluindo padrões e manutenção da riqueza de espécies (Phillips & Sheil 1997; Baker et al. 2003), e para a caracterização e compreensão da riqueza, diversidade e complexidade das comunidades vegetais (Rees et al. 2001).

As interações temporais e espaciais dos dados demográficos da vegetação (mortalidade, recrutamento e crescimento) com a heterogeneidade de ambientes, são decisivas na determinação de nichos para estabelecimento e manutenção das espécies nas comunidades (Swaine et al. 1987; Swaine 1990; Condit 1995; Rees et al. 2001). São estas interações que determinam as principais características das comunidades florestais, como composição e diversidade de espécies (Tilman et al. 1997), além da sua estrutura.

Em florestas tropicais úmidas isentas de distúrbios severos, geralmente são registradas poucas mudanças na densidade e na composição de espécies, sugerindo uma aparente estabilidade (Swaine et al. 1987; Laurance et al. 2006). Por outro lado, transformações na composição e na estrutura são relatadas para florestas atingidas por grandes distúrbios ou interferências antrópicas (Laurance et al. 2004; Phillips et al. 2010). Trabalhos brasileiros de dinâmica florestal extra região Amazônica realizados nas últimas décadas em florestas de galeria ou ciliares (Felfili, 1995a, b, 2000; Bertani et al. 2001; Schiavini et al. 2001; Pinto & Hay 2005; Lopes & Schiavini 2007, Guimarães et al. 2008; Miguel et al. 2011) e em outras formações florestais como florestas estacionais (Oliveira-Filho et al. 1997a; Aquino et al. 1999; Schiavini et al. 2001; Paiva et al. 2007; Paula et al. 2004; Appolinário et al. 2005; Oliveira-Filho et al. 2007; Higuchi et al. 2008; Machado & Oliveira-Filho 2010; Carvalho & Felfili 2011;



Mews et al. 2012) tem demonstrado dinâmica intensa para o componente arbóreo, mas que não implica, necessariamente, em grandes mudanças na composição e estrutura, que também tende a se manter relativamente estável em condições sem distúrbios.

Entretanto, vale destacar que a maioria desses trabalhos realizados fora da região Amazônica analisou a dinâmica a partir de um intervalo definido por duas mensurações, o que limita a interpretação desses resultados. Nesse contexto, o presente trabalho tem por objetivo avaliar as mudanças na riqueza, na diversidade, na contribuição dos grupos ecológicos para a composição florística e na estrutura da vegetação arbustivo-arbórea ao longo do período de 14 anos (1996 a 2010), a partir de cinco inventários. Para tanto, procurou-se responder às seguintes perguntas: A riqueza e a diversidade de espécies arbustivo-arbóreas observada na Floresta de Vale do Véu de Noiva muda ao longo do tempo? A contribuição dos grupos ecológicos das espécies arbustivo-arbóreas na composição florística na Floresta de Vale do Véu de Noiva se mantém ao longo do tempo? As contribuições individuais das principais espécies arbustivo-arbóreas responsáveis pela estruturação da Floresta de Vale do Véu de Noiva se alterou ao longo do tempo?

## **2.2 MATERIAL E MÉTODOS**

### **2.2.1 Área de Estudo**

A Floresta de Vale do Véu de Noiva (FVVN) está localizada no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães (PNCG), Mato Grosso, Brasil, encaixada no vale situado logo após a queda d'água Véu de Noiva, formada pelo rio Coxipozinho. O vale está alojado em uma depressão de aproximadamente 70 m em relação às áreas adjacentes e ocupa aproximadamente 30 ha, os quais representam a maior área florestal contínua do parque (Pinto & Oliveira-Filho 1999) (Figura 2.1). Devido à difícil separação entre a mata de galeria e a de encosta (floresta estacional semidecidual), a formação florestal do vale é melhor definida como 'floresta de vale' (*sensu* Eiten 1994), de acordo com Pinto & Oliveira-Filho (1999) e representa importante proteção aos mananciais hídricos (ICMBio 2009). Além disso, devido à sua beleza cênica, a região do Véu de Noiva (Figura 2.2) é a principal atração turística do PNCG (ICMBio 2009).

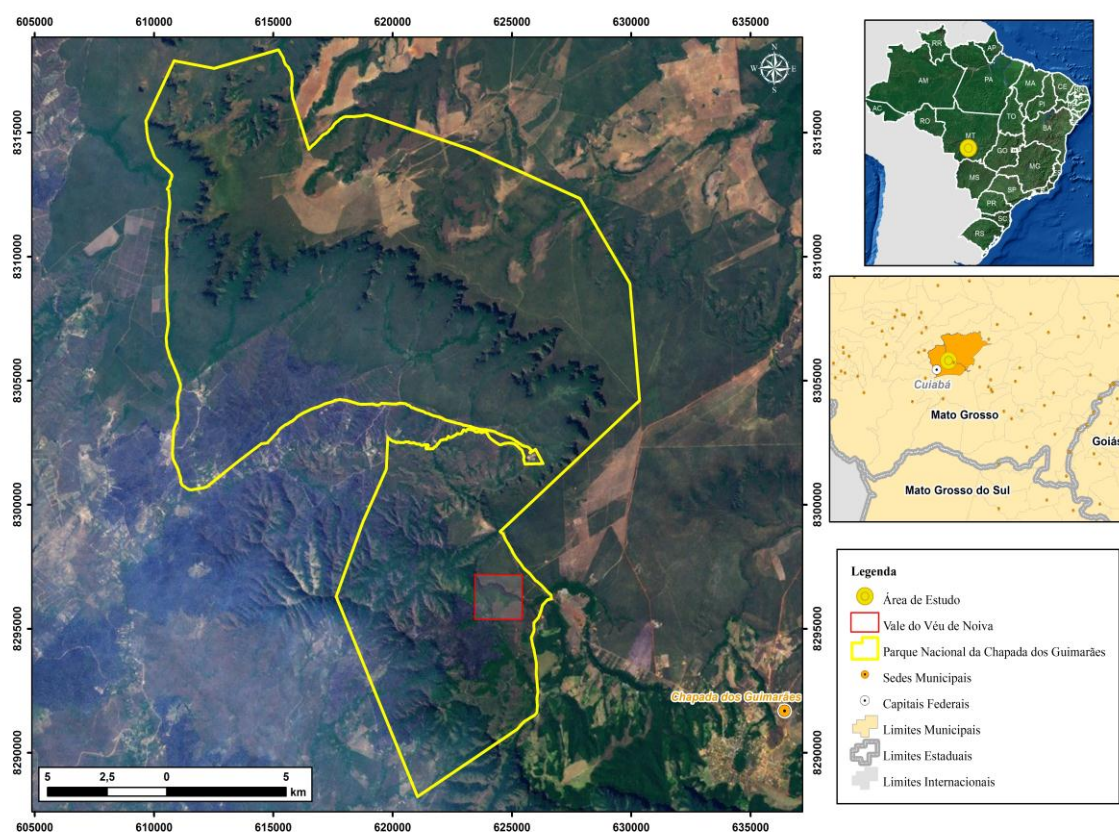


Figura 2.1 - Localização geográfica do Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso – Brasil com detalhamento da área de estudo (Vale do Véu de Noiva).



Figura 2.2 - Vista panorâmica da Floresta de Vale do Véu de Noiva (Foto: J.R.R. Pinto).

O PNCG foi criado pelo Decreto Lei nº 97.656, em abril de 1989, com uma área de 32.630 ha inserida nos municípios de Cuiabá-MT (61,2%) e Chapada dos Guimarães-MT (38,8%) (ICMBio 2009). Situado na porção centro-sul do Estado de Mato Grosso, entre as latitudes 15°10' e 15°30'S e as longitudes 55°45' e 56°00'W, os limites do PNCG situam-se a 26 km da área urbana de Cuiabá e a 6 km de Chapada dos Guimarães.

As condições climáticas do PNCG apresentam caráter transicional devido principalmente às diferenças de altitude entre as regiões da Depressão Cuiabana (350 m) e do Planalto (800 m) (ICMBio 2009). Segundo a classificação de Köppen, o clima se enquadra nas categorias Aw e Cw, sendo que a primeira atua na área da Depressão Cuiabana e a segunda representa o clima tropical de altitude do Planalto (Ibama 1995 *apud* ICMBio 2009). Ambos se caracterizam por serem quentes e úmidos, com duas estações bem definidas, sendo uma chuvosa, que se estende de outubro até março (primavera e verão) e outra seca, no período de abril a setembro (outono e inverno). A temperatura normalmente varia de 12 a 25° C e o total pluviométrico anual situa-se entre 1.650 e 2.100 mm, sendo a umidade relativa, de novembro a abril, inferior a 80% e, nos meses secos, inferior a 60% (Ibama 1995 *apud* ICMBio 2009).

Os solos predominantes na região são diretamente associados às rochas do local (ICMBio 2009). A região do Parque é composta na maior parte por Neossolos Quartzênico Órticos sobre Arenitos, Neossolos Quartzênicos Hidromórficos sobre Arenitos nas cabeceiras e margens de cursos d'água e Neossolos Litólicos Distróficos sobre filitos, xistos e quartzitos nos terrenos acidentados e também nos mais aplainados do Grupo Cuiabá (ICMBio 2009). Também aparecem Latossolos, Plintossolos e Argissolos em áreas mais elevadas e vales (ICMBio 2009). De acordo com Pinto & Oliveira-Filho (1999), no vale do Véu de Noiva predominam os solos Litólicos fase arenosa, sendo que manchas de areia quartzosa distrófica e solos aluviais também podem ocorrer. Esses autores ainda comentam que, em geral, o solo é raso e com constantes afloramentos rochosos, provavelmente em função do relevo acidentado.

Situado praticamente nos limites da Bacia Hidrográfica do Alto Paraguai, o PNCG está inserido na bacia do rio Cuiabá, tendo em sua área nascentes de afluentes de dois importantes formadores: rio Coxipó e rio Manso (ICMBio 2009). Um dos principais cursos d'água do PNCG é o rio Coxipó, o qual tem como afluente o rio Coxipozinho que atravessa o Vale do Véu de Noiva (ICMBio 2009).

Inserido na região de domínio do Cerrado, o PNCG possui cobertura vegetal formada pelas diferentes formações deste bioma. De acordo com Couto et al. (2006) *apud* ICMBio (2009), destacam-se as formações savânicas (cerrado sentido restrito) e campestres (campo limpo, campo sujo, campo rupestre) no PNCG, com o cerrado

sentido restrito ocupando a maior extensão do parque. As formações florestais são representadas pelas florestas semidecíduas e as de galeria (ICMBio 2009).

### **2.2.2 Amostragem da Vegetação**

O processo de amostragem da vegetação seguiu o desenho amostral adotado no levantamento do perfil florístico e da estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva por Pinto & Oliveira-Filho (1999), Pinto & Hay (2005) e Pinto et al. (2005). Em síntese, o estudo foi conduzido em três transeções paralelas distribuídas em seções do vale: próximo à queda d'água, no meio do vale e na extremidade oposta à queda d'água (Figuras 2.3 e 2.4). Cada transeção foi formada por seis pontos de amostragens instalados em três setores topográficos: beira do córrego, meio e alto da encosta, em ambas vertentes do vale (Figuras 2.3 e 2.4).

Em cada ponto foram instaladas parcelas permanentes e de área fixa. A forma das parcelas variou de acordo com o setor topográfico. No meio e no alto da encosta as parcelas foram de 20 × 30 m, sendo que na beira do córrego as parcelas foram de 10 × 60 m (Pinto & Oliveira-Filho 1999; Pinto et al. 2005). O formato das parcelas da beira do córrego diferiu das demais no intuito de maximizar a representação da comunidade influenciada pelo curso d'água (Pinto & Oliveira-Filho 1999). Foram mensurados todos os indivíduos arbustivo-arbóreos com diâmetro à altura do peito (DAP) ou diâmetro quadrático  $\geq 5$  cm, medido a 1,30 m do solo. Não foram amostrados indivíduos mortos nem lianas, conforme metodologia adotada por Pinto & Oliveira-Filho (1999) e Pinto & Hay (2005). Os indivíduos avaliados tiveram os valores do DAP, altura total e identificação taxonômica registrados e receberam plaquetas de alumínio devidamente codificadas para facilitar sua posterior localização no campo.

O primeiro inventário do componente arbóreo foi realizado entre os meses de outubro e dezembro de 1996. O segundo foi realizado três anos depois (1999) no mesmo período, no qual todas as parcelas foram revisadas (Pinto 2002; Pinto & Hay 2005). Neste levantamento foram remedidas as árvores sobreviventes e amostradas as que atingiram o critério mínimo de inclusão (recrutas). Os indivíduos recrutados tiveram suas medidas e identificação taxonômica registradas e receberam plaquetas de alumínio para localização no campo. Seguindo esta mesma metodologia foram realizadas outras três mensurações no mesmo período nos anos de 2003, 2006 e 2010.

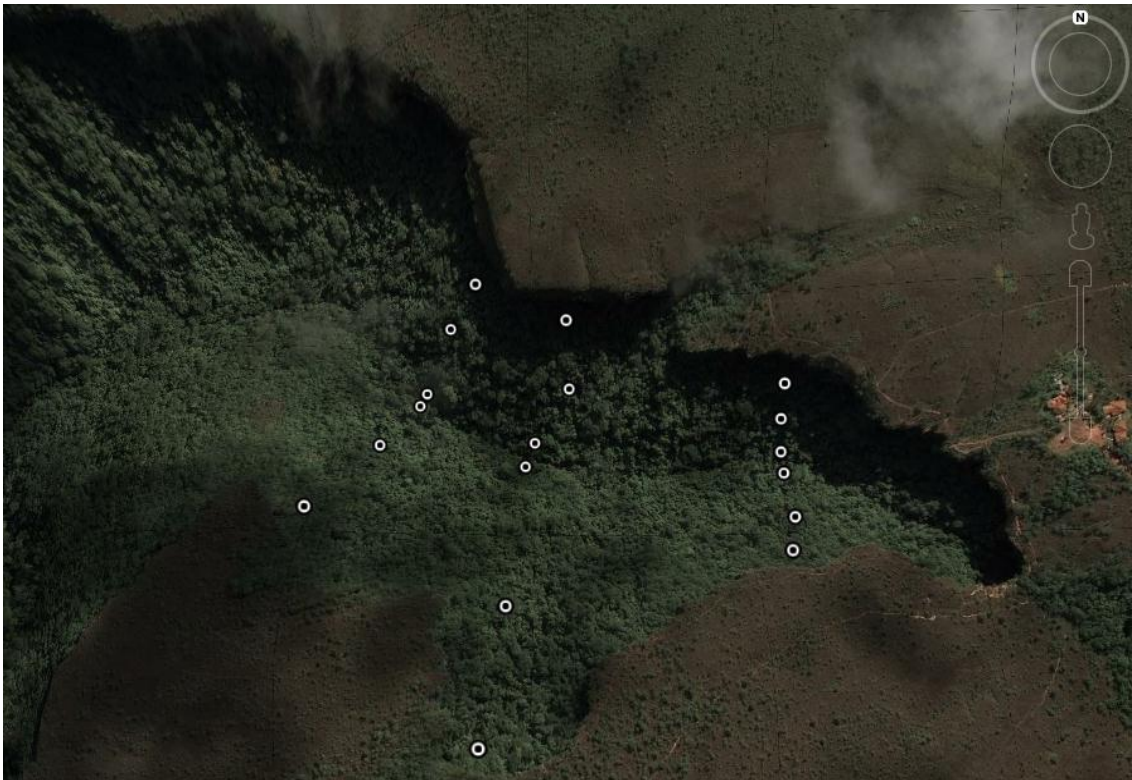


Figura 2.3 - Vale do Véu de Noiva, Parque Nacional da Chapada dos Guimarães-MT, com representação da localização das parcelas de amostragem da vegetação arbustivo-arbórea ( $DAP \geq 5$  cm). Fonte: Google Earth.

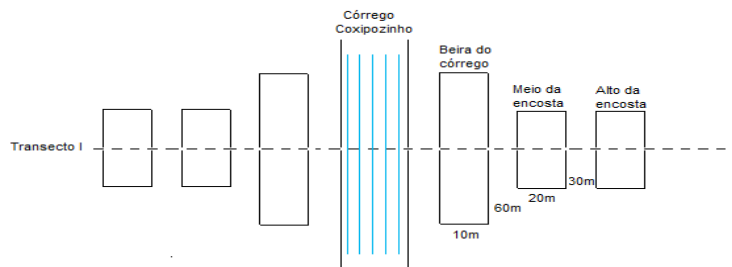


Figura 2.4 - Desenho esquemático de uma das três transecções utilizadas na amostragem da vegetação arbustivo-arbórea ( $DAP \geq 5$  cm) na Floresta de Vale do Véu de Noiva, Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, MT.

Todas as espécies registradas pela primeira vez nos levantamentos foram coletadas e o material botânico testemunho foi depositado nos Herbários da Universidade Federal de Mato Grosso (HCUFMT) e da Universidade de Brasília (UB). Os indivíduos não identificados no campo em nível de espécie foram coletados e herborizados, para posterior identificação. A identificação botânica das espécies foi

realizada por meio de consulta à literatura específica, aos especialistas e comparações com os acervos dos Herbários HCUFMT e da UB. A revisão e atualização dos nomes dos táxons foram realizadas com consulta ao banco de dados da Lista de Espécies Flora do Brasil (Forzza et al. 2010), disponível em <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2012/>, o qual utiliza o sistema de classificação botânica “Angiosperm Phylogeny Group III – APG III” (APG III 2009).

### 2.2.3 Análise dos Dados

Os dados da comunidade foram analisados para diferentes intervalos definidos a partir dos inventários realizados. O intervalo compreendido entre os anos de 1996 e 2010 foi denominado intervalo TG e os intervalos menores entre as mensurações realizadas foram denominados T1 (1996 – 1999), T2 (1999 – 2003), T3 (2003 – 2006), T4 (2006- 2010).

A riqueza de espécies foi registrada para cada inventário e foram calculados os estimadores de Jackknife de 1ª ordem, os quais projetam o número total de espécies da comunidade a partir do número de espécies registradas em apenas uma unidade amostral (*uniques*), ou seja, a partir da heterogeneidade da amostra (Magurran 2004).

Com o propósito de se detectar possíveis alterações nos padrões de riqueza, ganhos e perdas de espécies foram contabilizados e contrastados, em cada intervalo analisado, por meio de comparações entre contagens de Poisson (Zar 1999). Além disso, as riqueza do primeiro (1996) e do último inventário (2010) foram comparadas por meio de curvas de acumulação de espécies geradas por rarefação, seguindo a fórmula analítica de “Mao Tau” (Colwell et al. 2004) com auxílio do *software* EstimateS 8.2.0 (Colwell 2006). A comparação entre essas duas curvas foi realizada graficamente a partir dos intervalos de confiança de 95% (Zar 1999).

Também por meio do método de rarefação, foi realizada a comparação da riqueza desses inventários empregando-se o *software* EcoSim 7.0 (Gotelli & Entsminger 2001), o qual permite fixar em uma amostra o número de indivíduos menor do que o realmente observado, para efeito de ajuste do esforço amostral. Assim, a riqueza foi estimada para o inventário de 2010 com a mesma densidade de indivíduos do inventário de 1996. A partir da média de espécies e variância fornecida pelo programa EcoSim foi

calculado um valor de “*p*” com base no teste *Z* de distribuição normal padronizada (Zar 1999).

A diversidade de espécies foi determinada para cada ano inventariado, por meio do índice de Shannon (*H'*, na base neperiana) (Magurran 2004) e a equabilidade pelo índice de Pielou (*J'*) (Ludwig & Reynolds 1988). Os valores de *H'* foram comparados entre todos os intervalos (T1, T2, T3, T4, TG) aplicando-se o teste *t* de Hutcheson (Zar 1999). O índice de Shannon e os testes *t* de Hutcheson foram calculados no *software* Past, versão 2.08 (Hammer et al. 2001). O índice de diversidade de Shannon tem sua origem na teoria da informação (Ludwig & Reynolds 1988) e fornece o grau de incerteza em prever qual seria a espécie de um indivíduo da comunidade retirado aleatoriamente (Lamprecht 1990). Em estudos de comunidades arbóreas, tal índice considera a proporção de indivíduos de cada espécie em relação ao total de indivíduos sendo, portanto, mais influenciado pelas espécies de menor densidade (Magurran 2004). O cálculo desse índice no programa Past versão 2.08 utiliza a equação a seguir, a qual faz uma correção do viés causado pelo fato da amostragem não representar toda a comunidade estudada (Poole 1974):

$$H' = -\sum_{i=1}^S p_i \ln p_i - \frac{S-1}{2N}$$

Onde:  $p_i = n_i/N$ ;  $n_i = n^\circ$  de indivíduos da *i*-ésima espécie;  $N = n^\circ$  de indivíduos amostrados;  $S =$  riqueza registrada.

Embora os índices de diversidade representem ferramentas que, de forma simplificada, combinam o número de espécies que ocorrem numa amostra (riqueza) com a distribuição de suas respectivas abundâncias (equabilidade), diferentes índices podem pesar esses dois parâmetros de maneira distinta conduzindo a interpretações diferenciadas (Gaston 1996). Nesse sentido, para avaliar e comparar a diversidade de espécies entre os inventários no presente estudo, também foram empregados Perfis de Diversidade (Tóthmérész 1995), conforme recomendado por Peet (1974), Melo (2008) e Mendes et al. (2008).

De acordo com Melo (2008) e Mendes et al. (2008), os Perfis de Diversidade são muito úteis para análise e comparação da diversidade de espécies, pois generalizam o peso que os diferentes índices podem dar às espécies raras (pouco abundantes), evitando a escolha de um dado índice em detrimento de outro. Ou seja, métricas de diversidade

como riqueza de espécies, índices de diversidade índice de Shannon e índice de Simpson, por exemplo, embora aparentemente diferentes, diferem basicamente nos pesos que dão às espécies raras (Melo 2008). No caso de riqueza de espécies, o peso é máximo: espécies raras possuem o mesmo peso de espécies comuns. No caso do Índice de Shannon, o peso é intermediário, enquanto o Índice de Simpson dá um peso pequeno às espécies raras (Melo 2008). Assim os Perfis de Diversidade permitem a visualização de diversidade a partir dos diferentes possíveis pesos que poderiam ser dados às espécies raras (Melo 2008). No presente estudo os perfis de diversidade foram traçados a partir da série de Rényi, dada pela equação a seguir (Tothmeresz 1995):

$$H_{\alpha} = \left( \ln(p_1^{\alpha} + p_2^{\alpha} + p_3^{\alpha} \dots + p_s^{\alpha}) \right) / (1 - \alpha)$$

onde:  $H_{\alpha}$  é o valor do índice de diversidade para o parâmetro  $\alpha$  ( $\alpha \geq 0$ ,  $\alpha \neq 1$ ) e  $p_1$ ,  $p_2$ ,  $p_3$ ...,  $p_n$  são proporções de indivíduos das espécies 1, 2, 3... S. A série de Rényi foi calculada no programa PAST versão 2.08 (Hammer et al. 2001), o qual apresenta os resultados na forma de gráfico. Quanto mais próximo de 0 for o fator  $\alpha$  maior será o peso dado às espécies raras (Melo 2008). Vale notar que quando  $\alpha = 0$ ,  $H_0 = S$ .

As espécies foram classificadas quanto ao grupo ecológico, segundo o sistema proposto por Swaine & Whitmore (1988) e modificado por Oliveira-Filho et al. (1994), conforme adotado por Pinto & Oliveira-Filho (1999), na mesma floresta em 1996. Este sistema de classificação separa as espécies em três grupos ecológicos de acordo com a estratégia de vida e as exigências de luminosidade, sendo eles: clímax tolerante à sombra (CS); clímax exigente de luz (CL) e pioneiras (P). A determinação do grupo ecológico para cada espécie foi baseada nas características apresentadas pelos indivíduos jovens (imaturos) e adultos (fase reprodutiva), na consulta à literatura específica e nas informações disponíveis em várias listagens florísticas (Pinto & Oliveira-Filho, 1999). As alterações na distribuição das espécies entre os grupos ecológicos ao longo dos cinco inventários foram avaliadas pelo teste do qui-quadrado (tabela de contingência) (Zar 1999).

As alterações na estrutura da comunidade foram avaliadas a partir das mudanças registradas na posição ocupada pelas espécies no ranqueamento do índice de valor de importância (VI) entre os anos inventariados. Tais mudanças refletem as alterações ocorridas nos parâmetros fitossociológicos convencionais relativos de densidade, dominância e frequência (Müeller-Dombois & Ellenberg, 1974).



## **2.3 RESULTADOS**

### **2.3.1 Mudanças na Riqueza e na Diversidade de Espécies**

Ao longo dos cinco levantamentos realizados na Floresta de Vale do Véu de Noiva foram registrados 1.865 indivíduos distribuídos em 187 espécies, 128 gêneros e 54 famílias (Tabela 2.1). Desse total, 11 espécies tiveram sua identificação taxonômica limitada ao nível de gênero, três ao nível de família e seis espécies não foram identificadas. O número de espécies registradas em cada levantamento variou entre 148 e 168 espécies, com aumento crescente entre os anos inventariados (Tabela 2.2). A riqueza de espécies potencial da vegetação arbustivo-arbórea obtida pelo índice Jackknife 1 indicou que o número de espécies registrados nos anos inventariados representou entre 74,5% e 76,2% da riqueza estimada (Tabela 2.2). Tais resultados possivelmente estão associados ao elevado número de espécies representadas por poucos indivíduos uma vez que a porcentagem de espécies amostradas com um indivíduo variou entre 28,4% e 30,9% nos cinco levantamentos realizados (Tabela 2.2).

As famílias com maior contribuição para a riqueza de espécies em todos os anos inventariados foram Fabaceae (13), Melastomataceae (13), Myrtaceae (10), Lauraceae (9), Rubiaceae (9), Anonaceae (8), Sapotaceae (8) e Moraceae (7). Fabaceae, Melastomataceae, Myrtaceae e Annonaceae mantiveram-se, nessa ordem, em todos os inventários, como as famílias com maiores contribuições para o número de espécies. As demais famílias apresentaram pequenas variações na contribuição da riqueza de espécies.

Comparando os resultados obtidos em 1996 com os de 2010, as famílias que mudaram sua contribuição em número de espécies foram: Fabaceae (aumento de seis espécies), Rubiaceae (aumento de três), Bignoniaceae, Lauraceae e Melastomataceae (aumento de duas espécies), Annonaceae, Primulaceae, Rhamnaceae, Sapindaceae e Sapotaceae (aumento de uma espécie cada).

Ao longo do intervalo TG as mudanças relacionadas ao surgimento e desaparecimento de novas famílias foram pequenas. Três famílias foram acrescentadas na amostragem (Aquifoliaceae, Ebenaceae e Marcgraviaceae), enquanto três não foram registradas (Asteraceae, Hypericaceae e Lamiaceae). Essas entradas e saídas de famílias nas amostragens estão relacionadas com as famílias representadas por poucas espécies

(no máximo duas) as quais também foram representadas por poucos indivíduos (no máximo dois).

Em relação à mudança no número de espécies no período de 14 anos (intervalo TG), houve aumento líquido de 20 espécies como consequência do surgimento de 34 novas espécies (23,7%) e do desaparecimento de 14 (9,5%) (Tabela 2.3), o que representou contraste significativo ( $Z = 2,89$ ;  $p = 0,005$ ). Das 34 espécies que ingressaram na amostragem, 21 são do grupo das clímax exigentes de luz, 8 das clímax tolerantes à sombra e 5 espécies não foram identificadas (Tabela 2.7). Das 14 espécies que deixaram de ser registradas na área, 6 são clímax exigentes de luz, 4 clímax tolerantes à sombra e 4 pioneiras.

A mudança florística observada no intervalo TG determinou a significância da superioridade da riqueza registrada no inventário de 2010 em relação à observada no inventário de 1996, o que é evidenciado pelas curvas de acumulação de espécies por rarefação (Figura 2.5) e pela análise da riqueza do inventário de 2010 estimada para 1.201 em  $166 \pm 1,83$  espécies ( $Z = -13,26$ ;  $p < 0,001$ ). Por outro lado, as alterações florísticas dos intervalos menores (T1, T2, T3, T4) foram inferiores à do intervalo TG. A entrada de novas espécies nesses intervalos variou de 9 a 14 espécies (3,90 a 9,09%), enquanto a saída variou de 3 a 6 espécies (2,03 a 3,90%) (Tabela 2.3) e nenhum dos contrastes foi significativo ( $p > 0,05$ ). Em todos os intervalos analisados as maiores mudanças (entrada e saída de espécies) foram registradas entre as espécies de hábito arbóreo (Tabelas 2.1 e 2.5).

As mudanças na riqueza de espécies não refletiram mudanças significativas nos índices de diversidade espécies, uma vez que praticamente não houve diferença na equabilidade da comunidade (Tabela 2.2). As pequenas mudanças nos índices de diversidade não foram significativas em nenhuma das comparações realizadas (teste t de Hutchinson;  $p > 0,05$ ). Os perfis de diversidade dos inventários também evidenciam a ausência de diferenças significativas na diversidade de espécies (Figura 2.6), indicando que as pequenas diferenças entre a diversidade dos inventários estão mais associadas às diferenças no número de espécies (riqueza) do que em relação à abundância relativa das espécies (equabilidade).

Tabela 2.1 - Espécies arbustivo-arbóreas (DAP  $\geq$  5 cm) amostradas na Floresta de Vale do Veu de Noiva, Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, MT. As espécies estão em ordem alfabética das famílias botânicas, seguidas de seus respectivos nome popular, grupo ecológico (G.E.) e hábito (H.), onde: CL = clímax exigente de luz; CS = clímax tolerante à sombra; P = pioneira; A = árvore e a = arbusto.

Família	Nome científico	Nome Popular	G.E.	H.
<b>Anacardiaceae</b>	<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott	Gonçaleiro	CL	A
	<i>Spondias mombin</i> L.	Cajá, Cajá-mirim	CL	A
	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Pau-pombo	P	A
	<i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) J.D.Mitch.	Pau-pombo	P	A
<b>Annonaceae</b>	<i>Bocageopsis mattogrossensis</i> (R.E.Fr.) R.E.Fr.	Envira	CL	A
	<i>Duguetia echinophora</i> R.E.Fr.	Ata	CL	A
	<i>Guatteria nigrescens</i> Mart.	Conde-do-mato	CS	A
	<i>Guatteria olivacea</i> R.E.Fr.		CL	A
	<i>Unonopsis guatterioides</i> (A.DC.) R.E.Fr.		CS	A
	<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.	Pimenta-de-macaco	CL	A
	<i>Xylopia benthamii</i> R.E.Fr.	Pindaíba	CL	A
<b>Apocynaceae</b>	<i>Xylopia emarginata</i> Mart.	Pindaíba-do-brejo	CL	A
	<i>Aspidosperma spruceanum</i> Benth. ex Müll.Arg.	Peroba, Guatambu-rugoso	CS	A
	<i>Himatanthus sucuuba</i> (Spruce ex Müll.Arg.) Woodson	Sucuuba	CL	A
<b>Aquifoliaceae</b>	<i>Ilex</i> sp		CL	A
<b>Araliaceae</b>	<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire et al.	Morototó	CL	A
	<i>Schefflera vinosa</i> (Cham. & Schltdl.) Frodin & Fiaschi	Mandioquinha-falsa	CS	a
<b>Arecaceae</b>	<i>Astrocaryum aculeatum</i> G.Mey.	Tucumã	CS	A
	<i>Attalea phalerata</i> Mart. ex Spreng.	Bacuri, Acuri	CS	A
	<i>Oenocarpus distichus</i> Mart.	Norte-sul	CL	A
<b>Asteraceae</b>	<i>Koanophyllon tinctorium</i> Arruda	Anil-açú	CL	a
<b>Bignoniaceae</b>	<i>Handroanthus serratifolius</i> (A.H.Gentry) S.Grose	Ipê-amarelo	CL	A
	<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D.Don	Caroba-do-mato	CL	A
	<i>Jacaranda cuspidifolia</i> Mart.	Caroba-do-cerrado	CL	A
	<i>Sparattosperma leucanthum</i> (Vell.) K.Schum.	Ipê-branco	CL	A
	<i>Tabebuia roseoalba</i> (Ridl.) Sandwith	Ipê-branco	CL	A
<b>Boraginaceae</b>	<i>Cordia bicolor</i> A.DC.	Louro-apagão, Pereira	CL	A
<b>Burseraceae</b>	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	Amescla	CL	A
	<i>Protium pilosissimum</i> Engl.	Almecega	CL	A
	<i>Protium spruceanum</i> (Benth.) Engl.	Almecegueira, Breu	CS	A
	<i>Tetragastris altissima</i> (Aubl.) Swart		CL	A
<b>Celastraceae</b>	<i>Cheiloclinium cognatum</i> (Miers) A.C.Sm.	Bacupari-da-mata	CS	A
<b>Chrysobalanaceae</b>	<i>Hirtella glandulosa</i> Spreng.	Simbiuva, Ajurana	CL	A
	<i>Licania apetala</i> (E.Mey.) Fritsch	Ajuru	CL	A
	<i>Licania hoehnei</i> Pilg.	Tissica	CL	A
	<i>Licania kunthiana</i> Hook.f.	Tissica, Milho-torrado	CL	A
	<i>Licania sclerophylla</i> (Hook.f.) Fritsch	Caraipé, Oiticica	CL	A
<b>Combretaceae</b>	<i>Buchenavia tetraphylla</i> (Aubl.) R.A.Howard	Tanibuca, Cuianara	CL	A
	<i>Terminalia glabrescens</i> Mart.	Pau-de-sangue	CL	A
<b>Connaraceae</b>	<i>Connarus perrottetii</i> (DC.) Planch.	Olho-de-cabra	CL	A
<b>Ebenaceae</b>	<i>Diospyros sericea</i> A.DC.	Banana-de-rato	CL	A
<b>Elaeocarpaceae</b>	<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.	Capote	CL	A
	<i>Sloanea tuerckheimii</i> Donn.Sm.	Sapopema	CL	A
<b>Erythroxylaceae</b>	<i>Erythroxylum anguifugum</i> Mart.	Fruta-de-pomba	CS	a
<b>Euphorbiaceae</b>	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	Araribá, Tapiá-guaçú	CL	A
	<i>Mabea piriri</i> Aubl.	Canudo-de-pito	P	A

(cont.)

Família	Nome científico	Nome Popular	G.E.	H.
	<i>Manihot tripartita</i> (Spreng.) Müll.Arg.	Mandioca-brava	P	a
	<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	Marmeleiro-da-mata	CL	A
	<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	Marmeleiro-da-mata	CL	A
	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	Pau-de-leite	CL	A
	<i>Sebastiania membranifolia</i> Müll.Arg.	Leiteiro	CL	a
<b>Fabaceae</b>	<i>Acacia</i> sp.		CL	A
	<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.	Garapa, Garapeira	CL	A
	<i>Bauhinia mollis</i> (Bong.) D.Dietr.	Pata-de-vaca	CL	a
	<i>Chloroleucon tortum</i> (Mart.) Pittier	Jurema	CL	A
	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Copaíba, Pau-d'óleo	CS	A
	<i>Diptychandra aurantiaca</i> Tul.	Carvão-vermelho	CL	A
	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Jatobá-da-mata	CS	A
	<i>Inga cayennensis</i> Sagot ex Benth.	Ingá	CL	A
	<i>Inga cf. cylindrica</i> (Vell.) Mart.	Ingá	CL	A
	<i>Inga edulis</i> Mart.	Ingá	CL	A
	<i>Inga heterophylla</i> Willd.	Ingá-ferradura	CL	A
	<i>Inga marginata</i> Willd.	Ingá	CL	A
	<i>Inga nobilis</i> Willd.	Ingá	CL	A
	<i>Inga vera</i> Willd.	Ingá-miúdo, Ingá-doce	CL	A
	<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	Jacarandá	CL	A
	<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms	Bacába, Tenta-macanaíba	CL	A
	<i>Parkia</i> sp.		CL	A
	<i>Platymiscium floribundum</i> Vogel	Sacambu, Jacarandá	CL	A
	<i>Poecilanthe parviflora</i> Benth.	Coração-de-negro	CL	A
	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	Guarucaia	CL	A
	<i>Tachigali vulgaris</i> L.G.Silva & H.C.Lima	Carvoeiro	CL	A
	<i>Vatairea macrocarpa</i> (Benth.) Ducke	Angelim-amargo	CL	A
<b>Humiriaceae</b>	<i>Sacoglottis mattogrossensis</i> Malme	Oiticica	CL	A
<b>Hypericaceae</b>	<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Choisy	Pau-de-lacre, Lacre	P	A
<b>Icacinaeae</b>	<i>Emmotum nitens</i> (Benth.) Miers	Faia, Sobre	CL	A
<b>Lamiaceae</b>	<i>Aegiphila brachiata</i> Vell.	Tamanqueiro, Papagaio	P	a
	<i>Aegiphila verticillata</i> Vell.	Pau-de-papagaio	P	a
<b>Lauraceae</b>	<i>Aiouea cf. trinervis</i> Meisn.		CS	a
	<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	Canela-do-brejo	CS	A
	Lauraceae		CL	A
	<i>Nectandra cuspidata</i> Nees	Canela-parda	CL	A
	<i>Ocotea aciphylla</i> (Nees & Mart.) Mez	Canela-amarela	CL	A
	<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	Canela-preta	CL	A
	<i>Ocotea elegans</i> Mez	Canela	CL	A
	<i>Ocotea pomaderroides</i> (Meisn.) Mez	Canela-branca	CL	A
	<i>Ocotea spixiana</i> (Nees) Mez		CL	A
<b>Loganiaceae</b>	<i>Antonia ovata</i> Pohl		CL	A
<b>Lythraceae</b>	<i>Physocalymma scaberrimum</i> Pohl	Cega-machado, Aricá	CL	A
<b>Malpighiaceae</b>	<i>Byrsonima coriacea</i> (Sw.) DC.		CL	A
	<i>Heteropterys byrsonimifolia</i> A.Juss.	Folha-de-prata	CL	A
<b>Malvaceae</b>	<i>Apeiba tibourbou</i> Aubl.	Escova-de-macaco	CL	A
	<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	Paineira	CL	A
	<i>Eriotheca gracilipes</i> (K.Schum.) A.Robyns	Pau-de-paina	CL	A
	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Mutamba	CL	A
	<i>Pseudobombax marginatum</i> (A.St.-Hil.) A. Robyns		CL	A

(cont.)

Família	Nome científico	Nome Popular	G.E.	H.
	<i>Sterculia apetala</i> (Jacq.) H.Karst.	Manduvi	CL	A
<b>Marcgraviaceae</b>	<i>Schwartzia adamantium</i> (Cambess.) Bedell ex Gir.-Cañas	Rabo-de-arara	CL	a
<b>Melastomataceae</b>	<i>Bellucia grossularioides</i> (L.) Triana	Araçá-de-anta, Goiaba-de-anta	CS	a
	<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Triana	Folha-branca	P	a
	<i>Miconia chartacea</i> Triana	Mexeriquinha	CS	a
	<i>Miconia longifolia</i> (Aubl.) DC.	Jacatirão	CL	a
	<i>Miconia matthaei</i> Naudin	Jacatirão	CL	a
	<i>Miconia nervosa</i> (Sm.) Triana	Jacatirão	CS	a
	<i>Miconia punctata</i> (Desr.) DC.		CL	a
	<i>Miconia</i> sp		CL	a
	<i>Miconia</i> sp2		CL	a
	<i>Miconia splendens</i> (Sw.) Griseb.	Jacatirão	CL	A
	<i>Miconia tomentosa</i> (Rich.) D.Don		CS	A
	<i>Miconia minutiflora</i> (Bonpl.) DC.	Jacatirão	CL	A
	<i>Mouriri acutiflora</i> Naudin	Roncador	CL	A
<b>Meliaceae</b>	<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	Marinheiro	CS	A
	<i>Guarea kunthiana</i> A.Juss.	Jatuaúba	CS	A
	<i>Trichilia clauseni</i> C.DC.	Quebra-machado	CS	A
	<i>Trichilia pallida</i> Sw.	Cachuá	CS	A
<b>Monimiaceae</b>	<i>Mollinedia aff. schottiana</i> (Spreng.) Perkins	Capixim	CS	a
<b>Moraceae</b>	<i>Ficus guaranítica</i> Chodat	Figueira, Mata-pau	CS	A
	<i>Ficus insipida</i> Willd.	Figueira	CS	A
	<i>Ficus krukovii</i> Standl.	Figueira	CS	A
	<i>Ficus maxima</i> Mill.	Figueira	CS	A
	<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud.	Taiúva	CL	A
	<i>Pseudolmedia laevigata</i> Trécul	Carne-de-galinha	CL	A
	<i>Sorocea guilleminiana</i> Gaudich.	Folha-de-serra	CS	a
<b>Myristicaceae</b>	<i>Iryanthera</i> sp.		CS	A
	<i>Virola albidiflora</i> Ducke	Ucuúba	CL	A
	<i>Virola sebifera</i> Aubl.	Ucuúba-do-cerrado	CL	A
<b>Myrtaceae</b>	<i>Calyptanthes lucida</i> Mart. ex DC.	Jambo-do-mato	CS	A
	<i>Calyptanthes strigipes</i> O.Berg	Balsemim	CL	a
	<i>Eugenia florida</i> DC.	Jamelão	CL	A
	<i>Eugenia uniflora</i> L.	Pitanga-vermelha	CL	A
	<i>Myrcia eriocalyx</i> DC.	Balsemim	CL	A
	<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.		CL	A
	<i>Myrcia</i> sp.		CL	A
	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	Araçá	CL	A
	<i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.	Araçá	CL	A
	<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	Murta	CS	A
<b>Olacaceae</b>	<i>Heisteria densifrons</i> Engl.		CL	A
	<i>Heisteria ovata</i> Benth.		CL	A
	<i>Priogymnanthus hasslerianus</i> (Chodat) P.S.Green	Pau-de-sal	CL	A
<b>Peraceae</b>	<i>Pera heteranthera</i> (Schrack) I.M.Johnst.		CL	A
<b>Piperaceae</b>	<i>Piper amalago</i> L.	Pimenta-de-macaco	CS	a
	<i>Piper arboreum</i> Aubl.	Pimenta-de-macaco	CS	a
<b>Polygonaceae</b>	<i>Coccoloba mollis</i> Casar.	Coaçu, Folha larga	CL	A
<b>Primulaceae</b>	<i>Cybianthus brasiliensis</i> (Mez) G.Agostini	Uvinha-preta	CS	a
	<i>Cybianthus guyanensis</i> (A.DC.) Miq.	Icacoré	CS	a
	<i>Myrsine lancifolia</i> Mart.	Pau-d'água	CL	A

(cont.)

Família	Nome científico	Nome Popular	G.E.	H.
<b>Proteaceae</b>	<i>Roupala montana</i> Aubl.	Carne-de-vaca	CL	A
<b>Quiinaceae</b>	<i>Quiina rhytidopus</i> Tul.	Goma-branca	CL	A
<b>Rhamnaceae</b>	<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek	Cabrito	CL	A
	<i>Ziziphus oblongifolia</i> S. Moore	Olho-de-boi	CL	A
<b>Rubiaceae</b>	<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.	Canela-de-veado	CL	A
	<i>Cordia macrophylla</i> (K.Schum.) Kuntze	Fruta-de-veado	CS	a
	<i>Cordia</i> sp.		CL	A
	<i>Coussarea hydrangeifolia</i> (Benth.) Müll.Arg.	Cinzeiro	CS	a
	<i>Guettarda</i> sp.		CL	a
	<i>Palicourea cf. nitidella</i> (Müll.Arg.) Standl.		CS	A
	<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.		CS	A
	Rubiaceae		CS	a
	<i>Tocoyena brasiliensis</i> Mart.	Marmelada	CS	a
<b>Rutaceae</b>	<i>Metrodorea stipularis</i> Mart.	Chupa-ferro	CS	A
<b>Salicaceae</b>	<i>Banara tomentosa</i> Clos	Guaçatunga-preta	CL	A
	<i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb.	Cascaria, Puleiro-de-pombo	CS	A
	<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	Laranjinha, Pau-de-espeto	CL	A
<b>Sapindaceae</b>	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	Três-folhas	CL	A
	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	Cragoatã-branco	CL	A
	<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	Camboatã, Cragoatã	CL	A
	<i>Talisia subalbans</i> (Mart.) Radlk.	Cascudinho	CL	A
<b>Sapotaceae</b>	<i>Chrysophyllum amazonicum</i> T.D.Penn.	Pau-doce, Abiurana	CL	A
	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.	Guatambú-de-leite	CS	A
	<i>Ecclinusa ramiflora</i> Mart.	Fruta-banana, Leiteiro	CS	A
	<i>Elaeoluma glabrescens</i> (Mart. & Eichler) Aubrév.		CS	A
	<i>Micropholis venulosa</i> (Mart. & Eichler) Pierre		CL	A
	<i>Pouteria gardneri</i> (Mart. & Miq.) Baehni	Leiteiro-folha-miúda	CS	A
	<i>Pouteria ramiflora</i> (Mart.) Radlk.	Fruta-de-veado	CL	A
	<i>Pouteria torta</i> (Mart.) Radlk.		CL	A
<b>Simaroubaceae</b>	<i>Simarouba amara</i> Aubl.	Pau-de-perdiz	CL	A
<b>Siparunaceae</b>	<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	Negramina	CS	a
<b>Styracaceae</b>	<i>Styrax pohlii</i> A.DC.	Árvore-do-bálsamo	CS	A
<b>Urticaceae</b>	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Embaúba	P	A
	<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich. ex Wedd.	Urtigão	CL	a
<b>Vochysiaceae</b>	<i>Qualea multiflora</i> Mart.	Pau-terra	CL	A
	<i>Vochysia haenkeana</i> Mart.	Escorrega-macaco	CL	A

Tabela 2.2 - Características da vegetação arbustivo-arbórea ( $DAP \geq 5$  cm) amostrada na Floresta de Vale do Véu de Noiva, Parque Nacional da Chapada dos Guimarães - MT, para os anos inventariados com os respectivos valores de riqueza observada ( $S_{obs}$ ), estimador de riqueza Jackknife de 1ª ordem (Jack 1), riqueza observada em relação à riqueza estimada ( $S_{obs}(\%)$ ), porcentagem do número de espécies amostrada por um indivíduo (Sp. ( $n = 1$ )), índice de diversidade de Shanon ( $H'$ ), índice de equabilidade ( $J'$ ), número de indivíduos (N) e área basal (AB em  $m^2$ ).

	<b>1996</b>	<b>1999</b>	<b>2003</b>	<b>2006</b>	<b>2010</b>
<b><math>S_{obs}</math></b>	148	154	154	162	168
<b>Jack 1</b>	194,3	204,1	202,2	214,9	225,6
<b><math>S_{obs}(\%)</math></b>	76,2	75,5	76,2	75,4	74,5
<b>Sp. (<math>n = 1</math>)</b>	28,4%	29,2%	29,2%	30,9 %	30,4%
<b><math>H'</math></b>	4,3	4,31	4,32	4,35	4,37
<b><math>J'</math></b>	0,86	0,86	0,86	0,86	0,85
<b>N</b>	1.201	1.233	1.274	1.276	1.251
<b>AB (<math>m^2</math>)</b>	25,36	25,71	26,43	26,96	26,39

Tabela 2.3 - Mudança na riqueza de espécies arbustivo-arbóreas ( $DAP \geq 5$  cm) registrada na Floresta de Vale do Véu de Noiva, Parque Nacional da Chapada dos Guimarães - MT, ao longo de cada intervalo analisado (T1 = 1996-1999; T2 = 1999-2003; T3 = 2003 – 2006; T4 = 2006 – 2010 e TG = 1996 – 2010).  $S_{mort}$  = número de espécies que apresentaram mortalidade e  $S_{recr}$  = número de espécies que apresentaram recrutamento.

	T1	T2	T3	T4	TG
Riqueza Inicial	148	154	154	162	148
Ganho de espécies	9 (6,1%)	6 (3,9%)	14 (9,1%)	11 (6,8%)	34 (23,0%)
Perda de espécies	3 (2,0%)	6 (3,9%)	6 (3,9%)	5 (3,1%)	14 (9,5%)
Riqueza Final	154	154	162	168	168
$S_{mort}$	44	57	66	78	97
$S_{recr}$	56	72	73	69	121

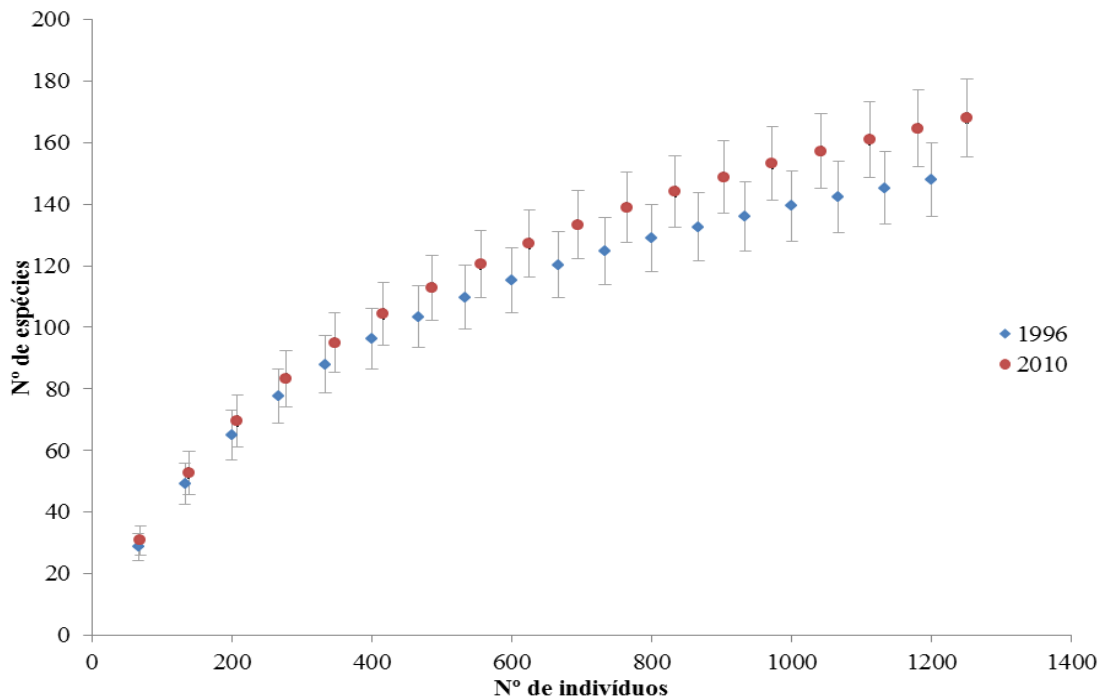


Figura 2.5 - Curva de acumulação de espécies arbustivo-arbóreas (DAP  $\geq$  5 cm) calculada por rarefação (Mao Tao) para os inventariados realizados em 1996 e 2010 na Floresta de Vale do Véu de Noiva, Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, MT.

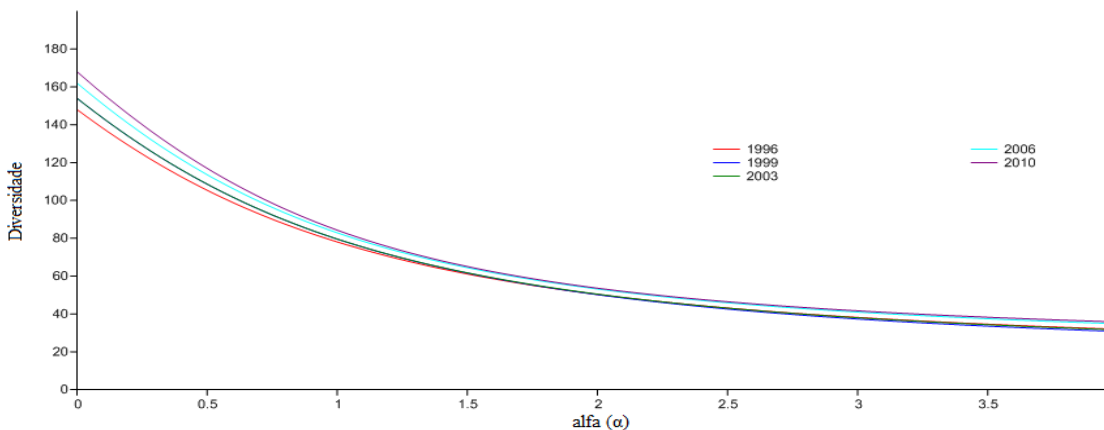


Figura 2.6 - Perfis de diversidade da vegetação arbustivo-arbórea calculados para os inventários realizados na Floresta de Vale do Véu de Noiva, Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, MT.

### 2.3.2 Mudança na Contribuição dos Grupos Ecológicos para a Composição Florística

Durantes o período estudado a comunidade manteve o mesmo padrão de distribuição das espécies nos grupos ecológicos, no qual a maior representatividade foi do grupo das clímax exigentes de luz (CL), enquanto o grupo das pioneiras foi o menos



representativo (Tabelas 2.4). O grupo das clímax tolerantes à sombra ocupou posição intermediária. A alteração temporal no número de espécies entre os grupos ecológicos foi baixa, não refletindo alterações significativas ( $\chi^2 = 1,97$ ;  $p = 0,98$ ).

Apesar de baixa, as mudanças na composição florística revelaram tendência geral de aumento no grupo das clímax exigentes de luz e clímax tolerantes à sombra e redução nas pioneiras (Tabela 2.4). Esse último grupo não apresentou nenhuma espécie ingressando nos anos inventariados, foi apenas registrada a saída de 4 espécies ao longo dos 14 anos analisados.

Tabela 2.4 - Mudança na riqueza de espécies arbustivo-arbóreas ( $DAP \geq 5$  cm) registrada na Floresta de Vale do Véu de Noiva, Parque Nacional da Chapada dos Guimarães - MT, ao longo de cada intervalo analisado por grupos ecológicos: CL = clímax exigente de sol; CS = clímax tolerante à sombra; P = pioneira. Onde: T1 = 1996-1999; T2 = 1999-2003; T3 = 2003 – 2006; T4 = 2006 – 2010 e TG = 1996 – 2010.

	T1	T2	T3	T4	TG
CL					
Riqueza Inicial	100	106	109	111	100
Ganho de espécies	7	5	6	6	22
Perda de espécies	1	2	4	-	5
Riqueza Final	106	109	111	117	117
Mudança Líquida (%)	6.0	2.8	1.8	5.4	17.0
CS					
Riqueza Inicial	39	41	38	40	39
Ganho de espécies	2	1	4	3	7
Perda de espécies	-	4	2	2	5
Riqueza Final	41	38	40	41	41
Mudança Líquida (%)	5.1	-7.3	5.3	2.5	5.1
P					
Riqueza Inicial	9	7	7	7	9
Ganho de espécies	-	-	-	-	-
Perda de espécies	2	-	-	2	4
Riqueza Final	7	7	7	5	5
Mudança Líquida (%)	-22.2	-	-	-28.6	-44.4

### 2.3.3 Mudanças na Estrutura

Analisando a contribuição individual das populações na estruturação da comunidade, com base no Valor de Importância (VI), verificou-se que cerca de 20% das espécies representaram entre 57,8 e 62,1% do VI da comunidade (1996 = 62,1%; 1999 = 56,4%; 2003 = 56,8%; 2006 = 56,1%; 2010 = 57,9%) e entre 57,8 a 61,36% do total de indivíduos (1996 = 57,8%; 1999 = 58,3%; 2003 = 59,6%; 2006 = 58,6%; 2010 = 61,4%) (Tabela 2.5). Por outro lado, aproximadamente 40% das espécies foram representadas por poucos indivíduos ( $N \leq 2$ ), em todos os inventários.

A posição hierárquica das espécies, com base no VI entre os anos inventariados, mudou pouco (Tabela 2.5). Analisando o grupo das 10 espécies mais representativas da comunidade em termos de VI no primeiro inventário, observou-se que 4 espécies apresentaram mudanças negativas, 5 positivas e apenas *Siparuna guianensis* se manteve na mesma posição em relação ao levantamento de 2010. Essas mudanças foram de pequena ordem, com as espécies mudando de 1 a 2 posições no ranqueamento de VI. Maiores mudanças foram observadas somente em *Jacaranda copaia*, que passou da 6ª posição em 1996 para a 10ª em 2010 e em *Unonopsis lindmanii* (8ª para 15ª).

Considerando número maior de espécies representativas da comunidade no primeiro inventário, 20% do número total de espécies, esse padrão de mudanças foi semelhante com pequenas alterações. Nesse sentido 14 espécies apresentaram mudanças positivas, 15 apresentaram mudanças negativas e apenas uma se manteve na posição original em relação ao inventário de 2010. Mudanças positivas mais proeminentes foram observadas em *Matayba elaeagnoides* (20ª para a 13ª), *Sacoglottis mattogrossensis* (23ª para 16ª) e *Maprounea guianensis* (26ª para 19ª). As mudanças negativas foram maiores para as espécies *Unonopsis lindmanii* (8ª para 15ª), *Micropholis venulosa* (12ª para 17ª), *Oenocarpus distichus* (17ª para 59ª), *Matayba guianensis* (25ª para 31ª) e *Crysophyllum amazonicum* (27ª para 38ª). Assim, as mudanças em densidade e área basal das espécies ao longo do período estudado refletiram poucas alterações para as espécies mais representativas da comunidade, principalmente para o grupo das 10 mais representativas no primeiro inventário.

Analisando os padrões de ocupação do espaço das espécies mais representativas da comunidade em termos de VI, observou-se que *Sloanea tuerckheimii*, *Jacaranda copaia*, *Ocotea aciphylla*, *Micropholis venulosa*, *Hymenaea courbaril* e *Tachigali*

*vulgaris* destacaram-se na estrutura da comunidade principalmente devido à área seccional de seus indivíduos. Por outro lado, *Siparuna guianensis*, *Ecclinusa ramiflora*, *Pseudolmedia laevigata*, *Calyptranthes lucida* e *Protium pilosissimum* destacaram-se principalmente devido ao elevado número de indivíduos. Tais padrões foram observados em todos os anos inventariados para essas mesmas espécies, o que indica tendência de estabilidade nos padrões de ocupação do espaço para as espécies mais representativas.

A posição hierárquica das principais populações nos intervalos menores (T1, T2, T3 e T4) também apresentou apenas pequenas mudanças (Tabela 2.5) reforçando a hipótese de estabilidade para as espécies mais representativas da comunidade. Além disso, não foi observado padrão evidente de mudanças nos parâmetros fitossociológicos das principais populações da comunidade ao longo dos anos inventariados, o que sugere que as mudanças observadas são estocásticas, porém possivelmente em resposta a alterações ambientais específicas. No intervalo T4 (2006 – 2010) não foram identificadas mudanças diferenciadas das que foram observadas nos intervalos anteriores em relação aos parâmetros fitossociológicos das principais populações da comunidade.

Tabela 2.5 - Lista das espécies arbustivo-arbóreas (DAP  $\geq$  5 cm) amostradas nos inventários realizados (1996, 1999, 2003, 2006, 2010) nas 18 parcelas de 600 m<sup>2</sup>, na Floresta de Vale do Vêu de Noiva, Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, MT, com os valores absolutos de número de indivíduos (N), área basal (AB em m<sup>2</sup>) e valor de importância em porcentagem (VI). As espécies estão em ordem decrescente do VI no ano de 2010.

Nome Científico	1996			1999			2003			2006			2010		
	N	AB	VI (%)	N	AB	VI (%)	N	AB	VI (%)	N	AB	VI (%)	N	AB	VI (%)
<i>Ecclinusa ramiflora</i>	56	0,98	3,69	59	1,03	3,76	63	1,02	3,74	61	1,00	3,54	61	0,99	3,60
<i>Sloanea tuerckheimii</i>	44	1,30	3,70	44	1,31	3,65	46	1,39	3,70	46	1,34	3,57	43	1,34	3,50
<i>Siparuna guianensis</i>	76	0,30	3,34	83	0,32	3,54	82	0,28	3,48	71	0,26	3,19	63	0,19	2,82
<i>Calyptranthes lucida</i>	47	0,47	2,63	43	0,49	2,49	46	0,52	2,54	46	0,56	2,60	46	0,51	2,59
<i>Pseudolmedia laevigata</i>	45	0,79	2,80	43	0,76	2,65	42	0,72	2,50	40	0,76	2,52	40	0,78	2,59
<i>Ocotea aciphylla</i>	12	1,08	2,20	13	1,16	2,30	15	1,26	2,41	15	1,39	2,53	16	1,32	2,58
<i>Protium pilosissimum</i>	39	0,19	1,99	43	0,21	2,07	40	0,19	1,89	43	0,20	1,96	47	0,20	2,23
<i>Bocageopsis mattogrossensis</i>	28	0,33	1,93	31	0,37	2,02	32	0,41	2,03	33	0,46	2,09	34	0,51	2,22
<i>Trichilia clauseni</i>	35	0,53	1,87	35	0,57	1,87	39	0,62	1,99	40	0,70	2,08	39	0,75	2,17
<i>Jacaranda copaia</i>	13	1,16	2,21	11	1,16	2,12	10	1,00	1,83	9	1,12	1,98	9	1,23	2,15
<i>Tachigali vulgaris</i>	13	0,65	1,66	15	0,77	1,85	15	0,87	1,86	15	1,06	2,06	12	1,10	2,01
<i>Hymenaea courbaril</i>	10	0,83	1,75	12	0,85	1,86	12	0,87	1,84	12	0,90	1,84	11	0,92	1,87
<i>Matayba elaeagnoides</i>	28	0,26	1,38	25	0,25	1,25	26	0,28	1,27	28	0,31	1,41	36	0,34	1,87
<i>Nectandra cuspidata</i>	21	0,51	1,90	25	0,55	2,02	31	0,75	2,43	31	0,57	2,28	20	0,35	1,70
<i>Unonopsis guatterioides</i>	31	0,46	2,12	29	0,46	2,01	27	0,44	1,87	24	0,33	1,68	25	0,29	1,69
<i>Sacoglottis mattogrossensis</i>	16	0,33	1,26	17	0,36	1,30	23	0,42	1,50	27	0,51	1,70	25	0,55	1,66
<i>Micropholis venulosa</i>	9	0,90	1,89	9	0,93	1,89	10	0,95	1,88	10	0,98	1,88	9	0,83	1,65
<i>Sparattosperma leucanthum</i>	3	0,81	1,34	3	0,81	1,32	3	1,11	1,66	3	1,11	1,63	2	1,12	1,58
<i>Maprounea guianensis</i>	13	0,21	1,22	14	0,23	1,25	14	0,27	1,25	15	0,22	1,14	23	0,24	1,45
<i>Inga vera</i>	22	0,24	1,57	23	0,25	1,58	24	0,21	1,50	25	0,17	1,52	22	0,11	1,38
<i>Ocotea pomaderroides</i>	17	0,39	1,44	17	0,41	1,43	17	0,42	1,34	20	0,45	1,49	15	0,45	1,33
<i>Pouteria ramiflora</i>	11	0,46	1,42	11	0,39	1,24	11	0,41	1,23	11	0,43	1,24	11	0,48	1,32

(cont.)

Nome Científico	1996			1999			2003			2006			2010		
	N	AB	VI (%)	N	AB	VI (%)	N	AB	VI (%)	N	AB	VI (%)	N	AB	VI (%)
<i>Protium heptaphyllum</i>	24	0,33	1,35	24	0,34	1,34	26	0,21	1,25	25	0,22	1,16	26	0,25	1,30
<i>Apuleia leiocarpa</i>	7	0,49	1,16	7	0,52	1,17	7	0,51	1,19	6	0,53	1,17	6	0,54	1,20
<i>Eugenia florida</i>	17	0,07	1,02	19	0,07	0,98	23	0,08	1,13	21	0,09	1,19	20	0,08	1,18
<i>Sloanea guianensis</i>	6	0,47	1,10	7	0,53	1,19	8	0,62	1,36	7	0,53	1,14	7	0,54	1,18
<i>Guatteria nigrescens</i>	18	0,27	1,25	18	0,28	1,22	16	0,30	1,17	16	0,35	1,21	14	0,37	1,14
<i>Ormosia arborea</i>	15	0,14	0,79	17	0,11	0,79	22	0,13	0,93	22	0,16	0,89	24	0,20	1,07
<i>Ocotea elegans</i>	9	0,46	1,18	9	0,47	1,17	10	0,48	1,24	9	0,32	0,99	14	0,16	1,06
<i>Elaeoluma glabrescens</i>	7	0,36	0,92	8	0,36	1,00	8	0,38	0,99	8	0,39	0,99	8	0,39	1,01
<i>Matayba guianensis</i>	17	0,25	1,25	16	0,25	1,20	19	0,26	1,38	19	0,23	1,32	15	0,15	1,01
<i>Heisteria ovata</i>	6	0,12	0,65	7	0,13	0,74	8	0,13	0,75	8	0,14	0,74	12	0,15	0,94
<i>Physocalymma scaberrimum</i>	12	0,17	0,88	12	0,17	0,87	12	0,18	0,85	12	0,20	0,85	12	0,21	0,88
<i>Miconia matthaei</i>	16	0,08	0,80	17	0,06	0,79	17	0,06	0,82	16	0,07	0,80	16	0,07	0,88
<i>Inga heterophylla</i>	-	-	-	2	0,00	0,19	7	0,02	0,39	10	0,05	0,74	11	0,08	0,87
<i>Amaioua guianensis</i>	7	0,09	0,57	7	0,10	0,57	8	0,10	0,65	9	0,11	0,73	11	0,12	0,87
<i>Cordia bicolor</i>	6	0,37	0,85	6	0,37	0,84	6	0,40	0,85	7	0,42	0,94	6	0,42	0,87
<i>Chrysophyllum amazonicum</i>	11	0,22	1,18	11	0,23	1,17	12	0,26	1,19	11	0,21	1,03	9	0,20	0,85
<i>Cheiloclinium cognatum</i>	15	0,15	0,93	15	0,15	0,92	16	0,13	0,89	15	0,14	0,86	14	0,12	0,82
<i>Inga marginata</i>	5	0,10	0,46	8	0,11	0,62	10	0,07	0,65	14	0,09	0,83	14	0,10	0,80
<i>Coussarea hydrangeifolia</i>	11	0,11	0,77	10	0,09	0,70	10	0,07	0,66	13	0,09	0,81	13	0,08	0,80
<i>Machaerium brasiliense</i>	11	0,27	1,04	10	0,24	0,90	9	0,13	0,71	9	0,17	0,74	8	0,20	0,77
<i>Copaifera langsdorffii</i>	5	0,37	0,88	5	0,39	0,90	4	0,34	0,72	4	0,36	0,72	4	0,38	0,76
<i>Priogymnanthus hasslerianus</i>	9	0,31	1,04	9	0,33	1,05	8	0,32	0,92	7	0,32	0,87	7	0,26	0,76
<i>Licania apetala</i>	8	0,14	0,74	7	0,15	0,70	8	0,15	0,71	8	0,17	0,71	8	0,18	0,74
<i>Connarus perrottetii</i>	7	0,04	0,63	8	0,05	0,65	7	0,04	0,54	11	0,06	0,66	13	0,06	0,72
<i>Miconia chartacea</i>	19	0,14	0,91	19	0,14	0,89	18	0,13	0,82	20	0,14	0,93	16	0,09	0,72

(cont.)

Nome Científico	1996			1999			2003			2006			2010		
	N	AB	VI (%)	N	AB	VI (%)	N	AB	VI (%)	N	AB	VI (%)	N	AB	VI (%)
<i>Casearia arborea</i>	6	0,04	0,42	8	0,06	0,55	8	0,07	0,54	8	0,05	0,51	10	0,06	0,71
<i>Alchornea glandulosa</i>	8	0,41	1,08	7	0,23	0,81	7	0,21	0,82	6	0,22	0,73	5	0,24	0,68
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	6	0,16	0,64	6	0,17	0,64	6	0,19	0,64	6	0,20	0,65	6	0,21	0,67
<i>Virola sebifera</i>	7	0,10	0,65	7	0,11	0,65	8	0,12	0,73	10	0,13	0,77	9	0,10	0,66
<i>Xylopia emarginata</i>	3	0,24	0,53	3	0,24	0,52	4	0,26	0,61	4	0,27	0,61	4	0,28	0,64
<i>Inga cayennensis</i>	5	0,02	0,29	8	0,03	0,45	12	0,07	0,83	10	0,10	0,75	7	0,10	0,61
<i>Tocoyena brasiliensis</i>	14	0,08	0,88	15	0,09	0,90	14	0,09	0,84	10	0,07	0,58	10	0,07	0,59
<i>Xylopia aromatica</i>	4	0,03	0,34	6	0,04	0,46	7	0,05	0,49	9	0,06	0,49	11	0,08	0,58
<i>Guarea guidonia</i>	10	0,15	0,73	8	0,16	0,67	7	0,17	0,58	6	0,18	0,55	6	0,18	0,57
<i>Protium spruceanum</i>	6	0,20	0,75	7	0,14	0,75	8	0,15	0,77	7	0,04	0,53	7	0,05	0,55
<i>Tapirira guianensis</i>	10	0,25	0,73	12	0,28	0,81	10	0,29	0,75	8	0,14	0,50	6	0,16	0,54
<i>Oenocarpus distichus</i>	13	0,49	1,46	13	0,50	1,44	10	0,36	1,14	7	0,27	0,81	4	0,14	0,53
<i>Miconia punctata</i>	13	0,16	0,96	9	0,10	0,63	10	0,12	0,66	10	0,13	0,66	6	0,07	0,49
<i>Eriotheca gracilipes</i>	1	0,26	0,43	1	0,27	0,44	1	0,29	0,46	1	0,30	0,46	1	0,30	0,47
<i>Attalea phalerata</i>	2	0,19	0,43	2	0,19	0,42	2	0,22	0,45	2	0,22	0,45	2	0,22	0,46
<i>Sapium glandulosum</i>	11	0,18	0,80	9	0,18	0,67	5	0,09	0,43	4	0,08	0,39	4	0,14	0,46
<i>Hirtella glandulosa</i>	2	0,08	0,29	2	0,08	0,28	3	0,09	0,38	4	0,09	0,40	5	0,10	0,45
<i>Miconia longifolia</i>	9	0,07	0,54	10	0,08	0,63	9	0,08	0,58	7	0,09	0,47	7	0,06	0,44
<i>Cordia macrophylla</i>	4	0,02	0,34	6	0,03	0,52	6	0,04	0,51	6	0,04	0,51	5	0,05	0,44
<i>Schefflera morototoni</i>	3	0,09	0,34	3	0,12	0,36	3	0,14	0,38	3	0,16	0,40	3	0,19	0,44
<i>Miconia splendens</i>	5	0,09	0,45	6	0,09	0,47	6	0,09	0,45	5	0,09	0,48	6	0,10	0,53
<i>Guarea kunthiana</i>	6	0,14	0,54	6	0,15	0,54	6	0,14	0,52	5	0,13	0,42	5	0,14	0,43
<i>Cordia sp.</i>	9	0,05	0,38	9	0,05	0,37	10	0,06	0,40	10	0,07	0,41	10	0,08	0,43
<i>Emmotum nitens</i>	1	0,09	0,21	1	0,09	0,20	2	0,09	0,29	2	0,09	0,29	4	0,10	0,42
<i>Guatteria olivacea</i>	1	0,05	0,16	1	0,05	0,16	3	0,08	0,30	4	0,10	0,35	4	0,11	0,42

(cont.)

Nome Científico	1996			1999			2003			2006			2010		
	N	AB	VI (%)	N	AB	VI (%)	N	AB	VI (%)	N	AB	VI (%)	N	AB	VI (%)
<i>Pera heteranthera</i>	2	0,13	0,35	2	0,14	0,36	2	0,15	0,36	2	0,17	0,38	2	0,19	0,41
<i>Himatanthus sucuuba</i>	3	0,04	0,33	3	0,04	0,33	5	0,06	0,51	5	0,07	0,51	4	0,04	0,40
<i>Licania sclerophylla</i>	4	0,02	0,40	5	0,02	0,42	4	0,02	0,38	4	0,03	0,38	4	0,03	0,38
<i>Myrcia splendens</i>	1	0,01	0,10	1	0,01	0,10	1	0,01	0,10	3	0,02	0,28	6	0,03	0,37
<i>Ocotea corymbosa</i>	2	0,01	0,19	2	0,01	0,19	5	0,02	0,27	6	0,02	0,30	7	0,03	0,35
<i>Myrcia tomentosa</i>	2	0,05	0,25	2	0,05	0,25	2	0,06	0,25	2	0,06	0,25	3	0,07	0,35
<i>Bauhinia mollis</i>	4	0,07	0,40	3	0,05	0,33	3	0,06	0,34	4	0,07	0,37	3	0,07	0,35
<i>Sterculia apetala</i>	2	0,12	0,34	2	0,12	0,34	2	0,12	0,33	2	0,13	0,33	2	0,14	0,35
<i>Sorocea guilleminiana</i>	3	0,01	0,29	3	0,01	0,29	3	0,01	0,28	3	0,01	0,27	5	0,02	0,34
<i>Cecropia pachystachya</i>	14	0,28	1,08	10	0,19	0,83	8	0,16	0,66	3	0,12	0,41	2	0,12	0,33
<i>Piper amalago</i>	2	0,01	0,13	1	0,00	0,10	1	0,00	0,09	1	0,00	0,09	-	-	-
<i>Tetragastris altissima</i>	4	0,09	0,49	5	0,09	0,45	5	0,07	0,41	4	0,08	0,32	4	0,08	0,33
<i>Duguetia echinophora</i>	2	0,02	0,21	2	0,02	0,21	2	0,03	0,21	3	0,04	0,30	3	0,04	0,32
<i>Spondias mombin</i>	5	0,22	0,62	3	0,06	0,28	3	0,07	0,29	3	0,08	0,30	3	0,09	0,32
<i>Licania kunthiana</i>	3	0,02	0,24	3	0,02	0,24	4	0,02	0,32	5	0,02	0,34	4	0,02	0,31
<i>Miconia albicans</i>	11	0,05	0,63	8	0,04	0,52	4	0,02	0,38	6	0,03	0,43	4	0,02	0,31
<i>Metrodorea stipularis</i>	3	0,11	0,29	3	0,11	0,29	3	0,12	0,29	2	0,11	0,25	3	0,14	0,31
<i>Myrsine lancifolia</i>	3	0,02	0,17	3	0,02	0,17	3	0,02	0,17	4	0,02	0,25	5	0,03	0,29
<i>Mabea piriri</i>	4	0,11	0,51	4	0,12	0,52	3	0,12	0,42	4	0,14	0,52	2	0,09	0,28
<i>Simarouba amara</i>	1	0,13	0,26	1	0,13	0,26	1	0,14	0,26	1	0,15	0,27	1	0,15	0,28
<i>Quiina rhytidopus</i>	7	0,18	0,75	9	0,19	0,80	7	0,14	0,60	6	0,15	0,58	4	0,04	0,28
<i>Vochysia haenkeana</i>	2	0,03	0,23	2	0,04	0,23	2	0,05	0,24	2	0,06	0,25	2	0,08	0,27
<i>Licania hoehnei</i>	5	0,05	0,47	4	0,03	0,34	5	0,04	0,37	5	0,05	0,37	3	0,05	0,27
<i>Vatairea macrocarpa</i>	3	0,16	0,43	3	0,17	0,43	4	0,18	0,46	5	0,22	0,52	3	0,06	0,27
<i>Pouteria torta</i>	1	0,06	0,17	1	0,06	0,17	1	0,06	0,16	1	0,06	0,16	2	0,07	0,26

(cont.)

Nome Científico	1996			1999			2003			2006			2010		
	N	AB	VI (%)	N	AB	VI (%)	N	AB	VI (%)	N	AB	VI (%)	N	AB	VI (%)
<i>Handroanthus serratifolius</i>	3	0,04	0,27	3	0,04	0,26	3	0,04	0,26	3	0,05	0,25	3	0,05	0,26
<i>Miconia nervosa</i>	1	0,00	0,10	1	0,00	0,09	3	0,01	0,21	4	0,01	0,24	4	0,02	0,25
<i>Poecilanthe parviflora</i>	1	0,11	0,24	1	0,11	0,24	1	0,11	0,23	1	0,12	0,23	1	0,12	0,24
<i>Calyptranthes strigipes</i>	2	0,04	0,24	2	0,04	0,23	2	0,04	0,23	3	0,05	0,26	2	0,05	0,24
<i>Allophylus edulis</i>	5	0,03	0,50	5	0,03	0,49	6	0,04	0,51	6	0,03	0,44	3	0,02	0,23
NI 1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,08	0,18	1	0,10	0,22
<i>Mollinedia aff. schottiana</i>	2	0,01	0,19	2	0,01	0,19	3	0,01	0,21	3	0,01	0,21	3	0,02	0,22
<i>Tapirira obtusa</i>	1	0,01	0,11	1	0,02	0,11	1	0,02	0,11	2	0,02	0,20	2	0,03	0,21
<i>Buchenavia tetraphylla</i>	2	0,02	0,21	2	0,02	0,21	3	0,02	0,29	3	0,03	0,29	2	0,03	0,21
<i>Myrciaria floribunda</i>	2	0,02	0,21	2	0,02	0,20	2	0,02	0,20	2	0,02	0,20	2	0,02	0,20
<i>Inga cf. cylindrica</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,01	0,10	2	0,02	0,20
<i>Sebastiania membranifolia</i>	7	0,09	0,45	7	0,09	0,43	6	0,08	0,38	4	0,07	0,32	3	0,05	0,20
<i>Heisteria densifrons</i>	2	0,01	0,20	2	0,01	0,20	2	0,01	0,19	2	0,01	0,19	2	0,02	0,20
<i>Guazuma ulmifolia</i>	1	0,08	0,19	1	0,08	0,20	1	0,09	0,20	1	0,09	0,19	1	0,09	0,20
<i>Qualea multiflora</i>	8	0,04	0,34	9	0,05	0,37	7	0,04	0,29	6	0,04	0,27	4	0,03	0,20
<i>Diospyros sericea</i>	-	-	-	-	-	-	1	0,00	0,09	1	0,00	0,09	2	0,01	0,19
<i>Bellucia grossularioides</i>	5	0,03	0,37	5	0,03	0,43	4	0,02	0,25	3	0,01	0,27	2	0,01	0,19
<i>Platymiscium floribundum</i>	2	0,03	0,16	2	0,03	0,16	2	0,04	0,16	2	0,05	0,17	2	0,06	0,19
<i>Aspidosperma spruceanum</i>	2	0,08	0,29	1	0,08	0,19	1	0,08	0,19	1	0,08	0,18	1	0,08	0,19
<i>Acacia sp.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,00	0,09	2	0,01	0,18
<i>Xylopia benthamii</i>	-	-	-	1	0,00	0,09	1	0,00	0,09	1	0,00	0,09	2	0,01	0,18
<i>Maclura tinctoria</i>	1	0,02	0,12	1	0,02	0,12	1	0,04	0,14	1	0,05	0,15	1	0,07	0,17
<i>Diptychandra aurantiaca</i>	1	0,03	0,13	1	0,03	0,13	1	0,03	0,13	1	0,06	0,16	1	0,06	0,16
<i>Roupala montana</i>	2	0,03	0,16	2	0,03	0,16	2	0,03	0,16	2	0,04	0,16	2	0,04	0,16
<i>Styrax pohlii</i>	1	0,03	0,13	1	0,03	0,13	1	0,03	0,13	2	0,04	0,22	1	0,04	0,14



(cont.)

Nome Científico	1996			1999			2003			2006			2010		
	N	AB	VI (%)	N	AB	VI (%)	N	AB	VI (%)	N	AB	VI (%)	N	AB	VI (%)
<i>Myrcia guianensis</i>	1	0,01	0,10	1	0,01	0,10	1	0,01	0,10	1	0,01	0,10	2	0,01	0,13
<i>Antonia ovata</i>	1	0,03	0,13	1	0,03	0,13	1	0,03	0,12	1	0,03	0,13	1	0,04	0,13
<i>Pseudobombax marginatum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,00	0,09	2	0,01	0,12
<i>Erythroxylum anguifugum</i>	1	0,00	0,10	2	0,00	0,19	1	0,00	0,09	1	0,00	0,09	2	0,00	0,12
<i>Urera baccifera</i>	5	0,05	0,39	5	0,05	0,39	3	0,04	0,26	2	0,04	0,16	1	0,03	0,12
<i>Iryanthera sp.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	0,01	0,12
<i>Senegalia polyphylla</i>	1	0,01	0,10	1	0,01	0,10	1	0,01	0,10	1	0,01	0,10	1	0,02	0,11
<i>Astronium fraxinifolium</i>	1	0,01	0,11	1	0,01	0,10	1	0,01	0,10	1	0,01	0,10	1	0,01	0,11
<i>Terminalia glabrescens</i>	1	0,01	0,10	1	0,01	0,10	1	0,01	0,11	1	0,02	0,11	1	0,02	0,11
<i>Chloroleucon tortum</i>	1	0,01	0,10	1	0,01	0,10	1	0,01	0,10	1	0,01	0,10	1	0,01	0,10
<i>Ficus maxima</i>	1	0,01	0,10	1	0,01	0,10	1	0,01	0,10	1	0,01	0,09	1	0,01	0,10
<i>Jacaranda cuspidifolia</i>	-	-	-	2	0,01	0,13	1	0,01	0,10	1	0,01	0,10	1	0,01	0,10
<i>Casearia gossypiosperma</i>	2	0,01	0,19	2	0,01	0,19	3	0,01	0,28	1	0,01	0,10	1	0,01	0,10
<i>Ceiba speciosa</i>	1	0,00	0,10	1	0,00	0,10	1	0,01	0,10	1	0,01	0,09	1	0,01	0,10
<i>Coccoloba mollis</i>	1	0,01	0,10	1	0,01	0,10	1	0,01	0,10	1	0,01	0,10	1	0,01	0,10
<i>Astrocaryum aculeatum</i>	1	0,01	0,10	1	0,01	0,10	1	0,01	0,10	1	0,01	0,09	1	0,01	0,10
<i>Miconia sp.</i>	-	-	-	1	0,00	0,09	1	0,00	0,09	1	0,01	0,10	1	0,01	0,10
<i>Ficus insipida</i>	1	0,01	0,10	1	0,01	0,10	1	0,01	0,10	1	0,01	0,10	1	0,01	0,10
<i>Parkia sp.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,00	0,09	1	0,00	0,09
<i>Ficus guaranitica</i>	-	-	-	-	-	-	1	0,00	0,09	1	0,00	0,09	1	0,01	0,09
<i>Byrsonima coriacea</i>	1	0,06	0,17	1	0,06	0,17	1	0,07	0,18	2	0,08	0,27	1	0,01	0,09
<i>Myrcia eriocalyx</i>	1	0,04	0,14	1	0,04	0,14	1	0,04	0,13	1	0,00	0,09	1	0,00	0,09
<i>Pouteria gardneri</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,00	0,09	1	0,00	0,09
NI 5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,00	0,09
<i>Miconia sp.2</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,00	0,09	1	0,00	0,09

(cont.)

Nome Científico	1996			1999			2003			2006			2010		
	N	AB	VI (%)	N	AB	VI (%)	N	AB	VI (%)	N	AB	VI (%)	N	AB	VI (%)
<i>Miconia tomentosa</i>	-	-	-	-	-	-	1	0,00	0,09	2	0,01	0,18	1	0,00	0,09
<i>Psychotria carthagenensis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,00	0,09	1	0,00	0,09
<i>Cybianthus brasiliensis</i>	1	0,00	0,10	1	0,00	0,09	-	-	-	1	0,00	0,09	1	0,00	0,09
<i>Cybianthus guyanensis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,00	0,09	1	0,00	0,09
<i>Aiouea cf. trinervis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,00	0,09
Rubiaceae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,00	0,09
<i>Ziziphus oblongifolia</i>	1	0,00	0,10	1	0,01	0,10	1	0,01	0,10	1	0,01	0,09	1	0,00	0,09
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i>	-	-	-	1	0,00	0,09	1	0,00	0,09	1	0,00	0,09	1	0,00	0,09
<i>Guettarda sp.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,00	0,09
<i>Inga nobilis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,00	0,09
Lauraceae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,00	0,09
<i>Ocotea spixiana</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,01	0,09
<i>Ilex sp.</i>	-	-	-	-	-	-	1	0,00	0,09	1	0,00	0,09	1	0,00	0,09
NI 6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,00	0,09
<i>Myrcia sp.</i>	-	-	-	1	0,00	0,09	1	0,00	0,09	1	0,00	0,09	1	0,01	0,09
<i>Tabebuia roseoalba</i>	-	-	-	-	-	-	1	0,00	0,09	1	0,01	0,09	1	0,01	0,09
NI 3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,00	0,09	1	0,00	0,09
NI 4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,00	0,09	1	0,01	0,09
<i>Inga edulis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,00	0,09	1	0,00	0,09
<i>Talisia subalbans</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,01	0,09
<i>Schwartzia adamantium</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,00	0,09
<i>Aegiphila brachiata</i>	1	0,00	0,10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Aegiphila verticillata</i>	1	0,00	0,10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Apeiba tibourbou</i>	1	0,00	0,10	1	0,01	0,10	1	0,01	0,10	-	-	-	-	-	-

(cont.)

Nome Científico	1996			1999			2003			2006			2010		
	N	AB	VI (%)	N	AB	VI (%)	N	AB	VI (%)	N	AB	VI (%)	N	AB	VI (%)
<i>Banara tomentosa</i>	1	0,00	0,10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Endlicheria paniculata</i>	1	0,00	0,10	1	0,00	0,09	1	0,00	0,09	-	-	-	-	-	-
<i>Eugenia uniflora</i>	1	0,00	0,10	1	0,00	0,09	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Koanophyllon tinctorium</i>	1	0,01	0,10	1	0,01	0,10	1	0,01	0,10	-	-	-	-	-	-
<i>Ficus krukovii</i>	1	0,01	0,10	1	0,01	0,10	1	0,01	0,10	-	-	-	-	-	-
<i>Manihot tripartita</i>	1	0,00	0,10	2	0,01	0,13	1	0,00	0,09	1	0,00	0,09	-	-	-
<i>Miconia minutiflora</i>	1	0,00	0,10	1	0,00	0,10	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Piper arboreum</i>	5	0,02	0,43	4	0,03	0,4	4	0,02	0,31	5	0,01	0,33	5	0,01	0,33
<i>Trichilia pallida</i>	1	0,01	0,10	1	0,01	0,10	1	0,00	0,09	1	0,00	0,09	-	-	-
<i>Virola albidiflora</i>	1	0,01	0,10	1	0,01	0,10	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Vismia guianensis</i>	1	0,00	0,10	2	0,01	0,19	2	0,01	0,18	1	0,00	0,09	-	-	-
<i>Heteropterys byrsonimiifolia</i>	-	-	-	-	-	-	1	0,00	0,09	-	-	-	-	-	-
<i>Mouriri acutiflora</i>	-	-	-	1	0,00	0,09	1	0,01	0,10	-	-	-	-	-	-
NI 2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,00	0,09	-	-	-
<i>Palicourea cf. nitidella</i>	-	-	-	1	0,00	0,09	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Schefflera vinosa</i>	-	-	-	1	0,00	0,09	-	-	-	-	-	-	-	-	-

## 2.4 DISCUSSÃO

A riqueza registrada ao longo do período de estudo na Floresta de Vale do Vêu de Noiva representam valores elevados quando comparados com outras florestas ripárias amostradas no Brasil Central, com metodologia semelhante à utilizada no presente estudo (Felfili 1995a, b, 2000; Silva-Júnior 1995; Silva-Júnior et al. 2001; Felfili & Silva-Júnior 1992; van den Berg 2001; Bertani et al. 2001; Schiavini et al. 2001; Lopes & Schiavini 2007; Miguel & Marimon 2008; Oliveira & Felfili 2008; Guimarães et al. 2008; Miguel et al. 2011), porém abaixo da riqueza observada na Floresta Amazônica, para as quais pesquisadores estimam riqueza superior a 250 espécies por hectare (Valencia et al. 1994; Oliveira & Mori 1999; Carneiro 2004; Marra et al. 2010).

Apesar da elevada riqueza registrada, as estimativas do número potencial de espécies calculadas pelos índices Jackknife 1 sugerem riqueza ainda maior, já que as amostragens realizadas representaram em torno de 75% das riquezas estimadas. Os elevados valores de riqueza estimada estão relacionados à grande quantidade de espécies localmente pouco abundantes ( $N \leq 2$ ), as quais chegaram a representar 45% da comunidade no inventário de 2010.

O elevado número de espécies localmente pouco abundantes registrado em todos os inventários é próximo ao encontrado em outras florestas ripárias brasileiras amostradas com intensidade amostral e critério de inclusão semelhantes (Felfili 1994, 1997; Bertani et al. 2001; van den Berg 2001) e confirma a tendência de que aproximadamente um quarto a um terço das espécies nas florestas tropicais são amostradas em baixa densidade (Hartshorn 1980). Além disso, o comportamento registrado em todos os anos inventariados no presente estudo, no qual poucas espécies foram amostradas com alta densidade, enquanto a maioria foi amostrada com baixa densidade, é citado como característico de florestas tropicais (Felfili & Felfili 2001; Hartshorn 1980; Rodrigues & Leitão-Filho 2000; Silva-Júnior et al. 2001). Ou seja, em florestas tropicais com mais de 100 espécies, é comum cerca de 5% a 10% das espécies representarem 50% ou mais do VI total (Hartshorn 1980), enquanto que nos ambientes ripários do Brasil Central, aproximadamente 20% das espécies detêm mais da metade do número de indivíduos (Felfili et al. 2001).

Se por um lado a distribuição dos indivíduos entre as espécies observada ao longo do tempo foi semelhante às encontradas em outras formações florestais, as

mudanças na riqueza da comunidade parecem diferir das tendências observadas em outros estudos. Comparando os resultados obtidos no intervalo TG com outros trabalhos de dinâmica que analisaram intervalos semelhantes, observa-se maior alteração da riqueza na Floresta de Vale do Véu de Noiva. Paula et al. (2002) estudando a dinâmica de uma floresta estacional em Minas Gerais num intervalo de 14 anos registrou balanço positivo na riqueza de espécies, resultante da entrada de 10 e saída de 6 espécies. Oliveira & Felfili (2008) analisando a dinâmica da vegetação arbórea na Mata de Galeria do Gama no Distrito Federal, num intervalo de 19 anos, registraram aumento líquido de 8 espécies, como resultado do ingresso de 14 novas espécies e ausência do registro de 6 espécies amostradas em inventários anteriores. Nenhum dos contrastes entre entrada e saída de espécies registrados por Paula et al. (2002) e Oliveira & Felfili (2008) foi significativo. Nesse contexto, os resultados encontrados para TG parecem diferir da teoria de que as florestas tropicais livres de grandes distúrbios ou interferências antrópicas geralmente mudam pouco em relação à composição florística (Swaine et al. 1987). A Floresta de Vale do Véu de Noiva apresentou aumento significativo na riqueza em TG, aumento este superior ao observado em outras florestas analisadas em intervalos semelhantes.

Embora também tenham apresentado tendência de aumento na riqueza, as mudanças nos intervalos menores (T1, T2, T3 e T4) foram menos perceptíveis, com contrastes não significativos, podendo ser consideradas pequenas e semelhantes às mudanças registradas em outros estudos de dinâmica realizadas em florestas tropicais isentas de interferências antrópicas de grandes proporções (Oliveria-Filho et al. 1997a; Bertani et al. 2001; van den Berg 2001; Werneck et al. 2000; Henriques & Hay 2002; Pulz 1998; Cabral 1999; Miguel & Marimon 2008; Mews et al. 2012). Pinto & Hay (2005), a partir da comparação de resultados de estudos de dinâmica realizados em florestas ripárias sem registros de grandes distúrbios com áreas amostrais semelhantes (1,0 ha) e intervalos variando entre 3 e 10 anos, relataram que na maioria dos trabalhos o balanço entre entrada e saída de espécies é positivo e, em geral, o registro de novas espécies em inventários recorrentes numa mesma área varia de 3 a 10% e o desaparecimento entre 0 e 8%. Nesse sentido, o balanço positivo entre a saída e entrada de espécies foi observado em todos os intervalos analisados no presente estudo, com exceção do intervalo T2 no qual esse balanço foi nulo. Além disso, os resultados encontrados em relação ao balanço florístico para os intervalos T1, T2, T3 e T4

encontram-se dentro dessa faixa de variação descrita para florestas ripárias (Tabela 2.3). Somente no intervalo TG, que apresentou alteração florística significativa, a porcentagem de entrada de espécies extrapolou essa faixa de variação.

Vale destacar que todas as espécies que entraram ou saíram das análises de todos os intervalos foram representadas por, no máximo, dois indivíduos, com exceção de *Inga heterophylla* na análise do intervalo TG que entrou na amostragem com 11 indivíduos (Tabela 2.1). Tais resultados corroboram as tendências observadas em estudos de florestas tropicais nas quais o registro de ocorrência de novas espécies, ou o não registro, por ocasião de inventários recorrentes, está relacionado às espécies localmente pouco abundantes (Kellman et al. 1998; Nascimento et al. 1999; Felfili et al. 2000; Werneck et al. 2000; van den Berg 2001; Pinto & Hay 2005).

É possível que o aumento no número de espécies registradas no intervalo TG e em todos os intervalos menores esteja relacionado à intensificação de distúrbios naturais na floresta estudada como relataram Pinto & Hay (2005). Estes autores indicaram que, na Floresta de Vale do Véu de Noiva, a intensificação das perturbações naturais de pequena intensidade acontece em razão da pouca profundidade do solo, da topografia íngreme e da ação de ventos canalizados que frequentemente incidem no vale. A abertura de clareiras atuaria na modificação das condições ambientais, principalmente luminosidade, temperatura e umidade (Burslem & Whitmore 1999), resultando, neste caso, em acréscimo de espécies. O fato da maioria das espécies que entraram em todos os intervalos analisados serem representadas pelo grupo clímax exigentes de luz reforça essa sugestão. Assim, a mudança significativa na riqueza da floresta em TG pode ser um indício do alto dinamismo da Floresta de Vale do Véu de Noiva.

O fogo que atingiu umas das vertentes do vale três meses antes da realização do inventário de 2010 parece não ter refletido efeitos negativos sobre a riqueza da floresta. O intervalo T4, que possibilita uma avaliação mais específica do efeito do fogo registrado em 2010, não apresentou perda de espécies diferenciadas das observadas nos intervalos anteriores (Tabela 2.3). Em termos de composição florística, o efeito do fogo ficou perceptível somente no elevado número de espécies que apresentaram mortalidade no intervalo T4 em relação aos intervalos anteriores, sem excluir localmente muitas espécies (Tabela 2.3).

A ocorrência do fogo em florestas tropicais úmidas geralmente está associada a efeitos negativos sobre a composição florística e estrutura da comunidade uma vez que

esses ecossistemas apresentam poucas adaptações evolucionárias para resistir a esse tipo de distúrbio (Kauffman & Uhl 1990; Ivanauskas et al. 2003). Entretanto, as respostas aos impactos do fogo variam conforme a intensidade, a frequência e a duração dos incêndios (Hoffmann & Moreira 2002; Fiedler et al. 2004). Além disso, efeitos mais severos sobre a estrutura e riqueza são descritos para indivíduos mais jovens (Ivanauskas et al. 2003). Assim, é possível que a intensidade e a duração do fogo ocorrido não tenham sido suficientes para refletir efeitos negativos sobre a riqueza da vegetação arbustivo-arbórea da floresta, somente sobre a estrutura dela (Tabela 2.3) como será abordado no capítulo seguinte. Entretanto existe a possibilidade dos efeitos negativos do fogo sobre a riqueza terem se restringido aos estratos inferiores.

Cabe ressaltar que os efeitos negativos do fogo sobre a riqueza ainda podem vir a se manifestar, uma vez que nem todos os indivíduos morrem imediatamente após sua ocorrência. Holdsworth & Uhl (1998) e Ivanauskas et al. (2003) observaram aumento da mortalidade entre inventários realizados um mês e, aproximadamente, um ano após a ocorrência do fogo em formações florestais de, respectivamente, 38% para 55% e de 32% para 48%. Por outro lado, Kellman & Meave (1997), Sevilha (1999) e Townsend et al. (2006) consideram que eventos perturbadores, tais como o fogo, poderiam facilitar a entrada de outras espécies na mata contribuindo para o aumento da riqueza. De acordo com esses autores, os mosaicos de áreas mais abertas e mais fechadas resultantes da queima promoveriam heterogeneidade espacial adicional favorecendo a coexistência de espécies com diferentes requerimentos.

Distúrbios à parte, Pinto & Hay (2005), relataram que o período de três anos (1996 – 1999), isento de grandes distúrbios, parece ter sido curto para tornar significativas as diferenças florísticas e nos índices de diversidade registrado na mesma área do presente estudo. Apesar do intervalo maior analisado no presente estudo (TG) ter apresentado mudanças significativas na composição florística, a manutenção temporal da equabilidade parece ter determinado a ausência de alterações no padrão de diversidade da floresta no período estudado.

Além da manutenção do padrão de diversidade da floresta ao longo do período de estudo, observou-se também tendência de estabilidade na contribuição dos grupos ecológicos para a composição florística da vegetação arbustivo-arbórea. A intensificação das perturbações naturais na Floresta de Vale do Véu de Noiva, já discutida, possivelmente refletiu a maior representatividade florística do grupo das

clímax exigente de luz no período estudado. A descontinuidade do dossel consequente do relevo acidentado do vale possivelmente também favorece esse grupo ecológico. A elevada representatividade desse grupo ecológico é citada como característica de florestas ciliares em razão da dinâmica processual deste ecossistema, geralmente caracterizado por frequentes aberturas de clareiras de pequeno porte e pelo efeito de borda na divisa com a vegetação adjacente com o curso d'água (Felfili 1994; Oliveira-Filho et al. 1994; Felfili 1997; Guilherme 1999; van den Berg & Oliveira-Filho 1999; Bertani et al. 2001; van den Berg 2001; Pinto 2002). Paula et al. (2004) comenta que a baixa representatividade florística de espécies pioneiras e secundárias tardias (análogas às clímax tolerantes de sombra) exprime um estágio intermediário no tocante ao desenvolvimento sucessional da floresta.

Apesar de pequenas, as alterações florísticas favoráveis ao grupo clímax exigentes de luz e desfavoráveis ao grupo das pioneiras reforçam a inferência de estágio intermediário (Werneck et al. 2000; Paula et al. 2004). Entretanto, a intensificação dos distúrbios naturais e a inexistência de dossel fechado consequente das características ambientais locais (solo raso, relevo íngreme e ventos) devem ser observadas na classificação do estágio de desenvolvimento desta fitocenose. De acordo com Werneck et al. (2000) e Paula et al. (2004) o desaparecimento de espécies pioneiras caracteriza evolução sucessional. Além disso, a redução da riqueza de espécies pioneiras está associada a fases de recuperação pós-distúrbio (Felfili 1995a, b; Werneck et al. 2000; Werneck & Francheschinelli 2004).

É possível que a ocorrência do fogo registrado em 2010 provoque alterações na tendência observada no período estudado em relação ao estágio sucessional e a fase de recuperação pós-distúrbio. A abertura de clareiras observadas em algumas unidades amostrais atingidas pelo fogo, provavelmente, terá como resposta, após determinado intervalo de tempo, o aumento no número de espécies do grupo das pioneiras, como indicaram Whitmore (1990), Rezende (1998), Sevilha (1999), Felfili (2000), Townsend et al. (2006) e Parca (2007).

Tendência de estabilidade também foi observada na contribuição individual das principais populações para a estrutura da comunidade e seus respectivos padrões de ocupação do espaço, sugerindo que os distúrbios ocorridos no período de estudo (naturais e antrópicos) não refletiram em mudanças significativas na estrutura fitossociológica da comunidade e corroborando com a ausência de mudanças no padrão



de diversidade da vegetação arbustivo-arbórea da floresta no período estudado. Entretanto, as alterações registradas, mesmo que pequenas, indicam que a estrutura fitossociológica da comunidade possui caráter dinâmico no qual as espécies dominantes se alternam com o tempo. Tais mudanças podem refletir na estrutura fitossociológica da comunidade como um todo com o passar do tempo (Felfili 1994).

Felfili (1995b) comenta que, em geral, na ausência de grandes distúrbios, as espécies mais abundantes de comunidades florestais normalmente apresentam elevadas taxas de mortalidade e também de recrutamento, o que determina a manutenção da dominância dessas espécies ao longo do tempo. Esse padrão pode ser verificado no presente estudo pelo fato de *Siparuna guianensis*, a espécie mais representativa da comunidade em número de indivíduos em todos os levantamentos, ter sido a que apresentou maior número de indivíduos mortos e recrutados em todos os intervalos analisados, mantendo-se inalterada na terceira posição do ranqueamento do valor do VI, em todos os levantamentos (Tabela 2.5).

## 2.5 CONCLUSÕES

*A riqueza e a diversidade de espécies arbustivo-arbóreas observada na Floresta de Vale do Véu de Noiva muda ao longo do tempo?*

As mudanças na riqueza de espécies foram positivas, porém pequenas e pouco perceptíveis nos intervalos menores (T1, T2, T3 e T4), enquanto no intervalo de 14 anos (1996 a 2010) essa mudança foi significativa, com aumento líquido de 20 espécies, o que sugere que a Floresta de Vale do Véu de Noiva apresentou dinâmica acelerada em termos florísticos. Apesar das mudanças florísticas observadas, a manutenção da equabilidade parece ter determinado a ausência de alterações significativas nos padrões de diversidade registrados ao longo dos intervalos menores e de TG (1996 a 2010).

*A contribuição dos grupos ecológicos das espécies arbustivo-arbóreas na composição florística da Floresta de Vale do Véu de Noiva se mantém ao longo do tempo?*

A contribuição dos grupos ecológicos na composição florística na Floresta de Vale do Véu de Noiva se manteve ao longo do tempo estudado. Apesar de pequenas, as alterações observadas reforçam a tendência de estágio intermediário de sucessão para a floresta consequente do padrão de distribuição das espécies entre os grupos ecológicos.

*As contribuições individuais das principais espécies arbustivo-arbóreas responsáveis pela estruturação da Floresta de Vale do Véu de Noiva se alterou ao longo do tempo?*

A contribuição individual das principais espécies arbustivo-arbóreas responsáveis pela estruturação da comunidade mudou pouco ao longo do período estudado. As pequenas mudanças observadas estiveram relacionadas à alterações na densidade e na dominância dessas espécies, como consequência do processo de dinâmica natural da floresta. Apesar de pequenas, essas mudanças poderão, no longo prazo, resultar em alterações na estrutura fitossociológica da comunidade.

## **Capítulo 3. DINÂMICA DA VEGETAÇÃO ARBUSTIVO-ARBÓREA NA FLORESTA DE VALE DO VÉU DE NOIVA NO PERÍODO DE 1996 A 2010**

### **3.1 INTRODUÇÃO**

As florestas tropicais, apesar de aparentemente estáveis, são sistemas dinâmicos que sofrem constantes mudanças espaciais e temporais em nível individual, populacional e de comunidade. A estabilidade citada para esses ecossistemas, na ausência de grandes perturbações, estaria associada ao balanço entre as perdas e reposições dos indivíduos que caracterizaria uma condição de equilíbrio dinâmico (Lieberman et al. 1985; Swaine et al. 1987; Rankin-de-Merona et al. 1990; Felfili 1995a; Santos et al. 1998). Por outro lado, a ausência de equilíbrio entre perdas e reposição pode refletir a influência de distúrbios ou estar associados às flutuações cíclicas regidas pela própria dinâmica das florestas (Korning & Balslev 1994; Kellman et al. 1998; Pulz 1998; Oliveira-Filho et al. 2007; Machado & Oliveira-Filho 2010).

Estudos de dinâmica da vegetação possibilitam a realização de avaliações detalhadas dos padrões de mortalidade, recrutamento e crescimento, as quais permitem embasar o entendimento dos processos ecológicos que regem as comunidades (Arce et al. 2000; Corrêa & van den Berg 2002), das estratégias de vida adotadas pelas populações vegetais (Schiavini et al. 2001) e das oscilações populacionais e alterações na comunidade decorrentes de perturbações ou de transformações sucessionais (Korning & Balslev 1994; Durigan 2006). Dessa maneira, estudos de dinâmica em florestas tropicais são essenciais para a definição teórica e metodológica de atividades relacionadas com conservação, manejo e restauração desses ecossistemas (Hubbel & Foster 1992; Carey et al. 1994; Kageyama & Gandara 2000; Roitman et al. 2008).

Sob essa perspectiva, os estudos de dinâmica em florestas ripárias ganham destaque atualmente face à recente aprovação do Novo Código Florestal Brasileiro, Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Apesar da reconhecida importância desses ecossistemas para proteção e manutenção de mananciais hídricos, para abrigo e fluxo gênico de flora e fauna (corredores ecológicos), entre inúmeros outros serviços ecossistêmicos providos (Batalha et al. 2005; Silva et al. 2012), tais florestas, já sujeitas à pressões antrópicas históricas, encontram-se ainda mais ameaçadas com a aprovação da nova norma que afrouxa a proteção das Áreas de Preservação Permanentes - APPs

reduzindo as faixas de proteção das APPs marginais aos rios e desobrigando a recuperação integral dessas faixas nas áreas desmatadas.

Retorno à parte para a conservação em termos de legislação (Michalski et al. 2010; Metzger et al. 2010; Silva et al. 2012), esforços têm sido observados na busca de entendimento da dinâmica da vegetação arbórea em ambientes ripários. Estudos de dinâmica florestal fora da região Amazônica realizados nas últimas décadas em florestas de galeria ou ciliares (Felfili 1995a, b, 2000; Bertani et al. 2001; Schiavini et al. 2001; Lopes & Schiavini 2007; Guimarães et al. 2008; Miguel et al. 2011) tem demonstrado dinâmica intensa para o componente arbóreo, com valores de mortalidade e de recrutamento em torno de 3% ao ano, superiores ao geralmente encontrado em florestas tropicais úmidas, da ordem de 1 a 2% ao ano (Hartshorn 1990; Phillips 1996; Phillips et al. 1994, 2004).

Apesar das contribuições dos trabalhos recentes, o número de estudos de dinâmica em florestas ciliares e de galeria no Brasil Central ainda é considerado pequeno e lacunas ainda restam ser preenchidas em relação à ecologia destas florestas (Miguel et al. 2011). Vale destacar também que a maioria desses trabalhos analisou a dinâmica a partir de um intervalo de tempo definido por duas mensurações, o que limita a interpretação e extrapolação desses resultados. Nesse contexto, o presente trabalho propõe a análise dos parâmetros de dinâmica (mortalidade, recrutamento e crescimento) da vegetação arbustivo-arbórea da Floresta de Vale do Véu da Noiva - MT, com base no número de indivíduos e na área basal, no período de 1996 a 2010 a partir da realização de cinco inventários (1996, 1999, 2002, 2006 e 2010). Para tanto, procurou-se responder às seguintes perguntas: A Floresta de Vale do Véu de Noiva apresentou comportamento dinâmico entre os anos de 1996 a 2010? Quais tendências de mudanças estruturais foram observadas? A contribuição dos grupos ecológicos para a estrutura da floresta mudou ao longo do tempo? O fogo que atingiu a Floresta de Vale do Véu de Noiva em 2010 teve efeito sobre a dinâmica da vegetação arbustivo-arbórea?

## 3.2 MATERIAL E MÉTODOS

### 3.2.1 Área de Estudo

A descrição da área de estudo está apresentada no capítulo 2.

### 3.2.2 Amostragem da Vegetação

A descrição da amostragem da vegetação está apresentada no capítulo 2.

### 3.2.3 Análise dos Dados

Os parâmetros de dinâmica da comunidade podem ser calculados de duas formas: em termos demográficos (contagem do número de indivíduos arbóreos) e em termos de área basal das árvores (Oliveira-Filho et al. 1997a). Com base em Sheil et al. (1995, 2000), foram calculadas para a vegetação arbustivo-arbórea ( $DAP \geq 5$  cm) as taxas anuais de mortalidade (M) e recrutamento (R) de indivíduos e as de perda (P) e ganho (G) de área basal das árvores por meio das expressões exponenciais:

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

$$R = [1 - (1 - N_r/N_t)1/t] \times 100,$$

$$P = \{1 - [(AB_0 - AB_m - AB_d)/AB_0]1/t\} \times 100, \text{ e}$$

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

em que  $t$  é o tempo decorrido 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, o número de árvores mortas e recrutadas;  $AB_0$  e  $AB_t$  são, respectivamente, as áreas basais inicial e final das árvores;  $AB_m$  é a área basal das árvores mortas;  $AB_r$  é a área basal dos recrutados e  $AB_d$  e  $AB_g$  são, respectivamente, o decremento (por meio de quebra ou perda parcial do tronco) e o incremento em área basal das árvores sobreviventes.

Para expressar a dinâmica global, foram obtidas as taxas de rotatividade (*turnover rate*) em número de árvores ( $T_N$ ) e em área basal ( $T_{AB}$ ) a partir, respectivamente, das médias das taxas de mortalidade e recrutamento e de perda e ganho (Oliveira-Filho et al. 1997a, Werneck & Franceschinelli 2004):

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

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

Para as taxas calculadas, foi aplicado o fator de correção proposto por Lewis et al. (2004a) para corrigir o viés causado pela influência da amplitude do intervalo analisado sobre as taxas estimadas para expressar a dinâmica de comunidades. De acordo com esses autores, taxas de mortalidade, por exemplo, são geralmente baseadas

em modelos que assumem que a população é homogênea, na qual todos os membros possuem probabilidade igual e constante de morrer. Nesse sentido, indicam que quando as populações são compostas por subpopulações com diferentes probabilidades de mortalidade, a taxa de mortalidade média da população vai decrescer com o aumento da amplitude do intervalo analisado. Isso acontece com todas as taxas utilizadas para expressar a dinâmica comunitária. Assim, para possibilitar comparações entre intervalos com diferentes amplitudes, adota-se uma correção simples e geral capaz de reduzir esse viés associado a variação do intervalo pela fórmula (Lewis et al. 2004a):

$$\lambda_{\text{corrigido}} = \lambda \times t^{0,08}$$

onde:  $\lambda$  é a taxa e  $t$  é a amplitude do intervalo em anos.

A partir das taxas de mortalidade e de recrutamento, foram calculados o tempo de meia-vida ( $t_{1/2}$ ) e de duplicação ( $t_2$ ), com base no número de indivíduos e na área basal, conforme adotado por Pinto (2002). De acordo com esse autor, o  $t_{1/2}$  corresponde ao tempo estimado para que a floresta reduza seu tamanho à metade em função da taxa de mortalidade (M) ou de perda (P), enquanto o  $t_2$  corresponde ao tempo necessário para a floresta duplicar seu tamanho em função da taxa de recrutamento (R) ou de ganho (G). Para estes cálculos foram usados as seguintes equações (Korning & Balslev 1994):

$$\begin{array}{ll} t_{1/2\ N} = \ln(0,5)/\ln(1+M) & t_{2\ N} = \ln(2)/\ln(1+R) \\ t_{1/2\ AB} = \ln(0,5)/\ln(1+P) & t_{2\ AB} = \ln(2)/\ln(1+G) \end{array}$$

Com base nos valores do  $t_{1/2}$  e  $t_2$  foram calculados o tempo de reposição (*turnover time*) e de estabilidade (*stability time*), em anos (Korning & Balslev 1994). O tempo de substituição é calculado pela média entre  $t_{1/2}$  e  $t_2$ , quanto menor, mais dinâmica é a vegetação (Korning & Balslev 1994). A estabilidade é obtida pela diferença entre  $t_{1/2}$  e  $t_2$  e, quanto mais próximo de zero, mais estável é a comunidade (Korning & Balslev 1994).

Os parâmetros de dinâmica foram calculados para a comunidade em cada um dos intervalos definidos a partir dos inventários realizados. O intervalo compreendido entre os anos de 1996 e 2010 foi denominado intervalo TG e os intervalos menores entre os inventários foram denominados T1 (1996 – 1999), T2 (1999 – 2003), T3 (2003 – 2006), T4 (2006- 2010). Dentro de cada intervalo, a diferença entre o número de recrutas e mortos em cada porção da floresta foi verificada por comparações entre contagens de Poisson (Zar 1999).

Foram calculados também os valores médios dos parâmetros de dinâmica por parcela nos intervalos que possibilitaram a realização de comparações estatísticas entre os intervalos menores (T1, T2, T3, T4) por meio da análise de variância não-paramétrica de Kruskal-Wallis (Zar 1999) e, em caso de diferença significativa ( $p < 0,05$ ), aplicou-se o teste de comparação de médias de Mann-Whitney (Zar 1999).

Foi realizada análise de mudanças estruturais por parcelas em todos os intervalos a partir de uma adaptação do modelo hipotético proposto por Machado & Oliveira-Filho (2010). Este modelo propõe o reconhecimento das diferentes fases do processo de regeneração florestal pelas mudanças registradas na demografia e na biomassa que tradicionalmente são expressas em mudanças líquidas no número de indivíduos e em área basal. De acordo com Machado & Oliveira-Filho (2010), mudanças líquidas negativas, tanto em densidade como em área basal, caracterizam a fase de ‘degradação’(D) do ciclo silvigenético. Mudanças líquidas positivas em densidade e área basal caracterizam a fase de ‘construção inicial’(CI). Se for registrado aumento no número de indivíduos com redução de área basal, esta mudança é classificada como fase de ‘construção inicial com degradação’(CI<sub>d</sub>). Padrão de mudanças oposto, no qual há redução em número de indivíduos e aumento em área basal é caracterizado como fase de ‘crescimento tardio’(CT) ou auto-desbaste. Como a fase de estabilidade seria caracterizada por leves flutuações, optou-se pelo critério objetivo de não haver nenhuma mudança em densidade e área basal para se indicar essa fase.

A distribuição dos indivíduos entre os grupos ecológicos nos inventários realizados foi comparada pelo teste do qui-quadrado (tabela de contigência) (Zar 1999). Além disso, foram calculados também os parâmetros de dinâmica por grupos ecológicos, em cada um dos intervalos analisados (T1, T2, T3, T4 e TG).

O fogo accidental que atingiu a Floresta de Vale do Véu de Noiva três meses antes da realização do inventário de 2010 proporcionou uma análise experimental com e sem fogo, uma vez que apenas a vertente norte foi atingida quase em sua totalidade, enquanto a vertente sul não foi atingida devido à barreira natural representada pelo rio Coxipozinho que separa as duas vertentes do vale (Figura 2.3). Assim, os parâmetros de dinâmica de cada uma das vertentes foram calculados separadamente para o intervalo T4 (2006-2010), a fim de evidenciar, para o mesmo intervalo, o comportamento da floresta na presença e na ausência de distúrbio de grandes proporções. Os parâmetros de

cada vertente foram comparados pelo teste de comparação de médias de Mann-Whitney (Zar 1999).

### 3.3 RESULTADOS

#### 3.3.1 Dinâmica da Vegetação Arbustivo-Arbórea

As taxas de mortalidade e de recrutamento calculadas para o período compreendido entre os anos de 1996 a 2010 (TG) foram elevadas (3,94 %. $\text{ano}^{-1}$  e 4,29 %. $\text{ano}^{-1}$ , respectivamente), indicando dinâmica acelerada nesse intervalo (taxa de reposição de 4,11 %. $\text{ano}^{-1}$  e tempo de reposição 17,23 anos) (Tabela 3.1). Apesar de não ter sido observada diferença significativa entre o número de recrutas e mortos ( $Z = 1,64$ ;  $p > 0,05$ ) e da proximidade dos índices de recrutamento e de mortalidade (Tabela 3.1 e Figura 3.1), o que confere estabilidade para o intervalo TG (tempo de estabilidade de 1,42 anos), o desbalanceamento favorável ao recrutamento refletiu em aumento demográfico de 4,16% para a comunidade no período de 14 anos.

Os intervalos T1, T2 e T3 apresentaram tendência de mudança positiva em número de indivíduos semelhante à observada em TG (Tabela 3.1). Porém os intervalos T1 e T2 apresentaram diferenças significativas entre o número de mortos e de recrutas (T1:  $Z = 2,22$ ;  $p < 0,05$  / T2:  $Z = 2,49$ ;  $p < 0,05$ ) que determinaram mudanças líquidas mais acentuadas nesses intervalos (Tabela 3.1). Por outro lado, a proximidade dos índices de recrutamento e de mortalidade conferiu para T3 a maior estabilidade observada entre os intervalos (tempo de estabilidade de 0,19) (Figuras 3.1 e 3.3). Além disso, os elevados índices de recrutamento e mortalidade de T3 refletiram na dinâmica mais acelerada nesse intervalo, compatível com a observada em T4 (Figura 3.2). Entretanto, destaca-se que T4 apresentou mudança líquida negativa no número de indivíduos em consequência da mortalidade significativamente mais elevada nesse intervalo, a qual pode estar associada à ocorrência do fogo registrado na área em 2010 (Tabela 3.1, Figuras 3.1 e 3.3). A tendência de aumento na dinâmica ao longo dos intervalos (Figura 3.2) refletiu na redução nos tempos de Meia-Vida, Duplicação e Reposição (Tabela 3.1).

Semelhante ao que foi observado em termos de número de indivíduos, as mudanças em área basal apresentaram tendência geral de mudanças positivas, como consequência da superioridade do ganho em área basal (recrutas + crescimento) ter



superado a perda (mortas + decremento) (Tabela 3.1). Esse padrão foi observado tanto em TG, como nos intervalos menores, exceto no intervalo T4 que apresentou mudanças negativas devido à ocorrência do fogo, com perda de área significativamente mais alta em relação aos intervalos T1 e T2 (Tabela 3.1 e Figuras 3.4). Entretanto, o intervalo TG apresentou maior proximidade entre os índices de ganho e perda de área basal, o que indicou estabilidade pouco maior para esse intervalo (Tabela 3.1, Figuras 3.4 e 3.6).

Também foi observada tendência de aumento na dinâmica em relação à área basal ao longo dos intervalos, com destaque para o intervalo T3 que apresentou taxa de reposição significativamente mais elevada em relação aos intervalos anteriores (Tabela 3.1 e Figura 3.5). Tais resultados influenciaram o comportamento de redução nos tempos de Meia-Vida, Duplicação e Reposição registrados.

Tabela 3.1 - Dinâmica da vegetação arbustivo-arbórea (DAP  $\geq$  5 cm) amostrada na Floresta de Vale do Véu de Noiva, Parque Nacional da Chapada dos Guimarães - MT, contabilizada para os diferentes intervalos avaliados (T1 = 1996 – 1999, T2 = 1999 – 2003, T3 = 2003 – 2006, T4 = 2006 – 2010 e TG = 1996 – 2010). Valores entre parênteses são as médias das 18 parcelas de amostragem. Médias seguidas das mesmas letras não diferem significativamente entre si pelo teste de Mann-Whitney ( $p = 0,05$ ).

	T1	T2	T3	T4	TG
<i>Número de Indivíduos</i>					
Inicial (ind./ha)	1112,0	1141,7	1179,6	1181,5	1112,0
Mortos (ind./ha)	81,5*	106,5*	139,8	191,7	405,6
Sobreviventes (ind./ha)	1030,5	1035,2	1039,8	989,8	706,4
Recrutas (ind./ha)	111,1*	144,4*	141,7	168,5	451,9
Final (ind./ha)	1141,6	1179,6	1181,5	1158,3	1158,3
Mudança líquida (%)	2,66	3,33	0,16	-1,96	4,16
Recrutamento (%/ano)	3,66 (3,61)	3,59 (3,70)	4,55 (4,94)	4,31 (4,50)	4,29 (4,47)
Mortalidade (%/ano)	2,73 (2,75) <sup>a</sup>	2,70 (2,71) <sup>a</sup>	4,50 (4,60) <sup>a,b</sup>	4,84 (5,00) <sup>b</sup>	3,94 (4,03)
Reposição N (%/ano)	3,20 (3,18) <sup>a</sup>	3,15 (3,20) <sup>a,b</sup>	4,52 (4,77) <sup>b,c</sup>	4,57 (4,75) <sup>c</sup>	4,11 (4,25)
Tempo de Meia-Vida	25,69	26,00	15,76	14,68	17,94
Tempo de Duplicação	19,26	19,65	15,57	16,44	16,52
Tempo de Reposição	22,48	22,83	15,67	15,56	17,23
Estabilidade	6,43	6,35	0,19	-1,76	1,42
<i>Área basal</i>					
Inicial (m <sup>2</sup> /ha)	23,48	23,81	24,47	24,96	23,48
Mortos (m <sup>2</sup> /ha)	1,28	1,73	2,06	2,90	6,91
Crescimento (m <sup>2</sup> /ha)	1,38	2,08	2,26	1,97	6,05
Decremento (m <sup>2</sup> /ha)	0,06	0,15	0,17	0,08	0,10
Recrutas (m <sup>2</sup> /ha)	0,28	0,45	0,47	0,49	1,92
Final (m <sup>2</sup> /ha)	23,80	24,46	24,97	24,44	24,44
Mudança líquida (%)	1,39	2,77	2,02	-2,10	4,08
Ganho (%/ano)	2,60 (2,81) <sup>a</sup>	3,02 (3,03) <sup>a</sup>	4,14 (4,48) <sup>b</sup>	2,92 (3,33) <sup>a</sup>	3,43 (3,78)
Perda (%/ano)	2,11 (2,36) <sup>a</sup>	2,28 (2,26) <sup>a</sup>	3,43 (3,67) <sup>a,b</sup>	3,50 (4,30) <sup>b</sup>	3,09 (3,56)
Reposição (%/ano)	2,35 (2,58) <sup>a</sup>	2,65 (2,64) <sup>a</sup>	3,78 (4,07) <sup>b</sup>	3,21 (3,82) <sup>a,b</sup>	3,26 (3,67)
Tempo de Meia-Vida	29,75	30,99	19,25	16,46	19,80
Tempo de Duplicação	25,06	23,24	15,82	21,14	18,69
Tempo de Reposição	27,40	27,11	17,54	18,80	19,25
Estabilidade	4,69	7,76	3,43	4,67	1,11

\*indica diferença significativa entre mortos e recrutas por comparações entre contagens de Poisson (Zar 1999).

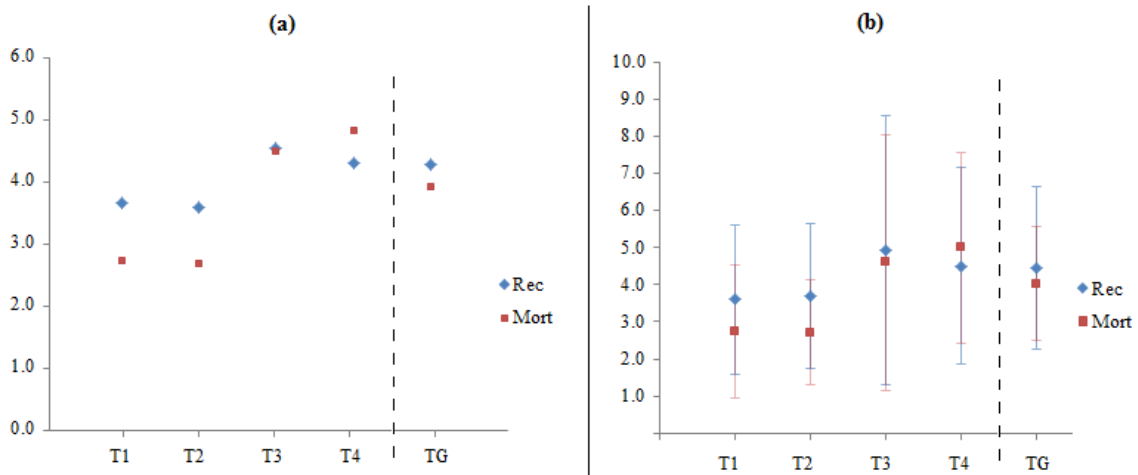


Figura 3.1 - Taxas de recrutamento (Rec) e de mortalidade (Mort) (a) e taxas médias de recrutamento (Rec) e de mortalidade (Mort) (b) calculadas para a vegetação arbustivo-arbórea ( $DAP \geq 5$  cm) da Floresta de Vale do Véu de Noiva, Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, MT, nos diferentes intervalos avaliados (T1 = 1996 – 1999, T2 = 1999 – 2003, T3 = 2003 – 2006, T4 = 2006 – 2010 e TG = 1996 – 2010).

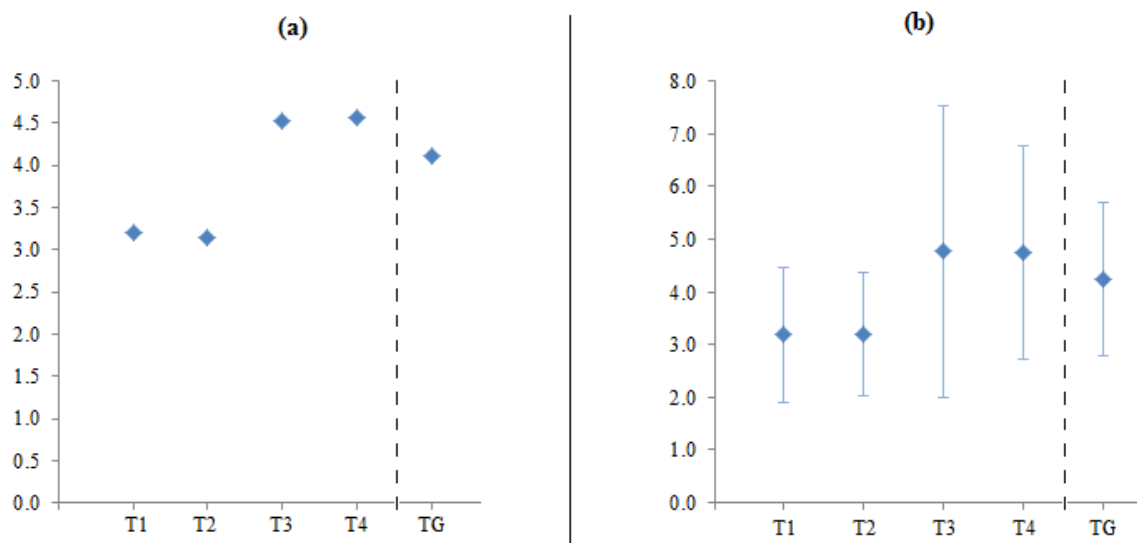


Figura 3.2 - Taxas de reposição (a) e taxas médias de reposição (b) em termos de número de indivíduos para a vegetação arbustivo-arbórea ( $DAP \geq 5$  cm) da Floresta de Vale do Véu de Noiva, Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, MT, nos diferentes intervalos avaliados (T1 = 1996 – 1999, T2 = 1999 – 2003, T3 = 2003 – 2006, T4 = 2006 – 2010 e TG = 1996 – 2010).

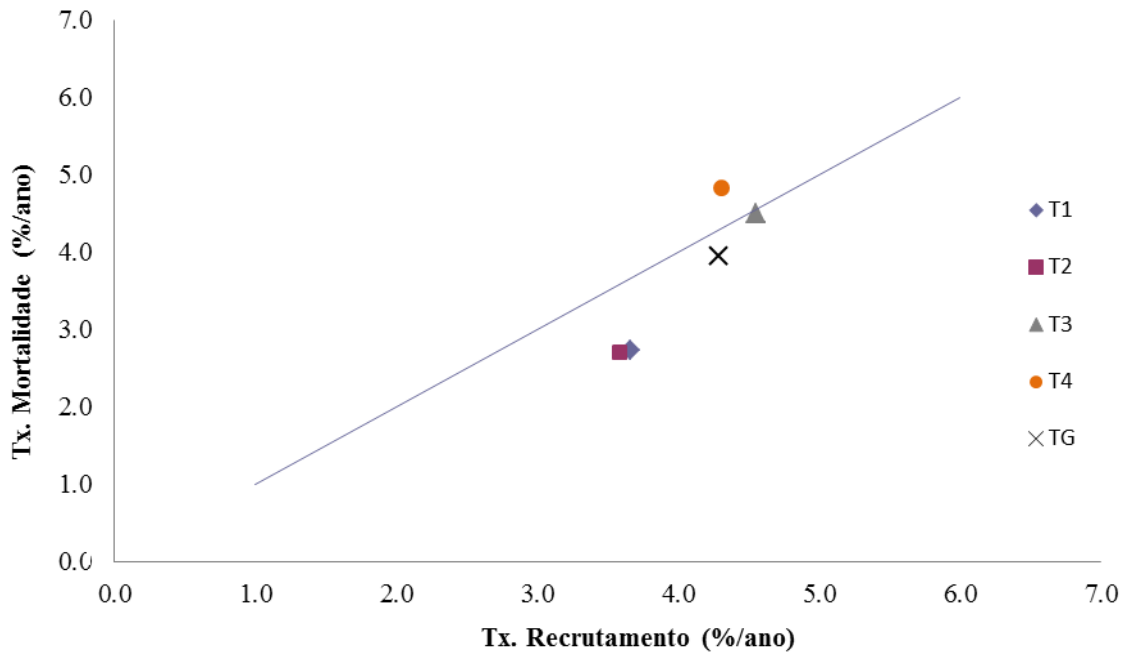


Figura 3.3 - Relação entre as taxas de mortalidade e de recrutamento na vegetação arbustivo-arbórea ( $DAP \geq 5$  cm) da Floresta de Vale do Véu de Noiva, Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, MT, nos diferentes intervalos avaliados (T1 = 1996 – 1999, T2 = 1999 – 2003, T3 = 2003 – 2006, T4 = 2006 – 2010 e TG = 1996 – 2010).

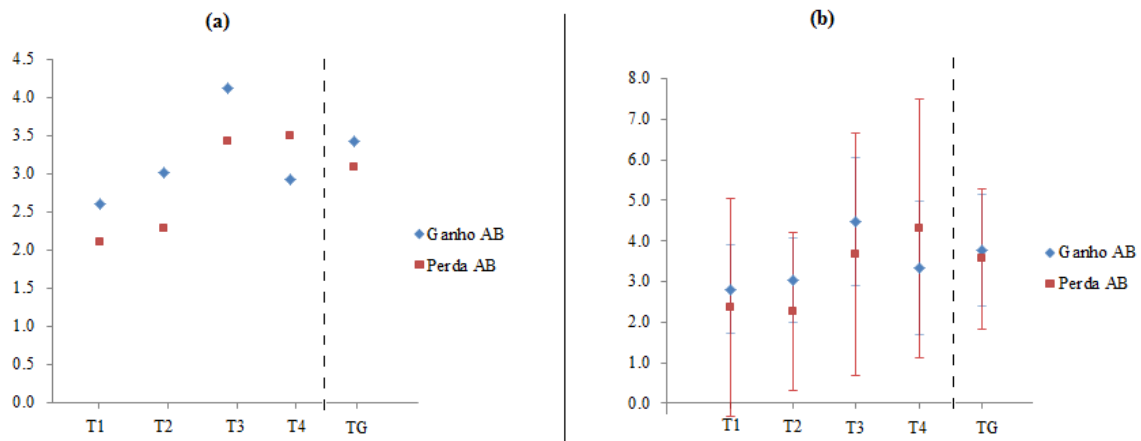


Figura 3.4 - Taxas de ganho e de perda em área basal (a) e taxas médias de ganho e de perda em área basal (b) calculadas para a vegetação arbustivo-arbórea ( $DAP \geq 5$  cm) da Floresta de Vale do Véu de Noiva, Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, MT, nos diferentes intervalos avaliados (T1 = 1996 – 1999, T2 = 1999 – 2003, T3 = 2003 – 2006, T4 = 2006 – 2010 e TG = 1996 – 2010).

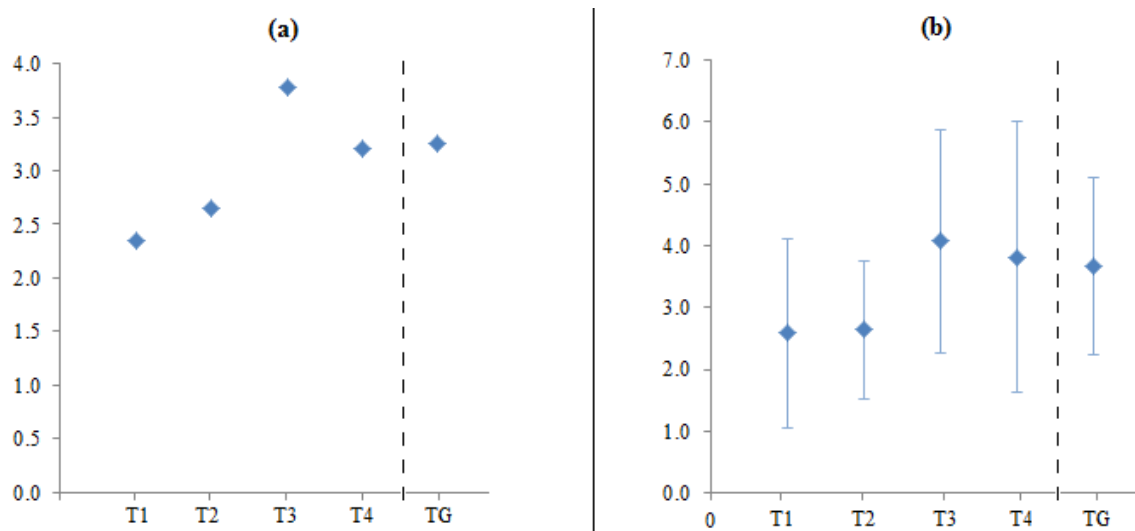


Figura 3.5 - Taxas de reposição (a) e taxas médias de reposição (b) em termos de área basal calculadas para a vegetação arbustivo-arbórea ( $DAP \geq 5$  cm) da Floresta de Vale do Véu de Noiva, Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, MT, nos diferentes intervalos avaliados (T1 = 1996 – 1999, T2 = 1999 – 2003, T3 = 2003 – 2006, T4 = 2006 – 2010 e TG = 1996 – 2010).

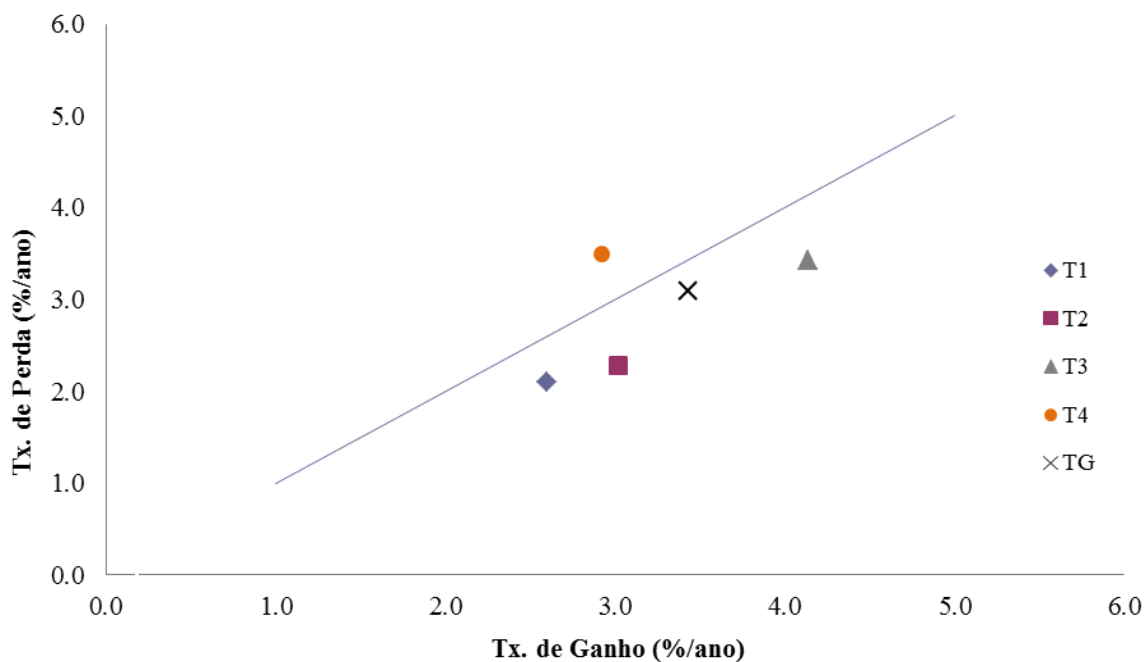


Figura 3.6 - Relação entre as taxas de perda e de ganho na vegetação arbustivo-arbórea ( $DAP \geq 5$  cm) da Floresta de Vale do Véu de Noiva, Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, MT, nos diferentes intervalos avaliados (T1 = 1996 – 1999, T2 = 1999 – 2003, T3 = 2003 – 2006, T4 = 2006 – 2010 e TG = 1996 – 2010).

### 3.3.2 Alterações Estruturais por Parcela

Não foram observados padrões espaciais de mudanças estruturais na Floresta de Vale do Véu de Noiva a partir das análises por parcelas (Figura 3.7). Entretanto foi

possível perceber comportamento diferenciado das parcelas entre os intervalos analisados (Tabela 3.2). A maioria das parcelas nos intervalos T1 e T2 apresentaram alterações estruturais características da fase de construção inicial (CI), enquanto no intervalo T3 a maior parte das parcelas apresentou padrão de alteração estrutural de construção tardia (CT). Já no intervalo T4, a maioria das parcelas apresentou característica de fase de degradação (D), provavelmente em consequência do fogo registrado na vertente Norte do vale no ano de 2010. No intervalo TG houve equilíbrio entre o número de parcelas que apresentaram padrão de degradação e de construção inicial.

	Vertente Norte			Cachoeira	Vertente Sul		
	<b>F</b>	<b>E</b>	<b>D</b>		<b>C</b>	<b>B</b>	<b>A</b>
<b>T1</b>	CT	D	D		CI	CT	CI
<b>T2</b>	D	D	CI		CI d	CT	CI
<b>T3</b>	CI d	CT	CI		CI d	CI	CI
<b>T4</b>	D	D	CT		D	CI	CI
<b>TG</b>	D	D	CT		CI d	CT	CI
	<b>M</b>	<b>L</b>	<b>J</b>		<b>I</b>	<b>H</b>	<b>G</b>
<b>T1</b>	CI	CI	D		CI	CI	CI
<b>T2</b>	CI	CI	CI d		CT	CI	CI d
<b>T3</b>	D	CT	D		CT	CI d	CI
<b>T4</b>	D	D	D		CI	CI	CI
<b>TG</b>	D	CI	D		CT	CI	CI
	<b>N</b>	<b>O</b>	<b>P</b>		<b>Q</b>	<b>R</b>	<b>S</b>
<b>T1</b>	CI	CI	D		CI	D	CI
<b>T2</b>	CI	CT	CI		CI	D	CI
<b>T3</b>	CT	D	CI		CT	CT	CI
<b>T4</b>	D	D	D		D	CI	CI d
<b>TG</b>	CT	D	CI d		CI	D	CI

Figura 3.7 - Representação esquemática das 18 parcelas utilizadas na amostragem da vegetação arbustivo-arbórea ( $DAP \geq 5$  cm) na Floresta de Vale do Véu de Noiva, Parque Nacional da Chapada dos Guimarães - MT, com a indicação da fase do ciclo silvigenético, definido a partir das alterações estruturais em número de indivíduos e área basal para cada intervalo analisado. Fases do ciclo silvigenético (*sensu* Machado & Oliveira-Filho 2010): degradação (D), construção inicial com degradação (CI d), construção inicial (CI) e crescimento tardio (CT). Intervalo: T1 = 1996 – 1999, T2 = 1999 – 2003, T3 = 2003 – 2006, T4 = 2006 – 2010 e TG = 1996 – 2010.

Tabela 3.2 - Contabilização do número de parcelas que apresentaram alterações estruturais características das fases do ciclo silvigenético em cada um dos intervalos analisados na Floresta de Vale do Véu de Noiva, Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, MT. Fases do ciclo silvigenético (*sensu* Machado & Oliveira-Filho 2010): degradação (D), construção inicial com degradação (CI<sub>d</sub>), construção inicial (CI) e crescimento tardio (CT). Intervalo: T1 = 1996 – 1999, T2 = 1999 – 2003, T3 = 2003 – 2006, T4 = 2006 – 2010 e TG = 1996 – 2010.

<b>Fase do ciclo silvigenético</b>	<b>T1</b>	<b>T2</b>	<b>T3</b>	<b>T4</b>	<b>TG</b>
CI	11	9	6	6	6
CI <sub>d</sub>	-	3	3	1	2
CT	2	3	6	1	4
D	5	3	3	10	6

### 3.3.3 Grupos Ecológicos

A comunidade apresentou alterações temporais significativas na distribuição dos indivíduos entre os grupos ecológicos ( $\chi^2 = 53,02$ ;  $p = 0,0026$ ), ao longo dos inventários realizados. Entretanto, a maior representatividade em número de indivíduos do grupo das espécies clímax exigentes de luz, a representatividade intermediária do grupo das clímax tolerantes à sombra e a menor representatividade das espécies pioneiras foi mantida em todos os inventários (Tabela 3.3).

As mudanças observadas no grupo das espécies clímax exigentes de luz sugerem tendência de aumento em número de indivíduos ao longo dos intervalos analisados com pequena redução no intervalo T4 (Tabela 3.3). Considerando o intervalo TG foi registrada mudança líquida positiva de 11,7% em favor desse grupo. Tais resultados indicam que o grupo com maior representatividade parece ter seguido o padrão de dinâmica em termos de número de indivíduos semelhante ao da comunidade como um todo. As taxas de mortalidade e de recrutamento das espécies clímax exigentes de luz apresentaram tendências crescentes, exceto a mortalidade em T2 e o recrutamento em T4 (Tabela 3.3).

O grupo das espécies clímax tolerantes à sombra apresentou aumento no número de indivíduos nos dois primeiros intervalos e redução nos seguintes, contabilizando no intervalo TG redução de 3,10% (Tabela 3.3). As taxa de mortalidade e de rotatividade do grupo das clímax tolerantes à sombra apresentaram tendência de aumento ao longo dos intervalos (Tabela 3.3). Embora a taxa de recrutamento tenha apresentado redução em T2, esse índice apresentou tendência de crescimento a partir desse intervalo.

O grupo das espécies pioneiras reduziu progressivamente sua representação na comunidade ao longo dos inventários analisados, com reduções líquidas em todos os intervalos. A elevada mudança líquida observada em TG (- 63,6%) está associada ao reduzido número de indivíduos desse grupo (Tabela 3.3). Por esse mesmo motivo as taxas de mortalidade e de rotatividade desse grupo foram as mais elevadas em todos os intervalos em relação aos demais grupos (Tabela 3.3). O número de mortos e de recrutas oscilou entre os intervalos analisados, assim como as taxas de recrutamento e reposição (Tabela 3.3).



Tabela 3.3 - Dinâmica da vegetação arbustivo-arbórea (DAP  $\geq$  5 cm) baseada nos grupos ecológicos registrados na Floresta de Vale do Vêu de Noiva, Parque Nacional da Chapada dos Guimarães - MT, entre 1996 e 2010, contabilizada para os diferentes intervalos (T1 = 1996 – 1999, T2 = 1999 – 2003, T3 = 2003 – 2006, T4 = 2006 – 2010 e TG = 1996 – 2010), expressa em número de indivíduos.

	T1	T2	T3	T4	TG
<i>Clímax exigentes de luz</i>					
Inicial	737	762	812	834	737
Mortos	44	52	81	116	232
Sobreviventes	693	710	731	718	505
Recrutas	69	102	103	105	318
Final	762	812	834	823	823
Mudança Líquida (%)	3,39	6,56	2,71	-1,32	11,67
Mortalidade (%/ano)	2,22	1,96	3,76	4,11	3,29
Recrutamento (%/ano)	3,40	3,69	4,69	3,75	4,23
Reposição (%/ano)	2,81	2,82	4,23	3,93	3,76
<i>Clímax tolerantes à sombra</i>					
Inicial	420	432	433	413	420
Mortos	33	51	61	81	174
Sobreviventes	387	381	372	332	246
Recrutas	45	52	41	75	161
Final	432	433	413	407	407
Mudança líquida (%)	2,86	0,23	-4,62	-1,45	-3,10
Mortalidade (%/ano)	2,94	3,45	5,39	5,93	4,63
Recrutamento (%/ano)	3,93	3,52	3,74	5,55	4,36
Reposição (%/ano)	3,43	3,49	4,56	5,74	4,50
<i>Pioneiras</i>					
Inicial	44	39	29	25	44
Mortos	11	12	9	10	32
Sobreviventes	33	27	20	15	12
Recrutas	6	2	5	1	4
Final	39	29	25	16	16
Mudança líquida (%)	-11,36	-25,64	-13,79	-36,00	-63,64
Mortalidade (%/ano)	9,98	9,81	12,72	13,39	10,95
Recrutamento (%/ano)	5,91	1,98	7,83	1,79	2,51
Reposição (%/ano)	7,95	5,90	10,27	7,59	6,73

### 3.3.4 Dinâmica por Vertentes no Intervalo 2006 – 2010

A vertente norte, atingida pelo fogo em 2010, apresentou menor densidade inicial e final em relação a vertente Sul, sendo que o número de indivíduos mortos foi 1,5 vezes maior que a vertente sem fogo, o que resultou em diferença significativa entre as taxas de mortalidade (Mann-Whitney;  $p = 0,005$ ) (Tabela 3.4). Essa elevada mortalidade na vertente norte associada ao fogo refletiu mudança negativa em número de indivíduos, enquanto a vertente sul apresentou mudança positiva.

Em relação à área basal, a vertente norte também apresentou valores iniciais e finais inferiores aos observados na vertente sul (Tabela 3.4). Apesar de não diferir estatisticamente ( $p < 0,05$ ) a taxa de perda de área basal na vertente norte foi 1,7 vezes maior que a da vertente sul (Tabela 3.4).

Em geral, ambas as vertentes apresentaram mudanças líquidas negativas em termos de área basal, porém a redução observada na vertente sul foi próxima de zero. Embora o ganho em área basal na vertente sul em termos absolutos (crescimento + recrutadas) tenha sido superior ao da vertente norte, o fato da taxa representar valor relativo à área basal final do intervalo tornou a taxa de ganho de área basal da vertente norte superior (Tabela 3.4).

Tabela 3.4 - Dinâmica expressa em número de indivíduos e área basal ( $m^2$ ), da vegetação arbustivo-arbórea ( $DAP \geq 5$  cm) amostrada na Floresta de Vale do Véu de Noiva, Parque Nacional da Chapada dos Guimarães - MT, entre 2006 e 2010, contabilizada separadamente para as duas vertentes do vale (Norte e Sul). Valores entre parênteses são as médias ( $n = 9$ ). Médias seguidas de letras diferentes diferem significativamente pelo teste de comparação de médias de Mann-Whitney ( $p = 0,05$ ).

	<b>Vertente Norte</b>	<b>Vertente Sul</b>
<b><i>Número de Indivíduos</i></b>		
Inicial	601	675
Mortos	124	83
Sobreviventes	477	592
Recrutadas	68	114
Final	545	706
Mudança líquida (%)	-9,3	4,6
Recrutamento (%/ano)	3,66 (3,96)	4,81 (5,05)
Mortalidade (%/ano)	6,27 (6,56 <sup>a</sup> )	3,61 (3,45 <sup>b</sup> )
Reposição N (%/ano)	4,97 (5,26)	4,21 (4,25)
<b><i>Área basal</i></b>		
Inicial ( $m^2$ )	11,23	15,73
Mortos ( $m^2$ )	1,74	1,40
Crescimento ( $m^2$ )	1,05	1,08
Decremento ( $m^2$ )	0,03	0,06
Recrutadas ( $m^2$ )	0,19	0,34
Final ( $m^2$ )	10,71	15,69
Mudança líquida (%)	-4,68	-0,25
Ganho (%/ano)	3,38 (3,69)	2,61 (2,98)
Perda (%/ano)	4,67 (5,24)	2,68 (3,36)
Reposição AB (%/ano)	4,02 (4,46)	2,65 (3,17)

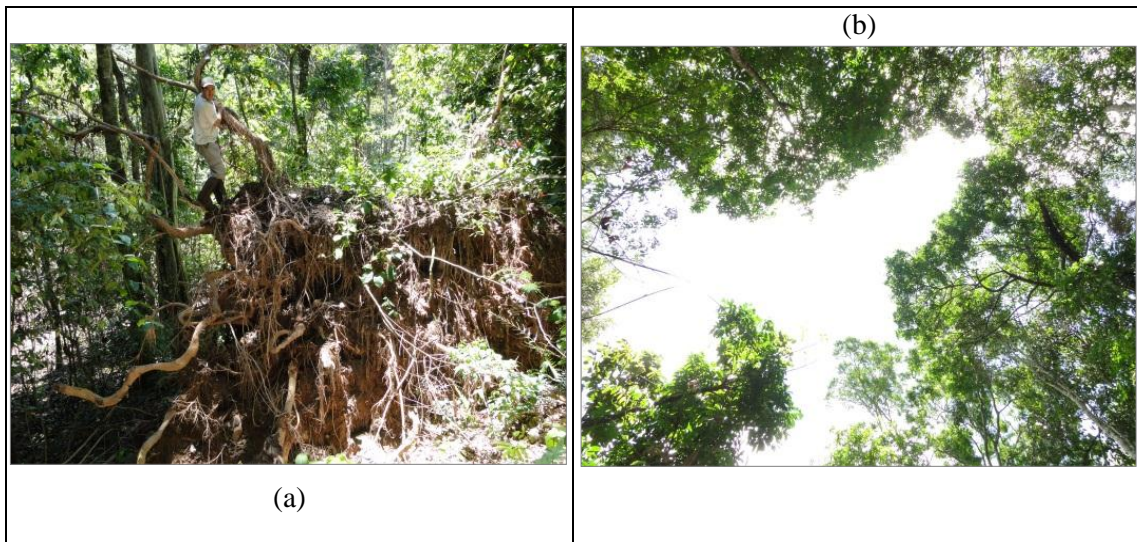


Figura 3.8 - Indivíduo arbóreo caído (morto) (a) e clareira aberta no dossel em razão de sua queda (b) (Fotos: J.R.R. Pinto).



Figura 3.9 - Árvores mortas em razão da ocorrência do fogo que atingiu a vertente norte da Floresta de Vale do Véu de Noiva três meses antes da realização do inventário em dezembro de 2010 (a) e a clareira aberta no dossel pela queda dessas árvores (b) (Fotos: J.R.R. Pinto).

### 3.4 DISCUSSÃO

Apesar das limitações na comparação dos índices de mortalidade e de recrutamento entre estudos, limitação esta consequente, por exemplo, da influência da amplitude do intervalo normalmente não corrigida nos estudos (Sheil & May 1996, Lewis et al. 2004a) e da utilização de formulações diferentes para os cálculos dos parâmetros que expressam a dinâmica da vegetação (Rolim et al. 1999), as taxas de mortalidade e de recrutamento no intervalo TG ( $4,29 \text{ \%}\cdot\text{ano}^{-1}$  e de  $3,94 \text{ \%}\cdot\text{ano}^{-1}$ ,

respectivamente) foram mais elevadas do que as registradas em outros trabalhos realizados em matas de galeria ou ciliares e que adotaram metodologia semelhante a do presente estudo (Cabral 1999; Salgado 2003; van den Berg 2001; Braga & Rezende 2007; Lopes & Schiavini 2007; Guimarães et al. 2008; Miguel et al. 2011) e em outras formações florestais, como florestas estacionais semidecíduais (Oliveira-Filho et al. 1997a; Pulz 1998; Appolinário et al. 2005; Oliveira-Filho et al. 2007; Machado & Oliveira-Filho 2010). Observou-se também que as taxas de mortalidade e de recrutamento no intervalo TG foram superiores às registradas na maioria dos estudos de dinâmica em florestas tropicais úmidas ( $< 3\% \cdot \text{ano}^{-1}$ ), os quais trabalharam com  $\text{DAP} \geq 10$  cm (Lang & Knight 1983; Lieberman et al. 1985; Uhl et al. 1988; Gentry & Terborgh 1990; Hartshorn 1990; Rankin-de-Merona et al. 1990; Phillips & Gentry 1994; Condit et al. 1995; Phillips et al. 1994; 2004). Essas comparações sugerem que a Floresta de Vale do Véu de Noiva pode ser considerada como uma das mais dinâmicas florestas brasileiras, como já haviam mencionado Pinto & Hay (2005) e Pinto et al. (2005), provavelmente em resposta aos distúrbios naturais ou antrópicos de pequeno porte que ocorrem na área.

Independente da origem (antropogênica ou natural), distúrbios são forças determinantes na dinâmica de comunidade de plantas (Caswell & Cohen 1991). Diversos estudos em florestas tropicais vêm demonstrando que os distúrbios naturais (tempestades, ventanias, secas severas, alagamentos) ou antrópicos (fragmentação, bordas, queimadas, corte seletivo) influenciam na mortalidade, e, conseqüentemente, no recrutamento, agindo como fortes determinantes na dinâmica florestal (Condit et al. 1995; Oliveira-Filho 1997a; Laurance et al. 1998; Werneck & Franceschinelli 2004; Baker et al. 2005; Higuchi et al. 2008). Pinto & Hay (2005) apontam que na Floresta de Vale do Véu de Noiva, distúrbios naturais de baixa intensidade como abertura de clareiras de pequeno porte são favorecidos pela pouca profundidade do solo, pela topografia íngreme e pela ação de ventos canalizados que frequentemente incidem no vale, resultando em instabilidade das árvores de grande porte.

A maior susceptibilidade de indivíduos estabelecidos em áreas de declive e de solos rasos é citada em estudos que relacionaram padrões estruturais e dinâmicos de florestas tropicais com propriedades física dos solos (Gale & Barfod 1999; Quesada et al. 2009; Toledo et al. 2011). De acordo com Fontes (2012), as árvores do dossel são as mais atingidas pela ação das chuvas e dos ventos e suas quedas são responsáveis pela

abertura de grandes clareiras, aumentando a mortalidade arbórea e intensificando a dinâmica da floresta. É possível que a adversidade das condições ambientais da floresta estudada (relevo, solo, ventos), responsável pela intensificação dos distúrbios naturais (Pinto & Hay 2005), tenha sido determinante para a intensa dinâmica registrada em TG. Entretanto, o fogo que penetrou na vertente norte da floresta pouco antes da realização do inventário de 2010 também pode ter influenciado na elevada dinâmica registrada nesse intervalo.

Em florestas tropicais maduras e não perturbadas, o padrão esperado para a dinâmica da vegetação arbórea no longo prazo é de estabilidade em consequência do balanço entre as taxas de mortalidade e de recrutamento e entre as taxas de perda e de ganho de biomassa em pé (Lang & Knight 1983; Lieberman et al. 1985; Swaine et al. 1987; Rankin-de-Merona et al. 1990; Felfili 1995a; Santos et al. 1998). A pequena diferença observada no presente estudo entre essas taxas no intervalo TG poderia sugerir certo grau de estabilidade para a floresta, não fosse à ocorrência do fogo que certamente influenciou a proximidade dessas taxas determinando a rejeição da hipótese de estabilidade para florestas maduras e não perturbadas. Além disso, mesmo que pequena, a diferença favorável ao recrutamento e ao ganho de área basal no intervalo TG sugere que a floresta está em fase de acúmulo de biomassa como encontrado por Korning & Balslev (1994); Oliveira-Filho et al. (1997a); Bertani et al. (2001), van den Berg (2001) e Pinto & Hay (2005) ou em fase de ‘construção inicial’ do ciclo silvigenético, como descreveram Machado & Oliveira-Filho (2010).

Entretanto, a trajetória de alterações estruturais observada na Floresta de Vale do Véu de Noiva pode ser melhor compreendida a partir da análise dos intervalos menores. A análise de intervalos menores possibilita a percepção de flutuações nas taxas de mortalidade e de recrutamento em termos de número de indivíduos e de perda e ganho em termos de área basal que, normalmente, deixam de ser perceptíveis em intervalos mais amplos (Felfili et al. 2000, Braga & Rezende 2007).

A tendência geral de aumento em número de indivíduos e área basal observada nos primeiros intervalos (T1, T2, T3), também registrada em outros estudos (Korning & Balslev 1994; Oliveira-Filho et al. 1997a; Bertani et al. 2001; van den Berg 2001; Pinto & Hay 2005), indica que a floresta estava em fase de acúmulo de biomassa nesse período, talvez como resultado das flutuações cíclicas. Tais flutuações são comuns em florestas tropicais as quais apresentam períodos de expansão sucedidos por outros de

retração devido às alternâncias no predomínio de recrutamento ou mortalidade, ou então no predomínio de perda ou ganho de biomassa (Manokaran & Kochummen 1987; Hubbell & Foster 1990; Felfili 1995a, b; Kellman et al. 1998; Pulz 1998). Pinto & Hay (2005) indicam que na Floresta de Vale do Véu de Noiva, estas flutuações são intensificadas devido à peculiaridade das condições ambientais (p.ex. solo raso, relevo inclinado, ventos) que favorecem a ocorrência de distúrbios naturais. Nesse sentido, é provável que o padrão observado nos intervalos T1, T2 e T3 esteja associado a aspectos naturais dessa floresta.

Estudos têm demonstrado que os distúrbios naturais ou antrópicos determinam a dinâmica da vegetação arbórea através da alteração na disponibilidade de recursos (Denslow et al. 1998; Oliveira-Filho et al. 1997a; Sheil & Burslem 2003). Sendo assim, tal como sugeriram Pinto & Hay (2005), as mudanças positivas em densidade e biomassa registradas nos intervalos T1, T2 e T3 podem indicar que os benefícios oriundos da abertura do dossel por distúrbios naturais superaram os danos causados à vegetação arbustivo-arbórea. De acordo com esses autores, isso estaria associado ao favorecimento das condições de luminosidade e redução na competição intra e interespecífica. Esse favorecimento das condições de luz possivelmente também explica o aumento no número de indivíduos do grupo clímax exigentes de luz nos intervalos T1, T2 e T3, conforme indicaram Bertani et al. (2001), van den Berg (2001) e Pinto & Hay (2005).

Apesar dos três primeiros intervalos (T1, T2, T3) apresentarem o mesmo padrão de mudanças estruturais, o qual sugere fase de construção inicial do ciclo silvigenético (Machado & Oliveira-Filho 2010), T1 e T2 apresentaram instabilidade mais acentuada para as taxas de recrutamento e de mortalidade em relação a T3. Isso refletiu na redução do ritmo de aumento no número de indivíduos para T3 em relação ao que vinha sendo observado nos intervalos anteriores. Por outro lado, o padrão de instabilidade entre as taxas de área basal desses intervalos foi semelhante aos anteriores refletindo na manutenção do aumento em área basal. Esses resultados podem indicar que o intervalo T3 já representaria uma transição para estágios mais tardios do ciclo silvigenético.

Na evolução da estrutura de paliteiro (adensamento de árvores finas), característica dos estágios iniciais de regeneração (construção inicial), para uma estrutura florestal mais complexa, a comunidade passa a reduzir o aumento em densidade, mantendo o aumento em área basal para posteriormente apresentar redução

em densidade mantendo o aumento em área basal, padrão que caracteriza a fase posterior de construção tardia ou auto-desbaste (Gentry & Terborgh 1990; Lewis et al. 2004b; Philips et al. 2004; Oliveira-Filho et al. 2007; Machado & Oliveira Filho 2010). Tal padrão pode estar associado ao fato de que poucas árvores sobrevivem ao processo de competição, acumulando biomassa e crescendo, enquanto, conseqüentemente, muitas outras morrem (Machado & Oliveira-Filho 2010). Assim, é possível que os resultados dos três primeiros intervalos sugiram evolução da fase de construção inicial do ciclo silvigenético onde o intervalo T3 (2002 – 2006) já representaria uma fase intermediária de transição para a fase de construção tardia do ciclo silvigenético. Além disso, a redução na densidade de espécies pioneiras, observada nesse período, é relatada como indício de evolução do processo de recuperação pós-distúrbio da floresta por Felfili (1995a, b), Werneck et al. (2000) e Werneck & Francheschinelli (2004).

A rotatividade (*turnover*) corresponde ao processo de renovação da cobertura arbórea e da biomassa de florestas e ocorre naturalmente devido ao comportamento cíclico de substituição de árvores mortas por outras mais jovens (Harper 1990). O dinamismo acelerado observado no intervalo T3, com base nas taxas de rotatividade, apontou comportamento esperado em condição de competições, o qual promove a intensificação de distúrbios naturais onde as saídas abrem novos espaços que incrementam as entradas (Laurance et al. 1998) através da disponibilização de recursos, principalmente luz (Burslem & Whitmore 1999). Além do aumento da representação em número de indivíduos do grupo das clímax exigentes de luz nesse intervalo, a redução demográfica do grupo das clímax tolerantes à sombra possivelmente também está associada ao favorecimento das condições de luminosidade conseqüente da abertura de pequenas clareiras. Nesse sentido, as tendências desses grupos ecológicos refletem a acelerada dinâmica da vegetação arbustivo-arbórea em T3.

A hipótese de um quadro de competições sugerida para o intervalo T3 é característica do processo de auto-desbaste (Machado & Oliveira-Filho 2010) reforçando a sugestão de que esse intervalo representaria uma transição para fases mais tardias do processo de recuperação pós-distúrbio. Além disso, o maior crescimento em área basal dos indivíduos sobreviventes registrado para T3 em relação aos demais intervalos e o fato de seis das 18 parcelas amostradas nesse intervalo terem caracterizado o padrão de ‘construção tardia’ do ciclo silvigenético também reforçam a hipótese de influência do processo de auto-desbaste na dinâmica de T3.

A partir da sugestão de evolução do ciclo silvigenético para T1, T2 e T3, eram esperadas mudanças estruturais características de fases tardias do ciclo silvigenético em T4. Entretanto, a ocorrência do fogo pouco antes do último inventário parece ter influenciado a mortalidade de indivíduos e a perda de área basal desse intervalo, as quais foram as mais elevadas entre os intervalos menores. Tais taxas determinaram o retrocesso do ciclo silvigenético caracterizado pela fase de degradação desse intervalo, semelhante ao que fora registrado por Kauffman and Uhl (1990), Sevilha (1999), Felfili (2000), Ivanauskas et al. (2003) e Parca (2007). Estes autores relatam que a ocorrência do fogo em florestas tropicais úmidas geralmente está associada a efeitos deletérios sobre a estrutura da comunidade uma vez que esses ecossistemas apresentam poucas adaptações evolucionárias para resistir a esse tipo de distúrbio.

A análise das alterações estruturais por parcela (Figura 3.1) evidenciou o efeito destrutivo desse distúrbio que atingiu a vertente norte do vale em 2010. Oito das nove parcelas da vertente norte apresentaram fase silvigenética caracterizada como de degradação (*sensu* Machado & Oliveira-Filho 2010). Além disso, a análise por vertentes indicou a influência significativa do fogo sobre a taxa de mortalidade da vertente norte. É possível que essa influência tenha sido a principal responsável pelo padrão de mudanças estruturais negativas (fase silvigenética de degradação) e pelo elevado índice de mortalidade registrado nesse intervalo.

Além disso, acredita-se que o fogo também foi determinante para a dinâmica do intervalo TG, causando aumento dos índices de mortalidade e de perda de área basal, o qual colocou tais índices próximos dos de recrutamento e de ganho em área basal, respectivamente. Nesse sentido, o comportamento marcante para o período estudado (1996 a 2010) parece ter sido o de acúmulo de biomassa, embora a ocorrência do fogo tenha tornado esse acúmulo menos acentuado na análise de mudanças estruturais do intervalo TG, mas mesmo assim perceptível.

O fato de o fogo ter ficado restrito a vertente norte do vale permitiu que a dinâmica da face sul calculada para T4 fornecesse indicativo da continuidade do comportamento da floresta na ausência do fogo, ou seja, na ausência de distúrbios antrópicos. As alterações estruturais observadas nessa vertente indicaram fase de “construção inicial com degradação” (*sensu* Machado & Oliveira-Filho 2010), do ciclo silvigenético. Esse resultado sugere rompimento com a tendência de evolução do processo de recuperação pós-distúrbio especulada para os intervalos anteriores (T1, T2 e



T3). Entretanto, a intensidade com que as mudanças estruturais acontecem deve ser levada em consideração para uma correta interpretação acerca da etapa silvigenética de uma determinada área (Machado 2008). Desta forma, a redução líquida em área basal próxima de zero na vertente sul de T4 e o fato de seis das nove parcelas dessa vertente apresentarem padrão de construção inicial em T4, talvez indiquem continuidade no padrão de construção inicial e acúmulo de biomassa que vinha sendo observado nos intervalos anteriores, porém com estabilidade maior em número de indivíduos para T3 e maior estabilidade em área basal para T4.

Se por um lado o fogo influenciou significativamente as taxas de mortalidade em T4, por outro, a elevada taxa de recrutamento registrada nesse intervalo não pode estar relacionada com esse distúrbio, pois o intervalo de tempo entre a ocorrência do distúrbio e o último inventário foi de apenas três meses. O aumento do recrutamento em resposta da abertura de grandes clareiras pelo fogo é esperado após determinado período, já que os indivíduos, mesmo do grupo das pioneiras que apresentam crescimento mais rápido (Gurevitch et al. 2009), precisam atingir o diâmetro mínimo de inclusão ( $DAP > 5$  cm). Assim, o elevado recrutamento do intervalo T4 possivelmente é resposta ao alto dinamismo observado em T3 e que deve ter se estendido no intervalo T4 até a ocorrência do fogo.

De acordo com Hartshorn (1980), baixas densidades de espécies pioneiras indicam condições pouco perturbadas das florestas tropicais. Além disso, a redução da representatividade desse grupo ao longo do tempo reforça a sugestão de bom estado de conservação para a floresta conforme indicaram Werneck et al. (2000) e Paula et al. (2004). Tal sugestão reforça que a tendência geral de construção inicial da floresta no período estudado, desconsiderando a ocorrência do fogo a partir da análise da vertente sul em T4, seja coincidente com um período de acúmulo de biomassa consequente das flutuações cíclicas características de florestas tropicais não perturbadas.

Entretanto, é possível que a abertura de clareiras observadas em algumas unidades amostrais atingidas pelo fogo no inventário de 2010 promova alteração nas tendências de mudanças observadas nos grupos ecológicos no período estudado. A maior disponibilidade de luz nessas grandes clareiras talvez tenha como resposta aumento na representação do grupo das pioneiras em número de indivíduos nos próximos inventários. De acordo com Whitmore (1990), Kellman & Meave (1997) e Townsend et al. (2006), florestas tropicais perturbadas por queimadas severas tendem a

apresentar, posteriormente, aumento em densidade de espécies pioneiras. Rezende (1998), Sevilha (1999) e Parca (2007) também indicaram esse comportamento para Matas de Galeria do Brasil Central e Felfili (2000) correlacionou o favorecimento desse grupo de espécies com o favorecimento das condições de luz consequente da abertura de dossel pós fogo em Matas de Galeria.

Outra tendência emergente a partir das análises na dinâmica da vertente sul em T4, como a continuidade do ciclo silvigenético da floresta na ausência de distúrbio antrópico, está relacionada à continuidade do acelerado dinamismo que caracterizou o intervalo T3. Assim como relataram Oliveira-Filho et al. (2007), uma hipótese, polêmica, mas plausível, é que o comportamento encontrado no intervalo T3 e na vertente sul em T4 se encaixa na presumida aceleração da rotatividade florestal nos últimos anos como consequência das mudanças climáticas globais. Apesar de não haver consenso nas abordagens sobre as alterações dos processos dinâmicos em florestas tropicais observados nas últimas décadas (Lewis et al 2004c; Wright 2005; Clark 2007), sugere-se que a dinâmica florestal está sendo alterada por mudanças na composição e na temperatura atmosférica (Winter & Lovelock 1999; Laurance et al. 2009). Desde 1970, as concentrações atmosféricas de CO<sub>2</sub> tem aumentado em 14%, ao passo que a temperatura subiu  $0,26 \pm 0,5^{\circ}\text{C}$  por década (Malhi & Wright 2004). Se o crescimento arbóreo não for limitado por outros nutrientes, então o aumento dos níveis de CO<sub>2</sub> poderiam levar ao aumento da produtividade primária e do crescimento arbóreo (Winter & Lovelock 1999), e também ao aumento da mortalidade arbórea e da rotatividade como consequência da alta competição entre os indivíduos (Laurance et al. 2009).

### **3.5 CONCLUSÕES**

*A Floresta de Vale do Véu de Noiva apresentou comportamento dinâmico entre os anos de 1996 e 2010? Quais tendências de mudanças estruturais foram observadas?*

A Floresta de Vale do Véu de Noiva apresentou comportamento dinâmico acelerado no período estudado. Para o intervalo definido entre os anos de 1996 e 2010, foram registradas elevadas taxas de recrutamento e de mortalidade em termos de número de indivíduos e de ganho e perda em área basal. Os intervalos menores (1996-1999, 1999-2003, 2003-2006, 2006-2010) apresentaram alta dinâmica, porém indicando tendência de aceleração na dinâmica da floresta ao longo do tempo.

Apesar da proximidade entre os índices de recrutamento e mortalidade de indivíduos e dos índices de ganho e perda de área basal observados no intervalo 1996-2010, houve desbalanço favorável ao índice de recrutamento de indivíduos e ao de ganho de área basal, os quais determinaram mudanças estruturais positivas, indicando fase de acúmulo de biomassa ou de construção inicial para esse intervalo. Em relação aos intervalos menores, os três primeiros (1996-1999, 1999-2003, 2003-2006) apresentaram mudanças estruturais positivas, tanto para o número de indivíduos como para a área basal. Entretanto, essa tendência foi rompida no último intervalo (2006-2010), em razão da ocorrência do fogo no ano de 2010

*A contribuição dos grupos ecológicos para a estrutura da floresta mudou ao longo do tempo?*

As mudanças nas contribuições dos grupos ecológicos foram significativas ao longo do período de estudo. O aumento das clímax exigentes de luz está relacionado à acelerada dinâmica da floresta e redução das pioneiras reforça a tendência de recuperação pós-distúrbio sugerida pelas mudanças estruturais da vegetação arbustivo-arbórea da floresta no período estudado. Entretanto, espera-se que as mudanças observadas no período se alterem devido à ocorrência do fogo.

*O fogo que atingiu a Floresta de Vale do Véu de Noiva em 2010 teve efeito sobre a dinâmica da vegetação arbustivo-arbórea?*

O fogo que atingiu a Floresta de Vale do Véu de Noiva em 2010 foi responsável pela alteração na tendência de mudanças estruturais positivas que vinha sendo observado nos intervalos anteriores. A mortalidade significativamente mais elevada na vertente norte, atingida pelo fogo, em relação à vertente sul, isenta desse distúrbio, no intervalo 2006-2010 comprova a influência desse distúrbio na dinâmica do intervalo 2006-2010 e conseqüentemente na dinâmica do período avaliado como um todo (1996-2010).

O aumento da mortalidade de indivíduos e da perda em área basal registrado para o intervalo 2006-2010, os quais determinaram alterações estruturais negativas, indicam fase de degradação do ciclo silvigenético para esse intervalo, evidenciando o efeito do fogo sobre a dinâmica da vegetação arbustivo-arbórea da floresta.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Em ecossistemas sob condições ambientais adversas e heterogêneas, como a Floresta de Vale do Véu de Noiva (Pinto & Oliveira-Filho 1999), é relevante destacar alguns aspectos fundamentais em estudos de dinâmica de vegetação. Um deles está relacionado à pluralidade com que os processos de dinâmica podem operar dentro da mesma comunidade em resposta às diferentes condições ambientais (Oliveira-Filho et al. 1997a); e ainda, o grau de heterogeneidade espacial que os próprios processos dinâmicos podem produzir ao longo do tempo (Austin 1981; Felfili 1995a, b). Nesse sentido, para o entendimento mais completo da dinâmica da vegetação em comunidades com grandes variações internas, além de seguidas remedições, as avaliações também devem considerar as particularidades dos diferentes micro-sítios que as compõem (Clark 1994; Oliveira-Filho et al. 1997a; Pinto 2002; Appolinário et al. 2005; Machado 2005). Nesse sentido, além da avaliação da dinâmica da vegetação arbustivo-arbórea da floresta como um todo (comunidade), presente neste trabalho, é importante que os processos dinâmicos da Floresta de Vale do Véu de Noiva sejam avaliados sob a perspectiva da sua heterogeneidade ambiental (habitats) e que a mensuração em intervalos menores (3 anos) seja mantida, afim de captar as flutuações da floresta e sua resposta à ocorrência do fogo.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Angiosperm Phylogeny Group (APG III). 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society* 161: 105-121
- Appolinário, V.; Oliveira-Filho, A.T. & Guilherme, F.A.G. 2005. Tree population dynamics in a Brazilian tropical semideciduous forest. *Brazilian Journal of Botany* 28: 347-360.
- Aquino, F.G.; Oliveira, M.C.; Schiavini, I. & Ribeiro, J.F. 1999. Dinâmica de população de *Anadenanthera macrocarpa* e *Acacia glomerosa* em mata seca semidecídua na estação ecológica do Panga (Uberlândia-MG). *Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer* 4: 90-102.
- Arce, J.E.; Feli li, J.A.; Gaiad, D.; Rezende, A.V. & Sanquetta, C. R. 2000. Avaliação do crescimento da vegetação arbórea em uma área de cerrado sensu stricto , em Brasília, DF. In: Lombardi, I. (Ed.). *Colégio de ingenieros del Peru. Capítulos de Ingenieria forestal. Congresso Forestal Latinoamericano, 2000. Tomo III.*
- Austin, M. P. 1981. Permanent quadrats: an interface for theory and practice. *Vegetatio*, 46: 1-10.
- Batalha, R.M.P.; Teixeira-Filho, J. & Tereso, M.J.A. 2005. Recuperação da mata ripária como diretriz prioritária no planejamento dos recursos hídricos. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola, 34. Canoas, RS. Anais. Canoas, RS: SBEA, p. 1-4.
- Baker, T.R.; Swaine, M.D. & Burslem, D.F.R.P. 2003. Variation in tropical forest growth rates: combined effects of functional group composition and resource availability. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 6: 21-36.
- Baker, P.J.; Bunyavejchewin, S.; Oliver, C.D. & Ashton, P.S. 2005. Disturbance history and historical stand dynamics of a seasonal forest in western Thailand. *Ecological Monographs* 75: 317-343.
- Bertani, D.F.; Rodrigues, R.R.; Batista, J.L.F. & Shepherd, G.J. 2001. Análise temporal da heterogeneidade florística e estrutural em uma floresta ribeirinha. *Revista Brasileira de Botânica* 24(1): 11-23.
- Braga, F.M.S. & Rezende, A.V. 2007. Dinâmica da vegetação arbórea da mata de galeria do Catetinho, Brasília-DF. *Cerne* 13:138-148.
- Budowski, G. 1965. Distribution of tropical american rain forest species in the light of sucessional processes. *Turrialba*, v. 15, n. 1, p. 40-42.
- Burslem, D.F.R.P. & Whitmore, T.C. 1999. Species diversity, susceptibility to disturbance and tree population dynamics in tropical rainforest. *Journal of Vegetation Science*, 10, 767-776.

- Cabral, V.A.R. 1999. Dinâmica de um fragmento de mata ciliar do Rio Grande em Bom Sucesso - Minas Gerais. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Lavras.
- Cabrera, A.L. & Willink, A. 1973. Biogeografía de America Latina. Secretaria General dela Organización de los Estados Americanos, Washington.
- Carey, E.V.; Brown, S.; Gillespie, A.J.R. & Lugo, A.E. 1994. Tree mortality in mature lowland tropical moist and lower montane moist forests of Venezuela. *Biotropica* 26: 255–265.
- Carneiro, V.M.C. 2004. Composição florística e análise estrutural da floresta primária de terra firme na bacia do rio Cueiras, Manaus-AM. Dissertação de mestrado, Instituto de Pesquisas da Amazônia Universidade Federal do Amazonas. 77p.
- Carvalho, F.A. 2009. Dinâmica da vegetação arbórea de uma floresta estacional decidual sobre afloramentos calcários no Brasil Central. p.151, Tese (Doutorado em Ecologia)-Universidade de Brasília, Brasília.
- Carvalho, F.A.; Felfili, J.M. 2011. Variações temporais na comunidade arbórea de uma floresta decidual sobre afloramentos calcários no Brasil Central: composição, estrutura e diversidade florística. *Acta Botanica Brasílica*, v. 25, p. 203-214.
- Castellani, T.T. & Stubblebine, W.H. 1993. Sucessão secundária inicial em mata tropical mesófila, após perturbação por fogo. *Revista Brasileira de Botânica*, 16 (2): 181 - 203.
- Caswell, H. & Cohen, J.E. 1991. Communities in patchy environments: a model of disturbance, competition, and heterogeneity. In: Kolosa, J.; Pickett, S. T. A. *Ecological heterogeneity*. New York: Springer-Verlag, p. 97-122.
- Clark, D. A. 1994. Plant demography. In: L. A. McDade; K. S. Bawa; H. A. Hespenheide e G. S. Hartshorn (eds.), *La Selva: ecology and natural history of a neotropical rain forest*, pp. 90-105. University of Chicago, Chicago.
- Clark, D.A. 2007. Detecting tropical forests' response to global climatic and atmospheric change: current challenges and a way forward. *Biotropica* 39: 4–19.
- Colwell, R. K. 2006. EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8. Disponível em <<http://purl.oclc.org/estimates>>. Acesso em 18 de fevereiro de 2010.
- Colwell, R.K.; Mao, C.X. & Chang, J. 2004. Interpolatin, extrapolatin, and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology* 85: 2717-27.
- Condit, R. 1995. Research in large, long-term tropical forest plots. *Tree* 10: 18-22.
- Connell, J.H. 1978. Diversity in tropical rain forest and reefs. *Science*, 199: 1302-1310.

- Connell, J.H.; Tracey, J.G. & Webb, L.J. 1984. Compensatory recruitment, growth and mortality as factors maintaining rain-forest tree diversity. *Ecological Monographs* 54: 141-164.
- Corrêa, B.S. & van den Berg, E. 2002. 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* 8(1): 1-12.
- Couto, J.; Oliveira, M.G. & Gomes, M. 2006. Anexo: Diagnóstico ambiental: Vegetação. In: Ibama. 2006. Plano de controle ambiental das obras de adequação do acesso ao Parque Nacional de Chapada dos Guimarães / MT. Relatório não publicado.
- Crawley, M.J. 1986. *Plant ecology* (1a ed.). Blackwell Science, Oxford.
- Crawley M.J. 1997. Life history and environment, pp. 73-131. Em: *Plant ecology* (Crawley M.J. ed.). Blackwell Science, Oxford.
- Denslow, J.S. 1987. Tropical rain forest gaps and tree species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* 18(2): 431-451.
- Denslow, J.S. 1980. Gap partitioning among tropical rainforest trees. *Biotropica* 12: 45-55.
- Denslow, J.S.; Ellison, A.M. & Sanford R.E. 1998. Tree fall gap size effects on above and below-ground; processes in tropical wet forest. *J. Ecol.* 86:597-609.
- Durigan, G. 2006. Métodos para análise de vegetação arbórea. Pp. 455-471. In: L. Cullen Jr.; R. Rudran & C. Valladares-Padua. *Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre*. Curitiba, Universidade Federal do Paraná.
- Eiten, G. 1994. Vegetação do cerrado. In: M. N. Pinto (ed.), *Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas*, pp. 17-73. Ed. UnB, Brasília.
- FAO. 2005. *Global Forest resources assessment 2005: progress towards sustainable management*. FAO Forestry Papers 147. Food and Agriculture Organization of the United Nation (FAO), Rome.
- Fearnside, P.M. 2005. Deforestation in Brazilian Amazonia: history, rates and consequences. *Conservation Biology* 19: 680-688.
- Felfili, J.M. 1994. Floristic composition and phytosociology of gallery forest alongside the Gama stream in Brasília, DF, Brazil. *Revista Brasileira de Botânica* 17: 1-11.
- Felfili, J.M. 1995a. Growth, recruitment and mortality in the Gama gallery forest in central Brazil over a six-year period (1985-1991). *Journal Tropical Ecology* 11: 67-83.

- Felfili, J.M. 1995b. Diversity, structure and dynamics of a gallery forest in central Brazil. *Vegetatio*, v.117, p.1-15.
- Felfili, J. M. 1997. Dynamics of the natural regeneration in the Gama gallery forest in Central Brazil. *For. Ecol. Manag.*, 91: 235-245.
- Felfili, J.M. 2000. Crescimento, recrutamento e mortalidade nas matas de galeria do Planalto Central. Tópicos atuais em Botânica: Palestras convidadas do 51º Congresso Nacional de Botânica. Pp. 152-158. In: T.B. Cavalcanti & B.M.T. Walter (orgs.). Brasília, Sociedade Botânica do Brasil / Embrapa-Cenargen.
- Felfili, M.C. & Felfili, J.M. 2001. Diversidade alfa e beta no cerrado *sensu stricto* da Chapada Pratinha, Brasil. *Acta botanica brasiliica*. 15: 243-254.
- Felfili, J.M. & Silva Junior, M.C. 2005. Diversidade alfa e beta no cerrado *sensu stricto*, Distrito Federal, Goiás, Minas Gerais e Bahia. Pp. 141-154. In: Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação. A. Scariot, J.C. Sousa-Silva & Felfili, J.M. (Orgs.). Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
- Felfili, J.M. & Silva-Júnior, M.C. 1992. Floristic composition, phytosociology and comparison of cerrado and gallery forests at Fazenda Água Limpa, Federal District, Brazil. In: Furley, P. A. & Ratter, J. A. Nature and dynamics of forest savanna boundaries. London: Chapman & Hall. p.349-415.
- Felfili, J.M., Rezende, A.V., Silva-Júnior, M.C. & Silva, M.A. 2000. Changes in the floristic composition of cerrado *sensu stricto* in Brazil over a nine-year period. *Journal of Tropical Ecology* 16:579-590.
- Felfili, J.M., Silva-Júnior, M.C., Sevilha, A.C., Fagg, C.W., Walter, B.M.T., Nogueira, P.E. & Rezende, A.V. 2004. Diversity, floristics and structural patterns of cerrado vegetation in central Brazil. *Plant Ecology* 175:37-46.
- Fernandes, A. 2007. *Fitogeografia brasileira: províncias florísticas*. 3ª ed. Editora realce, Fortaleza.
- Fiedler, N.C.; Azevedo, I.N.C.; Resende, A.V.; Medeiros, M.B. & Venturoli, F. 2004. Efeito de incêndios florestais na estrutura e composição florística de uma área de cerrado *sensu stricto* na Fazenda Água Limpa - DF. *Revista Árvore* 28: 129-138.
- Fontes, C.G. 2012 Revelando as causas e a distribuição temporal da mortalidade arbórea em uma floresta de terra-firme na Amazônia Central. Dissertação de Mestrado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA. Manaus. 63 f.
- Forzza, R.C.; Leitman, P.M.; Costa, A.F.; Carvalho Jr., A.A.; Peixoto, A.L.; Walter, B.M.T.; Bicudo, C.; Zappi, D.; Costa, D.P.; Lleras, E.; Martinelli, G.; Lima, H.C.; Prado, J.; Stehmann, J.R.; Baumgratz, J.F.A.; Pirani, J.R.; Sylvestre, L.; Maia, L.C.; Lohmann, L.G.; Queiroz, L.P.; Silveira, M.; Coelho, M.N.; Mamede, M.C.; Bastos, M.N.C.; Morim, M.P.; Barbosa, M.R.; Menezes, M.; Hopkins, M.; Secco, R.; Cavalcanti, T.B.; Souza, V.C. 2010. Introdução. in Lista de Espécies da Flora



do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2010>.

- Gale, N. & Barfod, A.S., 1999. Canopy tree mode of death in a western Ecuadorian rain forest. *Journal of Tropical Ecology* 15, 415-436.
- Gaston, K.J. 1996. What is biodiversity? In K.J. Gaston (Ed.), *Biodiversity: a biology of numbers and difference*. (pp. 1-9). Oxford, U.K.: Blackwell Science Ltd.
- Gentry, A. H. & Terborgh, J. 1990. Composition and dynamics of the Cocha Cashu "mature" floodplain Forest. In: A. H. Gentry (ed.), *Four Neotropical Rainforests*, pp. 542-564. Yale University Press, New Haven.
- Gilliam, F.S. & Roberts, M.R. 1995. Impacts of forest management on plant diversity. *Ecol. Appl.*, 5: 911-912.
- Glenn-Lewin, D.C., Peet, R.K. & Veblen, T.T. 1992. *Plant Succession; theory and prediction*. Chapman & Hall, London.
- Gotelli, N.J. & Entsminger, G.L. 2001 *EcoSim: Null models software for ecology, Version 7.0.*, Acquired Intelligence Inc. & Kesity-Bear.
- Guilherme, F.A.G. 1999. Efeitos do regime de inundação e de bambus na dinâmica da comunidade arbórea de um fragmento de floresta semidecídua no Sul de Minas Gerais. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Lavras.
- Guimarães, J.C.C., van den Berg, E., Castro, G.C., Machado, E.L.M. & Oliveira-Filho, A.T. 2008. Dinâmica do componente arbustivo-arbóreo de uma floresta de galeria aluvial no planalto de Poços de Caldas, MG, Brasil. *Rev. Bras. Bot.* 31(4):621-632.
- Gurevitch, J., Scheiner, S.M., Fox, G.A., 2009. *Ecologia Vegetal*. 2 ed. Artmed, Porto Alegre, 592pp.
- Hammer, Ø; Harper, D.A.T. & Ryan, P.D. 2001. PAST: Paleontological Statistical software package for education and data analysis. *Palaentologia Electronica* 4: 9 pp.
- Harper, J.L. 1990. *Population biology of plants*. Academic Press, London.
- Hartshorn, G.S. 1980. Neotropical forests dynamics. *Biotropica* 12:23-30.
- Hartshorn, G.S. 1990. An overview of neotropical forest dynamics. In *Four Neotropical Rainforests* (A.H. Gentry, ed.). Yale University, New Haven, p. 585-600.
- Henriques, R.P.B. & Hay, J.D.V. 2002. Patterns and dynamics of plant populations. In *The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical Savanna* (P.S. Oliveira & R.J. Marquiz, eds.). Columbia University Press, New York, p.140-158.

- Higuchi, P.; Oliveira-filho, A.T.; Bebber, D.P.; Brown, N.D.; Silva, A.C. & Machado, E.L.M. 2008. Spatial and temporal patterns of tree community dynamics in a tropical forest fragment along a 19-year period. *Plant Ecology* 199 (1): 125-135.
- Hoffmann, W.A. & Moreira, A.G. 2002. The role of fire in population dynamics of woody plants. In: Oliveira, P.S. & Marquis, R.J. (Eds.). *Cerrados of Brazil*. New York, Columbia University Press. Pp. 159-177.
- Hubbell, S.P. & Foster, R.B. 1992. Short-term population dynamics of a neotropical forest: why ecological research matters to tropical conservation and management. *Oikos* 63: 48-61.
- Ibama 1995. Plano de Ação Emergencial do Parque Nacional da Chapada dos Guimarães. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA/MT, Cuiabá.
- ICMBio. 2009. Plano de Manejo do Parque Nacional da Chapada dos Guimarães. Chapada dos Guimarães-MT. 250p.
- Ivanauskas, N. M.; Monteiro, R. & Rodrigues, R.R. 2003. Alterations following a fire in a forest community of Alto Rio Xingu (Mato Grosso, Brazil). *Forest Ecology and Management*, v. 184, p. 239-250.
- Kageyama, P. & Gandara, F.B. 2000. Recuperação de áreas ciliares. Pp. 249-269. In: Rodrigues, R. R. & Leitão Filho, H. F. (eds.). *Matas ciliares: conservação e recuperação*. EDUSP, São Paulo.
- Kauffman, J.B. & Uhl, C. 1990. Interactions of anthropogenic activities, fire, and rain forests in the Amazon Basin. In: Goldammer, J.G. (Ed.), *Fire in the Tropical Biota: Ecosystem Processes and Global Challenges*. Springer, Berlin. *Ecol. Stud.* 84, 117–134.
- Kellman, M & Meave, J. 1997. Fire in the tropical gallery forests of Belize. *Journal of Biogeography* v.24, n.1, p. 23-24.
- Kellman, M.; Tackaberry, R. & Rigg, L. 1998. Structure and function in two tropical gallery forest communities: implications for forest conservation in fragmented systems. *J. App. Ecol.*, 35: 195-206.
- Klink, C.A. & Machado, R.B. 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology* 19: 707-713.
- Korning, J. & Balslev, H. 1994. Growth and mortality of trees in Amazonian tropical rain forest in Ecuador. *Journal of Vegetation Science* 4: 77-86.
- Lamprecht, H. 1990. *Silvicultura nos trópicos: ecossistemas florestais e respectivas espécies arbóreas: possibilidades e métodos de aproveitamento sustentado*. Eschborn: GTZ. 343 p.

- Lang, G.E. & Knight, D.H. 1983. Tree growth, mortality, recruitment, and canopy gap formation during a 10-year period in a tropical moist forest. *Ecology*, 64: 1075-1080.
- Laurance, W.F., Ferreira, L.V., Rankin-de-Merona, J.M. & Laurance, S.G. 1998. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology* 79:2032-2040.
- Laurance, W.F.; Albernaz, A.K.M.; Fearnside, P.M.; Vasconcelos, H.L. & Ferreira, L.V. 2004. Deforestation in Amazonia. *Science* 304: 1109.
- Laurance, F.W.; Nascimento, H.E.M.; Laurance, S.G.; Andrade, A.; Ribeiro, J.E.L.S.; Giraldo, J.P.; Lovejoy, T.E.; Condit, R.; Chave, J.; Harms, K.E. & D'Angelo, S. 2006. Rapid decay of tree-community composition in Amazonian forest fragments. *PNAS*. 103 (50): 19010- 19014.
- Laurance, S.G.W.; Laurence, W.F.; Nascimento, H.E.M.; Andrade, A.; Fearnside, P.M.; Rebelo, E.R.G.; Condit, R. 2009. Long-term variation in Amazon forest dynamics. *Journal of Vegetation Science*. 20: 323 -333.
- Lawton, J.H. 2000. *Community ecology in a changing world*. Ecology Institute, Oldendorf, Luhe.
- Lewis, S.L.; Phillips, O.L.; Sheil, D.; Vinceti, B.; Baker, T.R.; Brown, S.; Graham, A.W.; Higuchi, N.; Hilbert, D.W.; Laurance, W.F.; Lejoly, J.; Malhi, Y.; Monteagudo, A.; Vargas, P.N.; Sonké, B.; Supardi, N.; Terborgh, J.W. & Martínez, R.V. 2004a. Tropical forest tree mortality, recruitment and turnover rates: calculation, interpretation and comparison when census intervals vary. *Journal of Ecology* 92: 929-944.
- Lewis, S.L.; Phillips, O.L.; Baker, T.R.; Lloyd, J.; Malhi, Y.; Almeida, S.; Higuchi, N.; Laurance, W.F.; Neill, D.A.; Silva, J.N.M.; Terborgh, J.; Lezama, A.T.; Vásquez Martínez, R.; Brown, S.; Chave, J.; Kuebler, C.; Núñez Vargas, P. & Vinceti, B. 2004b. Concerted changes in tropical forest structure and dynamics: evidence from 50 South American longterm plots. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 359: 421-436.
- Lewis, S.L.; Malhi, Y. & Phillips, O.L. 2004c. Fingerprinting agents of global change in tropical forests. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B* 359: 437-462.
- Lieberman, M. & Lieberman, D. 1989. Forests are not just Swiss cheese: canopy stereogeometry of non-gaps in tropical forests. *Ecology* 70(3) : 550 -552.
- Lieberman, M. & Lieberman, D. 1994. Patterns of density and dispersion of forest trees. In *La Selva: Ecology and Natural History of a Neotropical Rain Forest*. (L. McDade, K.S. Bawa, G.S. Hartshorn & H. Hespeneide, eds.). University of Chicago Press, Chicago, p.106-119.

- Lieberman, D.; Lieberman, M.; Hartshorn, G. & Peralta, R. 1985. Growth rates and age-size relations of tropical wet forest trees in Costa Rica. *J. Trop. Ecol.*, 1: 97-109.
- Ludwig, J.A. & J.F. Reynolds. 1988. *Statistical ecology: A primer on methods and computing*. New York: John Wiley, 337p.
- Lopes, S.F. & Schiavini, I. 2007. Dinâmica da comunidade arbórea de mata de galeria da Estação Ecológica do Panga, Minas Gerais, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 21: 249-261.
- Ludwig J.A. & Reynolds, J.E. 1988. *Statistical ecology - a primer on methods and computing*. New York, United States of America: J. Wiley & Sons, 337 p.
- Machado, E.L.M. 2005. Heterogeneidade espacial e temporal em um fragmento de floresta estacional em Lavras, MG. Dissertação de Mestrado. Lavras: UFLA. 100 p.
- Machado, E.L.M. 2008. Heterogeneidade temporal e espacial de comunidades arbóreas fragmentadas na região do Alto Rio Grande, MG. Tese de Doutorado. Lavras: UFLA, 55 p.
- Machado, E.L.M. & Oliveira-Filho, A.T. 2010. Spatial patterns of tree community dynamics are detectable in a small (4 ha) and disturbed fragment of the Brazilian Atlantic forest. *Acta Botanica Brasilica* 24 (1): 250-261.
- Magurran, A.E. 2004. *Measuring biological diversity*. Oxford, Blackwell Science, 256p.
- Malhi, Y. & Wright, J. 2004. Spatial patterns and recent trends in the climate of tropical forest regions. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B* 359: 311-329.
- Manokaran, N. & Kochummen, K.M. 1987. Recruitment, growth and mortality of the species in lowland dipterocarp forest in Peninsular Maylasia. *Journal of Tropical Ecology* 3:315-330.
- Marra, D.M. 2010. Sucessão florestal em área atingida por tempestade convectiva na região de Manaus, Amazônia Central. Dissertação de mestrado. Instituto de Pesquisas da Amazônia. Manaus. 105p.
- Martínez-Ramos, M. 1985. Claros, ciclos vitales de los árboles tropicales y regeneración natural de las selvas altas perennifolias. In *Investigaciones sobre la regeneración de selvas altas en Veracruz, Mexico* (A. Gomez-Pompa & S.R. Amo, eds.). Editorial Alhambra Mexicana, Mexico, p.191-239.
- Melo, A.S. 2008. O que ganhamos ‘confundindo’ riqueza de espécies e equabilidade num índice de diversidade? *Biota Neotropica* 8(3)
- Mendes, R.S., Evangelista, L.R., Thomaz, S.M., Agostinho, A.A. & Gomes, L.C. 2008. A unified index to measure ecological diversity and species rarity. *Ecography* 31(4):450-456.

- Metzger, J.P.; Lewinsohn, T. ; JOLY, C.A.; Verdade, L.M. & Rodrigues, R.R. 2010. Brazilian law: full speed in reverse. *Science* (New York, N.Y.), v. 329, p. 276-277.
- Mews, H.A.; Marimon, B.S. & Ratter, J.A. 2012. Observations on the vegetation of mato grosso, brazil. V. Changes in the woody species diversity of a forest in the cerrado amazonian forest transition zone and notes on the forests of the region. *Edinburgh Journal of Botany*, v. 69, p. 239-253, 2012.
- Michalski, F.; Norris, D. & Peres, C.A. 2010. No Return from Biodiversity Loss. *Science* (New York, N.Y.), v. 329, p. 1282-1282.
- Miguel, A. & Marimon, B.S. 2008. Mudanças na composição florística e na diversidade de espécies em três áreas da mata de galeria do Córrego Bacaba (Nova Xavantina, MT). In *Gestão e educação ambiental: água, biodiversidade e cultura* (J.E. Santos & C. Galbiati, orgs.). Ed. Rima, São Carlos, v.1., p.93-116.
- Miguel, A.; Marimon, B.S.; Oliveira, E.A.; Maracahipes, L. & Marimon-Junior, B.H. 2011. Dinâmica da comunidade lenhosa de uma floresta de galeria na transição Cerrado-Floresta Amazônica no Leste de Mato Grosso, em um período de sete anos (1999 a 2006). *Biota Neotropica*, v. 11, p. 1-9, 2011.
- Müeller-Dombois, D. & Ellenberg, H. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. Wiley and Sons, New York.
- Nascimento, H.E.M. & Viana, V.M. 1999. Estrutura e dinâmica de eco-unidades em um fragmento de floresta estacional semidecidual na região de Piracicaba, SP. *Scientia Forestalis*, Piracicaba, v. 55, n. 1, p. 29-47.
- Nascimento, H. E. M.; Dias, A. S.; Tabanez, A. A. J. & Viana, V. M. 1999. Estrutura e dinâmica de populações arbóreas de um fragmento de floresta estacional semidecidual na região de Piracicaba, SP. *Rev. Brasil. Biol.*, 59: 329-342.
- Oldeman, R.A.A. 1983. Tropical rain forest, architecture, silvigenesis, and diversity. In: Sutton, S.L.; Whitmore, T.C.; Chadwick, A.C. *Tropical rain forest: ecology and management*. Oxford: Blackwell Scientific Publication, p. 131-150.
- Oldeman, R.A.A. 1989. Dynamics in tropical rain forests. In: Holm-Nielsen, L.B.; Nielsen, I.C.; Balslev, H. *Tropical forest: botanical dynamics, speciation and diversity*. London: Academic, p. 3-21.
- Oldeman, R.A.A. 1990. Dynamics in tropical rain forests. Pp 3-21. In: L.B. Holm-Nielsen, I.C. Nielsen & H. Balslev, *Tropical forests: botanical dynamics, speciation and diversity*. Academic Press, London.
- Oliveira A.A. & Mori S.A. 1999. A central Amazonian terra firme forest. I. High tree species richness on poor soils. *Biodiversity and Conservation* 8:1219–1244

- Oliveira, A.P. & Felfili, J.M. 2008. Dinâmica da comunidade arbórea de uma mata de galeria do Brasil Central em um período de 19 anos (1985-2004). *Revista Brasileira de Botânica* 31: 597-610.
- Oliveira-Filho, A. T. 2002. Dynamics of tree communities and populations in riparian and upland forest in Brazil. In: *Anais, 45° Symposium of the International Association for Vegetation Science*, (pp. 12). Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- Oliveira-Filho, A.T. & Ratter, J.A. 1995. A study of the origin of central Brazilian forests by the analysis of plant species distribution patterns. *Edinburgh Journal of Botany* 52 (2): 141-194.
- Oliveira-Filho, A.T. & Ratter, J.A. 2000. Padrões florísticos das matas ciliares da região dos cerrados e a evolução das paisagens do Brasil Central durante o Quaternário tardio. In: Rodrigues, R.R. & Leitão-Filho, H.F. (eds.) *Matas Ciliares: Bases Multidisciplinares para Estudo, Conservação e Restauração*. EDUSP, Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo, cap. 5, pp. 73-89.
- Oliveira-Filho, A.T. & Fontes, M.A.L. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic forests in south-eastern Brazil, and the influence of climate. *Biotropica* 32 (4b): 793-810.
- Oliveira-Filho, A.T., Vilela, A.E., Gavilanes, M.L. & Carvalho, D.A. 1994. Effect of soil and topography on the distribution of tree species in a tropical riverine forest in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 10:483-508.
- Oliveira-Filho, A.T.; Mello, J.M. e Scolforo, J.R.S. 1997a. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamic within a fragment of tropical semideciduous forest in south-eastern Brazil over a five-year period (1987-1992). *Plant Ecology*, 131: 45-66.
- Oliveira-Filho, A.T.; Curi, N.; Vilela, E.A. & Carvalho, D.A. 1997b. Tree species distribution along soil catenas in a riverside semideciduous forest in Southeastern Brazil. *Flora* 192 (1): 47-64.
- Oliveira-Filho, A.T.; Carvalho, W.A.C.; Machado, E.L.M.; Higuchi, P.; Appolinário, V.; Castro, G.C., Silva, A.C.; Santos, R.M.; Borges, L.F.; Corrêa, B.S. & Bueno, J.M.A. 2007. Dinâmica da comunidade e populações arbóreas da borda e interior de um remanescente florestal na serra da Mantiqueira, Minas Gerais, em um intervalo de cinco anos (1999–2004). *Revista Brasileira de Botânica*. 30 (1): 149-161.
- Orlóci, L. 1993. Conjectures and scenarios in recovery study. *Coenoses* 8:141-148.
- Paiva, L.V.; Araújo, G.M. & Pedroni, F. 2007. Structure and dynamics of a woody plant community of a tropical semi-deciduous seasonal forest. *Revista Brasileira de Botânica* 30: 365-373.

- Parca, M.L.S. (2007) Fitossociologia e sobrevivência de árvores na mata de galeria do córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE, DF, em 2006, após dois incêndios, 1994 e 2005. Dissertação de Mestrado, publicação EFLM – 081/2007, Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, Brasília-DF, 85p.
- Paula, A.; Silva, A.F.; Souza, A.L. & Santos, F.A.M. 2002. Alterações florísticas e fitossociológicas da vegetação arbórea numa floresta estacional semidecidual em Viçosa - MG. *Revista Árvore* 26(6): 743-749.
- Paula, A.; Silva, A.F.; De Marco Júnior, P.; Santos, F.A.M. & Souza, A.L. 2004. Sucessão ecológica da vegetação arbórea em uma floresta estacional semidecidual, Viçosa/MG. *Acta Botanica Brasilica* 18: 407-424.
- Peet, R.K. 1974. The measurement of species diversity. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 5:285-307.
- Phillips, O.L. 1996. Long-term environmental change in tropical forests: increasing tree turnover. *Environmental Conservation* 23: 235-248.
- Phillips, O.L. & Gentry, A.H. 1994. Increasing Turnover Through Time in Tropical Forests. *Science* 263: 954-958.
- Phillips, O. & D. Sheil. 1997. Forest turnover, diversity and CO<sub>2</sub>. *Trends in Ecology and Evolution* 12:404.
- Phillips, O.L.; Hall, P.; Gentry, A.H.; Sawyer, S.A. & Vásquez, M. 1994. Dynamics and species richness of tropical rainforests. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 91 : 2805-2809.
- Phillips, O.L.; Baker, T.R.; Arroyo, L.; Higuchi, N.; Killeen, T.J.; Laurance, W.F.; Lewis, S.L.; Lloyd, J.; Malhi, Y.; Monteagudo, A.; Neill, D.A.; Núñez Vargas, P.; Silva, J.N.M.; Terborgh, J.; Vásquez Martínez, R.; Alexiades, M.; Almeida S.; Brown, S.; Chave, J.; Comiskey, J.A.; Czimczik, C.I.; Di Fiore, A.; Erwin, T.; Kuebler, C.; Laurance, S.G.; Nascimento, H.E.M.; Olivier, J.; Palacios, W.; Patiño, S.; Pitman, N.C.A.; Quesada, C.A.; Saldias, M.; Torres Lezama A. & Vinceti, B. 2004. Patterns and process in Amazon tree turnover, 1976-2001. *Philosophical Transactions of Royal Society B* 359: 381-407.
- Phillips, O.L.; van der Heijden, G.; Lewis, S.L.; López-González, G.; Aragão, L. E. O. C.; Jon Lloyd; Malhi, Y.; Monteagudo, A.; Almeida, S. Dávila, E.A.; Amaral, I.; Andelman, S.; Andrade, A.; Arroyo, L.; Aymard, L.; Baker, T.R.; Blanc, L.; Bonal, D.; Oliveira, A.C.A.; Chao, K.J.; Cardozo, N.D.; Costa, L.; Feldpausch, T.R.; Fisher, J.B.; Fyllas, N.M.; Freitas, M.A.; Galbraith, D.; Gloor, E.; Higuchi, N.; Honorio, E.; Jiménez, E.; Keeling, H.; Killeen, T.J.; Lovett, J.C.; Meir, P.; Mendoza, C.; Morel, A.; Vargas, P.N.; Patiño, S.; Peh, K.S.H.; Cruz, A.P.; Prieto, A.; Quesada, C.A.; Ramírez, F.; Ramírez, H.; Rudas, A.; Salamão, R.; Schwarz, M.; Silva, J.; Silveira, M.; Slik, J.W.F.; Sonké, B.; Thomas, A.S.; Stropp, J.; Tapli, J.R.D.; Vásquez, R. & Vilanova, E. 2010. Drought-mortality relationships for tropical forests. *New Phytologist*. 187: 631-646.

- Pinto, J.R.R. 1997. Levantamento florístico, estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva e suas correlações com as variáveis ambientais em uma floresta de vale no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Lavras, Lavras.
- Pinto, J. R. R. & Oliveira-Filho, A. T. 1999. Perfil florístico da comunidade arbórea de uma floresta de vale no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso, Brasil. *Revta. brasil. Bot.*, 22: 53-67.
- Pinto, J.R.R. 2002. Dinâmica da comunidade arbóreo-arbustiva em uma floresta de vale no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato-Grosso. Tese de Doutorado, Universidade de Brasília.
- Pinto, J.R.R. & Hay, J.D.V. 2005. Mudanças florísticas e estruturais na comunidade arbórea de uma floresta de vale no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, 28:523-539.
- Pinto, J.R.R.; Oliveira-Filho, A.T. & Hay, J.D.V. 2005. Influence of soil and topography on the composition of a tree community in a central brazilian valley forest. *Edinburgh Journal of Botany*, Edinburgh, v. 62, n. 1 & 2, p. 69-90.
- Poole, R.W. 1974 *Introduction to quantitative ecology*. Tokyo: Mc Graw-Hill. 532p.
- Pulz, F. A. 1998. Estudo de dinâmica e a modelagem da estrutura diamétrica de uma floresta semidecídua montana na região de Lavras - MG. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Lavras.
- Primarck, R. B. & Hall, P. 1992. Biodiversity and forest change in Malasian Borneo: long-term studies of tree provide insight on the conservation and management of Asian rainforest. *BioScience*, 42: 829-837.
- Quesada, C.A.; Lloyd, J.; Schwarz, M.; Baker, T.R.; Phillips, O.L.; Patiño, S.; Czimczik, C.; Hodnett, M.G.; Herrera, R.; Arneeth, A.; Lloyd, G.; Malhi, Y.; Dezzeo, N.; Luizão, F.J.; Santos, J.; Schmerler, J.; Arroyo, L.; Silveira, M.; Priante-Filho, N.; Jimenez, E.; Paiva, R.; Vieira, I.; Neill, D.; Silva, N.; Peñuela, M.; Monteagudo, A.; Vásquez, R.; Prieto, A.; Rudas, A.; Almeida, S.; Higuchi, N.; Lezama, A.; López-González, G.; Peacock, J.; Fyllas, N.M.; Alvarez Dávila, E.; Erwin, T.; di Fiore, A.; Chao, K.-J.; Honorio, E.; Killeen, T.; Peña Cruz, A.; Pitman, N.; Núñez Vargas, P.; Salomão, R.; Terborgh, J. & Ramírez, H. 2009. Regional and large-scale patterns in Amazon forest structure and function are mediated by variations in soil physical and chemical properties. *Biogeosciences Discussions* 6, 3993-4057.
- Rankin-de-Merona, J. M.; Hutchings, R. W. & Lovejoy, T. E. 1990. Tree mortality and recruitment over five-year period in undisturbed upland rainforest of the Central Amazon. In: A. H. Gentry (ed.), *Four Neotropical Rainforests*, pp. 573-584. Yale University Press, New Haven.



- Ratter, J. A. & Dargie, T. C. D. 1992. An analysis of the floristic composition of 26 cerrado areas in Brazil. *Endin. J. Bot.*, 49: 235-250.
- Ratter, J. A.; Bridgewater, S.; Atikson, R. & Ribeiro, J. F. 1996. Analysis of the floristic composition of the Brazilian cerrado vegetation II: comparison of the woody vegetation of 98 areas. *Endinb. J. Bot.*, 53: 153-180.
- Ratter, J. A.; Bridgewater, S.; Ribeiro, J. F.; Dias, T. A. B. & Silva, M. R. 2000. Estudo preliminar da distribuição de espécies lehosas da fisionomia cerrado sentido restrito nos estados compreendidos pelo bioma cerrado. *Bol. Herb. Ezechias Paulo Heringer*, 5: 5-43.
- Rees, M.; Condit, R.; Crawley, M.; Pacala, S. & Tilman, D. 2001. Long-term studies of vegetation dynamics. *Science*, 293: 650-655.
- Rezende, A.V. Importância das Matas de Galeria: manutenção e recuperação. In: Ribeiro, J.F. *Cerrado: matas de galeria*, p. 3-16. EMBRAPA-CPAC. Brasília/DF. 1998.
- Ribeiro, J.F & Schiavini, I. 1998. Recuperação de matas de galeria: integração entre a oferta ambiental e biologia das espécies. In: Ribeiro, J.F. ed. *Cerrado: matas de galeria*. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 1998. p. 137-153.
- Ribeiro, J. F. & Walter, B. M. T. 2001. As matas de galeria no contexto do bioma Cerrado. In: J. F. Ribeiro, C. E. L. Fonseca e J. C. Souza-Silva (eds.), *Cerrado: caracterização e recuperação de Matas de Galeria*, pp. 29-47. EMBRAPA-CPAC, Planaltina.
- Richards, P.W. 1996. *The tropical rainforest*. 2th ed. Cambridge University Press, Cambridge.
- Richards, .W. 1998. *The tropical rain forest: an ecological study*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Rizzini, C.T. 1997. *Tratado de Fitogeografia do Brasil: aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos*. 2ª ed. Âmbito Cultural Edições, Rio de Janeiro.
- Rodrigues, R.R. & Leitão-Filho, H.F. 2000. *Matas ciliares: conservação e recuperação*. Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Roitman, I ; Felfili, J.M. & Rezende, A.V. 2008. Tree dynamics of a fire-protected cerrado sensu stricto surrounded by forest plantations, over a 13-year period (1991 2004) in Bahia, Brazil. *Plant Ecology* 197: 255-267.
- Rolim, S.G.; Couto, H.T.Z. & Jesus, R.M. 1999. Mortalidade e recrutamento de árvores na Floresta Atlântica em Linhares (ES). *Scientia Forestalis* 55: 49-69.
- Salgado, M.A.S. 2003. *Dinâmica de comunidade e de populações da mata de galeria do Gama, Brasília*. Dissertação de Mestrado. Departamento de Engenharia Florestal - Universidade de Brasília, Brasília, DF, 63p.

- Santos, F.A.M., Pedroni, F., Alves, L.F. & Sanchez, M. 1998. Structure and dynamics of tree species of the Atlantic Forest. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 70:874-880.
- Schiavini, I.; Resende, J.C.F. & Aquino, F.G. 2001. Dinâmica de populações de espécies arbóreas em matas de galeria e mata mesófila na margem do Ribeirão Panga, MG. Pp. 267-299. In: *Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria*. J.F. Ribeiro, C.E.L. Fonseca & J.C. Souza-Silva (eds.). EMBRAPA-CPAC, Planaltina.
- Sevilha, A.C. (1999) Composição e estrutura da mata de galeria do Capetinga, na Fazenda Água Limpa, Brasília, DF, dez anos após um incêndio acidental. Dissertação de Mestrado. Departamento de Botânica. Instituto de Ciências Biológicas. Universidade de Brasília. Brasília/DF. 122p.
- Sheil, D. & May, R.M. 1996. Mortality and recruitment rate evaluations in heterogeneous tropical forests. *Journal of Ecology* 84: 91-100.
- Sheil, D. & Burslem, D.F.R.P. 2003. Disturbing hypotheses in tropical forests. *Trends in Ecology and Evolution* 18:18-26.
- Sheil, D., Burslem, D.F.R.P. & Alder, D. 1995. The interpretation and misinterpretation of mortality rate measures. *Journal of Ecology* 83(2):331-333.
- Sheil, D.; Jennings S. & Savill, P. 2000. Long-term permanent plot observations of vegetation dynamics in Budongo, a Uganda rain forest. *Journal of Tropical Ecology*. 16: 765-800
- Shugart, H.H. 1984. A theory of forest dynamics: the ecological implications of forest succession models. Springer-Verlag, New York.
- Silva, J.A.A.; Nobre, A.D.; Manzatto, C. V.; Joly, C. A ; Rodrigues, R. R.; Skorupa, L. A.; Nobre, C.; Ahrens, S.; May, P. H.; Sa, T.D.A.; Cunha, M.C. & Rech-Filho, E.L. 2012. O código florestal e a ciência: contribuições para o diálogo. 2<sup>a</sup>. ed. São Paulo: Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência (SBPC) e Academia Brasileira de Ciências (ABC), v. 1. 124 p.
- Silva-Júnior, M.C. 1995. Tree communities of the Gallery Forests of the IBGE Ecological Reserve, Federal District Brazil. Ph.D. thesis. University of Edinburgh. Edinburgh.
- Silva-Júnior, M.C. 1997. Relationships between the tree communities of the Pitoco, Monjolo and Taquara Gallery Forests and Environmental Factors. Pp. 287-298. In: J. Imaña-Encinas & C. Kleinn (Eds.) *Proceedings of the International Symposium on Assessment and Monitoring of Forests in Tropical Dry Regions with special reference to Gallery Forests*. Universidade de Brasília, Brasília.
- Silva-Júnior, M. C. 1998. Comunidades de Árvores e sua relação com os solos na Mata do Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE, Brasília, DF. *Revista Árvore* 22: 29-40.

- Silva-Júnior, M.C.; Felfili, J.M.; Walter, B.M.T.; Nogueira, P.E.; Rezende, A.V.; Morais, R.O. & Nobrega, M.G.G. 2001. Análise da flora arbórea de Matas de Galeria no Distrito Federal. Pp. 143-191 In: Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria. J.F. Ribeiro; C.E.L. Fonseca & J.C. Sousa-Silva (eds.). Planaltina, EMBRAPA-Cerrados.
- Simberloff, D. 2004. Community ecology: is it time to move on? *The American Naturalist* 163, 787–799.
- Soares-Filho, B.S.; Nepstad, D.C.; Curran, L.; Cerqueira, G.; Garcia, R.A.; Ramos, C.A.; Lefebvre, P.; Schlesinger, P.; Voll, E. & McGrath, D. 2005. Cenários de desmatamento para Amazônia. *Estudos Avançados* 19(54): 138-152.
- Stanley Jr., T.R. 1995. Ecosystem management and the arrogance of humanism. *Conservation Biology* 9: 255-262.
- Stephenson, N.L. & van Mantgem, P.J. 2005. Forest turnover rates follow global and regional patterns of productivity. *Ecology Letters* 8: 524-531.
- Swaine, M.D. 1990. Population dynamics of tree species in tropical forests. In *Tropical forest: botanical dynamics, speciation and diversity* (L.B. Holm-Nielsen, I.C. Nielsen & H. Balslev, eds.). Academic Press, London, p.101-110.
- Swaine, M.D. & Hall, J.B. 1988. The mosaic theory of forest regeneration and the determination of forest composition in Ghana. *Journal of Tropical Ecology* 4:253-269.
- Swaine, M. D. & Whitmore, T. C. 1988. On the definition of the ecological species groups in tropical rain forests. *Vegetatio*, 75: 81-86.
- Swaine, M.D.; Lieberman, D. & Putz, F.E. 1987. The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. *Journal of Tropical Ecology* 3: 359-366.
- Terborgh, J. *Diversity and the tropical rain Forest*. New York: Scientific American Library, 1992. 53 p.
- Tilman, D.; Naeem, S.; Knops, J.; Reich, P.; Siemann, E.; Wedin, D.; Ritchie, M. e Lawton, J. 1997. Biodiversity and ecosystem properties. *Science*, 278: 1866-1867.
- Toledo, J.J.; Magnusson, W.E.; Castilho, C.V. & Nascimento, H.E.M. 2011. How much variation in tree mortality is predicted by soil and topography in Central Amazonia? *Forest Ecology and Management* 262, 331-338.
- Tóthmérész, B. 1995. Comparison of different methods for diversity ordering. *Journal of Science*. 6(2):283-290.
- Townsend, C.R.; Begon, M. & Harper, J.L. *Fundamentos em Ecologia*. 2ª ed. Porto Alegre/RS. Ed. Artmed, 592p. 2006.

- Uhl, C.; Clark, K.; Dezzeo, N. & Maquirino, P. 1988. Vegetation dynamics in Amazonian treefall gaps. *Ecology*, 69: 751-763.
- van den Berg, E. 2001. Variáveis ambientais e a dinâmica estrutural e populacional de uma floresta de galeria em Itutinga, MG. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas.
- van den Berg, E. & Oliveira-Filho, A. T. 1999. Spatial partitioning among tree species within an area of tropical montane gallery forest in south-eastern Brazil. *Flora*, 194: 249-266.
- Valencia, R; Balslev H. & Paz y Miño, C.G. 1994. High tree alpha-diversity in Amazonian Ecuador. *Biodiversity and Conservation*. 3: 21–28.
- Werneck, M.S.; Franceschinelli, E.V. & Tameirão-Neto, E. 2000. Mudança na florística e florística e estrutura de uma floresta decí dua durante um período de quatro anos (1994-1998), na região do triângulo mineiro, MG. *Revta. brasil. Bot.*, 23: 399-411.
- Werneck, M.S. & Franceschinelli, E.V. 2004. Dynamics of a dry forest fragment after the exclusion of human disturbance in southeastern Brazil. *Plant Ecology* 174 : 337-346.
- Whitmore, T.C. 1988. The influence of tree population dynamics on forest species composition. Pp 271-291. In: A.J. Davy, M.J. Hutchings & A.R. Watkinson (eds.), *Plant population ecology*. Blackwell, Oxford.
- Whitmore, T.C. 1989. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. *Ecology* 70(4):536-38.
- Whitmore, T.C. 1990. *An introduction to tropical rainforest*. Oxford University Press, Oxford.
- Whitmore, T.C. & Burslem, D.F.R.P. 1998. Major disturbances in tropical rainforests. Pp. 549-565. In: *Dynamics of tropical communities*. D.M. Newbery, H.H.T. Prins & N.D. Brown (eds.). Blackwell, Oxford.
- Winter, K. & Lovelock, C.E. 1999. Growth responses of seedlings of early and late successional tropical forest trees to elevated atmospheric CO<sub>2</sub>. *Flora* 195: 289–302.
- Wright, S.J. 2005. Tropical forests in a changing environment. *Trends In Ecology & Evolution* 20: 553–560.
- Zar, J.H. 1999. *Biostatistical Analysis*. New Jersey. Prentice Hall.