

Dinâmica estrutural da comunidade lenhosa em Floresta Estacional Semidecidual na transição Cerrado-Floresta Amazônica, Mato Grosso, Brasil¹

Henrique Augusto Mews^{2,4}, Beatriz Schwantes Marimon³, José Roberto Rodrigues Pinto² e Divino Vicente Silvério³

Recebido em 23/09/2010. Aceito em 27/09/2011

RESUMO

(Dinâmica estrutural da comunidade lenhosa em Floresta Estacional Semidecidual na transição Cerrado-Floresta Amazônica, Mato Grosso, Brasil). O entendimento de processos ecológicos, especialmente das modificações estruturais e florísticas em ecossistemas naturais, é fundamental para embasar ações visando à sua conservação e/ou restauração. O objetivo do estudo foi avaliar mudanças ocorridas na estrutura da comunidade lenhosa na transição Cerrado-Floresta Amazônica, no período de 2003 a 2008. Foram estabelecidas 60 parcelas permanentes de 10 x 10 m onde foram amostrados todos os indivíduos com diâmetro à altura do peito \geq 5 cm. Em 2003 foram registrados 1.140 ind. ha⁻¹ e área basal de 24,35 m² ha⁻¹, enquanto em 2008 foram 1.071 ind. ha⁻¹ e área basal de 22,04 m² ha⁻¹. O recrutamento (2,76% ano⁻¹) não compensou a mortalidade (3,95% ano⁻¹) e o ganho em área basal (0,54% ano⁻¹) não superou a perda (3,77% ano⁻¹). Em função dessa diferença, a meia vida (17,3 anos) foi menor que o tempo de duplicação (29,9 anos), resultando em baixa estabilidade (12,6 anos) e reposição (23,6 anos) em relação a outras florestas estacionais. Os parâmetros de dinâmica da comunidade e das principais espécies sugerem que a floresta está passando por mudanças caracterizadas principalmente pela retração da densidade e biomassa dos indivíduos arbóreos, que podem estar relacionadas ao aumento das lianas, a uma fase de início de reconstrução do ciclo silvígenético da floresta ou ainda à forte seca que ocorreu na região no ano de 2005.

Palavras-chave: floresta tropical, incremento, lianas, mortalidade, recrutamento

ABSTRACT

(Structural dynamics of the woody community in a semideciduous forest in the Cerrado-Amazon Forest transition of Mato Grosso, Brazil). Understanding ecological processes, especially the structural and floristic changes in natural ecosystems, is essential before conserving and/or restoring these areas. The aim of this study was to assess the changes that occurred in the woody plant community from 2003 to 2008. Sixty permanent plots of 10 x 10 m were established, in which all individuals with diameter at breast height \geq 5 cm were sampled. A total of 1,140 ind. ha⁻¹ were recorded in 2003 (basal area 24.35 m² ha⁻¹) and 1,071 ind. ha⁻¹ in 2008 (basal area of 22.04 m² ha⁻¹). The recruitment (2.76% year⁻¹) did not compensate mortality (3.95% year⁻¹) and the basal area gain (0.54% year⁻¹) did not exceed the loss (3.77% year⁻¹). Because of this unbalance, the half-life (17.3 years) was lower than the doubling time (29.9 years), resulting in low stability (12.6 yrs) and replacement (23.6 yrs) in relation to other seasonal forests. The parameters of community and species dynamics suggest that the forest is undergoing changes characterized mainly by the density and biomass reduction of trees, which may be related to an increase in lianas, an early rebuilding phase of the forest silvigenetic cycle or even the severe drought that occurred in the region in 2005.

Key words: increment, lianas, mortality, recruitment, tropical forest

¹ Parte da dissertação de Mestrado do primeiro Autor

² Universidade de Brasília, Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, Brasília, DF, Brasil

³ Universidade do Estado de Mato Grosso, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Nova Xavantina, MT, Brasil

⁴ Autor para correspondência: henriquemews@gmail.com

Introdução

Estudos de dinâmica de florestas tropicais geralmente são baseados em inventários realizados em pelo menos dois momentos distintos, quando a utilização de parcelas permanentes constitui uma boa alternativa (Durigan 2006; Teixeira *et al.* 2007). A partir desses estudos é possível realizar uma avaliação detalhada dos padrões espaciais de mortalidade, recrutamento e crescimento, que permitem embasar o entendimento dos processos ecológicos que regem as comunidades (Arce *et al.* 2000; Corrêa & van den Berg 2002), as estratégias de vida adotadas pelas populações vegetais (Schiavini *et al.* 2001) e a detecção de oscilações populacionais e alterações na comunidade decorrentes de perturbações ou de transformações sucessionais (Durigan 2006). Dessa maneira, estudos de dinâmica são úteis para subsidiar iniciativas de conservação, manejo e restauração de áreas degradadas, proporcionando a ampliação do conhecimento disponível sobre as espécies e maximizando o sucesso das mesmas quando utilizadas na restauração de áreas florestais perturbadas (Rolim *et al.* 1999; Schiavini *et al.* 2001; Lopes & Schiavini 2007; Aquino *et al.* 2007).

As florestas estacionais, de forma geral, apresentam menor altura, biomassa e riqueza florística em relação às florestas tropicais úmidas (Murphy & Lugo 1986; Nogueira *et al.* 2008), o que está relacionado à forte influência da sazonalidade climática (Pennington *et al.* 2000), caracterizada pelo predomínio de clima estacional, com períodos seco e chuvoso bem definidos e com pluviosidade anual inferior a 1.600 mm (Gentry 1995). A distribuição geográfica das florestas estacionais, segundo Prado & Gibbs (1993), é descontínua, em resposta às flutuações climáticas ocorridas nos últimos 10.000 anos. No Brasil, as florestas estacionais decíduais estão condicionadas às regiões de solos mais férteis com afloramento calcáreo, derramamento basáltico ou de origem arenítica com elevados teores relativos de cálcio, ao passo que as florestas estacionais semidecíduais desenvolvem-se sobre solos menos férteis (Oliveira-Filho & Ratter 2002) e frequentemente ocupam as encostas de interflúvios (Oliveira-Filho *et al.* 2006).

As florestas estacionais decíduais e semidecíduais existentes dentro da área de domínio do Cerrado cobriam, originalmente, 5% (49,95 km²) do território de Mato Grosso, sendo que deste total 41% já foram desmatados e apenas 14% estão em áreas protegidas, enquanto as florestas estacionais que ocorrem na área de transição entre os biomas Cerrado e Floresta Amazônica cobriam 41% (362,53 km²) do estado, com 21% já desmatados e apenas 17% protegidos em unidades de conservação e terras indígenas (Alencar *et al.* 2004). O desmatamento em função das atividades agrícolas, pecuárias e de extração seletiva de madeira constitui a principal causa da perda de área florestada no estado (Fearnside 2005), considerando tanto as florestas estacionais de transição, na borda da Amazônia (Alencar *et al.* 2004), quanto as florestas estacionais semidecíduais localizadas na área *core* do Bioma Cerrado (Silva & Araújo 2009).

A acelerada perda de área concedeu, às florestas estacionais que ocorrem na região de transição, o título de tipo florestal mais ameaçado do estado de Mato Grosso (Alencar *et al.* 2004). Apesar disso, poucos estudos foram realizados em tais ambientes (Ratter *et al.* 1973; Marimon *et al.* 2001; 2006; Ivanauskas *et al.* 2003; 2004a; 2004b; 2008; Balch *et al.* 2008; Silva *et al.* 2007), sendo a maioria baseados em dados obtidos em um único momento, desconsiderando as alterações temporais na composição florística e estrutura e os processos dinâmicos da vegetação. Assim, estudos de dinâmica podem permitir ações e orientações futuras sobre o uso e manejo de uma floresta, indicar e prever os efeitos de ações naturais e antrópicas e permitir a definição de políticas públicas em iniciativas de controle em unidades de conservação e manejo em áreas particulares.

O objetivo deste estudo foi avaliar as mudanças na estrutura de um trecho de Floresta Estacional Semidecidual localizada na área de transição entre os biomas Cerrado e Floresta Amazônica, no município de Nova Xavantina-MT, em um período de cinco anos (2003 a 2008). A partir dos dados de dinâmica da comunidade e de algumas populações específicas, procurou-se verificar se o padrão de dinâmica estrutural da floresta estudada se assemelha aos padrões descritos em outras florestas estacionais do Brasil.

Material e métodos

Área de estudo

O estudo foi conduzido em uma área de Floresta Estacional Semidecidual localizada na Fazenda Vera Cruz, Retiro Pau Brasil, situada a 14°49'32" S e 52°06'20" W, a uma altitude média de 250 m e relevo plano. O trecho de floresta selecionado se encontra bem preservado, não apresenta vestígios de extração de madeira ou de incêndio florestal e compreende parte da reserva legal da propriedade, cuja área total soma 5.000 hectares contínuos de floresta (Marimon 2005; Marimon & Felfili 2006).

O clima predominante na região é do tipo tropical continental úmido e sempre quente (*Aw* de Köppen), com períodos seco e chuvoso bem definidos, com inverno seco (maio a setembro) e chuvas máximas de verão (Silva *et al.* 2008). A precipitação média anual é de aproximadamente 1.500 mm e a temperatura média mensal é de 25°C (Marimon *et al.* 2001). O solo da área estudada é do tipo Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico (Embrapa 2006), com textura média, bem drenado, com elevada acidez, elevados níveis de Fe e Al trocável, baixos níveis de Ca e Mg, níveis intermediários de K e elevada concentração de cascalho (Marimon 2005).

A vegetação da região do Médio Araguaia mato-grossense se caracteriza pela ocorrência de florestas de transição da Pré-Amazônia (Ratter *et al.* 1973; Ivanauskas *et al.* 2004a), com elevada ocorrência de espécies tipicamente amazônicas (Velloso *et al.* 2001). Na área estudada a Floresta Estacional

Semidecidual investigada se encontra circundada por um mosaico de formações florestais, entre as quais se destacam uma floresta monodominante de *Brosimum rubescens* Taub. e uma floresta de galeria pantanosa (Felfili *et al.* 1998; Marimon 2005).

Inventários da vegetação lenhosa

Foram estabelecidas 60 parcelas permanentes de 10 x 10 m, onde foram amostrados todos os indivíduos que apresentaram diâmetro à altura do peito (DAP) \geq 5 cm. No primeiro inventário (2003), todos os indivíduos receberam placas de alumínio numeradas, foram identificados e tiveram a altura total e o DAP medidos (Marimon 2005). Em 2008 as parcelas foram reavaliadas, os indivíduos sobreviventes foram remeidos e os indivíduos que atingiram o critério mínimo de inclusão (recrutas) foram registrados, conforme procedimento sugerido por Felfili (1995a), Oliveira-Filho *et al.* (1997) e Felfili *et al.* (2005). Apesar do método empregado na medição do DAP subestimar a biomassa das lianas, optou-se por incluir esta forma de vida, pois o enfoque dado a ela esteve mais relacionado à densidade do que à biomassa. Além disso, no referido caso considerou-se preferível estimar a biomassa das lianas a desconsiderá-la totalmente, visto que diversos autores as consideram elementos importantes na estrutura e dinâmica de florestas tropicais (Phillips *et al.* 2002; Schnitzer & Bongers 2002).

Foram coletadas amostras de material botânico das espécies registradas no interior das parcelas para posterior identificação taxonômica e inclusão no herbário da Universidade do Estado de Mato Grosso, *Campus* de Nova Xavantina (Herbário NX). A coleção testemunho se encontra depositada no Herbário NX desde a realização do primeiro inventário, no ano de 2003 (Marimon 2005). A identificação do material botânico foi realizada por meio de comparações nos herbários NX e UB (Universidade de Brasília) e consultas a bibliografias e especialistas. A atualização dos nomes dos táxons foi realizada a partir de Forzza *et al.* (2010).

Análise dos dados

Com os dados dos inventários de 2003 e de 2008 foram calculadas a área basal por espécie e para a comunidade, o incremento periódico anual (IPA) (Encinas *et al.* 2005) e as taxas anuais médias de mortalidade ($M = \{1 - [(N_0 - m)/N_0]^{1/t}\} \times 100$), recrutamento ($R = [1 - (1 - r/N_t)^{1/t}] \times 100$), perda ($P = \{1 - [(AB_0 - AB_m + AB_d)/AB_0]^{1/t}\} \times 100$) e ganho ($G = \{1 - [1 - (AB_r + AB_g)/AB_0]^{1/t}\} \times 100$) de área basal para as principais espécies ($N > 20$) e para a comunidade, onde t é o tempo transcorrido entre os dois levantamentos, N_0 e N_t são as contagens inicial e final de indivíduos, m e r são o número de indivíduos mortos e recrutas, AB_0 e AB_t são as áreas basais inicial e final, AB_m e AB_r são as áreas basais dos indivíduos mortos e dos recrutas, AB_d é o decremento (quebra ou perda parcial de tronco) e AB_g é o incremento

em área basal dos sobreviventes (Oliveira-Filho *et al.* 1997; adaptado de Sheil *et al.* 1995; 2000).

Adicionalmente, foi calculada a taxa de mudança líquida para as classes diamétricas, considerando o número de indivíduos ($Ch_N = [(N_t/N_0)^{1/t} - 1] \times 100$) e a área basal ($Ch_{AB} = [(AB_t/AB_0)^{1/t} - 1] \times 100$), além das taxas de reposição ($R = (T_{1/2} + T_2)/2$) (Korning & Balslev 1994), tempo de meia vida ($T_{1/2} = (\ln 0,5)/\ln [(No-m)/No]^{1/t}$), tempo de duplicação ($T_2 = (\ln 2)/\ln [(No+r)/No]^{1/t}$) (Swaine & Lieberman 1987) e estabilidade ($E = [T_{1/2} - T_2]$) (Korning & Balslev 1994) da comunidade, em número de indivíduos e em área basal. As variações temporais observadas nas classes de diâmetro foram determinadas contabilizando-se o número de indivíduos que permaneceram, morreram, foram recrutados, imigraram (*ingrowth*) e emigraram (*outgrowth*) na classe (Lieberman *et al.* 1985).

Os intervalos de classes para a confecção dos histogramas de distribuição de frequências em diâmetro foram calculados de acordo com Bonini & Bonini (1972), por meio da fórmula: A/K , onde A representa a amplitude dos valores de diâmetro e K representa uma constante definida pelo algoritmo de Sturges, cuja fórmula é: $1 + 3,3 \times \log_{10} n$, onde n é o número total de indivíduos amostrados. Para todas as classes de diâmetro foram elaboradas distribuições de indivíduos e de área basal e calculados os valores absolutos e as taxas anuais médias de mortalidade, recrutamento, perda e ganho em área basal, além do ingresso, egresso, IPA e mudança. Para verificar a existência de associação entre a mortalidade (número de indivíduos e área basal morta) e as classes diamétricas e entre o IPA e as classes de diâmetro foram aplicadas correlações de Spearman (Zar 1999), sendo os cálculos realizados por meio do programa BioEstat 5.0 (Ayres *et al.* 2007).

Resultados e discussão

Número de indivíduos e área basal

Foi registrada perda líquida de 6% entre 2003 e 2008, como resultado da morte de 208 ind. ha⁻¹ e do recrutamento de 140 ind. ha⁻¹, o que refletiu em maior área basal total da comunidade no primeiro inventário (Tab. 1). Os indivíduos mortos e o decremento (troncos quebrados ou perda parcial dos sobreviventes) representaram perdas líquidas de 4,15 m² ha⁻¹ (Tab. 1) e 0,08 m² ha⁻¹, respectivamente, refletindo em taxa anual média de perda de área basal de 3,77% (Tab. 2). O recrutamento e o incremento em área basal dos sobreviventes contribuíram com 0,40 m² ha⁻¹ (Tab. 1) e 0,17 m² ha⁻¹, respectivamente, para o aumento líquido de área basal da comunidade, proporcionando uma taxa anual média de ganho de 0,54% (Tab. 2). De acordo com Silva & Araújo (2009), os fragmentos de florestas semidecíduais tropicais normalmente encontram-se em desequilíbrio quanto às taxas de mortalidade e de recrutamento, bem como de perda e ganho de biomassa, como também constatado na

Tabela 1. Mudanças em termos de número de indivíduos e área basal para as espécies lenhosas amostradas em uma Floresta Estacional Semidecidual, Nova Xavantina-MT. Número de indivíduos: N1 = inicial (2003); Nm = mortos; Nr = recrutadas; N2 = final (2008). Área basal: AB1 = inicial (2003); ABm = mortos; ABr = recrutadas; AB2 = final (2008). * = amostradas apenas em 2003 (Marimon 2005); ** = amostradas apenas em 2008; ▲ = espécies de lianas; AB2 foi calculada apenas para indivíduos vivos. As espécies estão dispostas em ordem decrescente do número de indivíduos em N2.

Espécies	Número de indivíduos/ha				Área basal (m ² ha ⁻¹)			
	N1	Nm	Nr	N2	AB1	ABm	ABr	AB2
<i>Cheilochlinium cognatum</i> (Miers) A.C.Sm.	206,7	20,0	11,7	198,3	1,8	0,3	0,0	1,7
<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.	126,7	16,7	3,3	113,3	2,3	0,3	0,0	2,0
<i>Mabea fistulifera</i> Mart.	80,0	13,3	5,0	71,7	0,6	0,1	0,0	0,6
<i>Tetragastris altissima</i> (Aubl.) Swart	65,0	8,3	0,0	56,7	2,7	0,3	0,0	2,5
<i>Mouriri apiranga</i> Spruce ex Triana	50,0	3,3	3,3	50,0	0,3	0,0	0,0	0,3
<i>Chaetocarpus echinocarpus</i> (Baill.) Ducke	45,0	1,7	1,7	45,0	1,2	0,0	0,0	1,2
<i>Protium pilosissimum</i> Engl.	45,0	10,0	8,3	43,3	0,2	0,1	0,0	0,2
<i>Brosimum rubescens</i> Taub.	43,3	1,7	0,0	41,7	0,9	0,0	0,0	1,0
<i>Heteropterys eglandulosa</i> A.Juss. ▲	33,3	0,0	6,7	40,0	0,3	0,0	0,0	0,4
<i>Inga heterophylla</i> Willd.	31,7	8,3	15,0	38,3	0,2	0,1	0,0	0,2
<i>Ephedranthus parviflorus</i> S.Moore	26,7	1,7	5,0	30,0	0,6	0,0	0,0	0,6
<i>Nectandra hihua</i> (Ruiz & Pav.) Rohwer	65,0	41,7	0,0	23,3	0,8	0,6	0,0	0,2
<i>Fridericia candicans</i> (Rich.) L.G.Lohmann▲	3,3	1,7	15,0	16,7	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Tanaecium pyramidatum</i> (Rich.) L.G.Lohmann ▲	5,0	0,0	10,0	15,0	0,0	0,0	0,0	0,1
<i>Uncaria guianensis</i> (Aubl.) J.F.Gmel. ▲	6,7	0,0	8,3	15,0	0,1	0,0	0,0	0,1
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	15,0	0,0	0,0	15,0	3,2	0,0	0,0	3,5
<i>Fridericia</i> sp. ▲	16,7	1,7	0,0	15,0	0,1	0,0	0,0	0,0
<i>Callichlamys latifolia</i> (Rich.) K.Schum. ▲	10,0	5,0	8,3	13,3	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Hippocratea volubilis</i> L. ▲	11,7	1,7	3,3	13,3	0,1	0,0	0,0	0,1
<i>Phanera coronata</i> (Benth.) Vaz ▲	10,0	5,0	6,7	11,7	0,1	0,0	0,0	0,1
<i>Minuartia guianensis</i> Aubl.	13,3	5,0	1,7	10,0	0,8	0,5	0,0	0,3
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire, Steyerf. & Frodin	6,7	0,0	1,7	8,3	0,1	0,0	0,0	0,2
<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	8,3	0,0	0,0	8,3	0,1	0,0	0,0	0,1
<i>Tachigali vulgaris</i> L.G.Silva & H.C.Lima	10,0	1,7	0,0	8,3	0,2	0,0	0,0	0,3
<i>Anthodon decussatum</i> Ruiz & Pav. ▲	11,7	5,0	1,7	8,3	0,0	0,2	0,0	0,0
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	13,3	5,0	0,0	8,3	0,5	0,2	0,0	0,2
<i>Forsteronia</i> cf. <i>rufa</i> Müll.Arg. ▲	1,7	0,0	5,0	6,7	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Quiina parvifolia</i> Lanj. & Heerdt	5,0	0,0	1,7	6,7	0,1	0,0	0,0	0,1
<i>Ocotea</i> aff. <i>dispersa</i> (Nees & Mart.) Mez	6,7	0,0	0,0	6,7	0,4	0,0	0,0	0,4
<i>Tapura amazonica</i> Poepp. & Endl.	3,3	0,0	1,7	5,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Aspidosperma discolor</i> A.DC.	5,0	0,0	0,0	5,0	0,3	0,0	0,0	0,3
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	5,0	0,0	0,0	5,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Hirtella glandulosa</i> Spreng.	5,0	0,0	0,0	5,0	0,2	0,0	0,0	0,2
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	6,7	3,3	1,7	5,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Sloanea sinemariensis</i> Aubl.	6,7	1,7	0,0	5,0	0,1	0,0	0,0	0,0
<i>Nectandra cuspidata</i> Nees	18,3	13,3	0,0	5,0	0,2	0,1	0,0	0,0
<i>Guatteria</i> sp.**	0,0	0,0	3,3	3,3	-	-	0,0	0,0
<i>Forsteronia</i> sp. ▲	1,7	0,0	1,7	3,3	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.	1,7	0,0	1,7	3,3	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.	3,3	0,0	0,0	3,3	0,4	0,0	0,0	0,4
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	3,3	0,0	0,0	3,3	0,1	0,0	0,0	0,2
<i>Duguetia marcgraviana</i> Mart.	3,3	0,0	0,0	3,3	0,1	0,0	0,0	0,1
<i>Eugenia florida</i> DC.	3,3	0,0	0,0	3,3	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Inga</i> sp.	3,3	0,0	0,0	3,3	0,0	0,0	0,0	0,0

Continua.

Tabela 1. Continuação.

Espécies	Número de indivíduos/ha				Área basal (m ² ha ⁻¹)			
	N1	Nm	Nr	N2	AB1	ABm	ABr	AB2
<i>Aenigmatanthera lasiandra</i> (A.Juss.) W.R.Anderson ▲	3,3	0,0	0,0	3,3	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Pouteria cuspidata</i> (A.DC.) Baehni	3,3	0,0	0,0	3,3	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Pouteria</i> sp.	3,3	0,0	0,0	3,3	0,4	0,0	0,0	0,4
<i>Sacoglottis guianensis</i> Benth.	5,0	1,7	0,0	3,3	0,4	0,2	0,0	0,2
<i>Caraipa</i> sp.	6,7	3,3	0,0	3,3	0,1	0,0	0,0	0,1
<i>Eugenia</i> sp.**	0,0	0,0	1,7	1,7	-	-	0,0	0,0
<i>Sapium</i> sp.**	0,0	0,0	1,7	1,7	-	-	0,0	0,0
<i>Serjania</i> sp.**	0,0	0,0	1,7	1,7	-	-	0,0	0,0
<i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart.	1,7	0,0	0,0	1,7	0,1	0,0	0,0	0,1
<i>Aspidosperma subincanum</i> Mart.	1,7	0,0	0,0	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Chaunochiton kappleri</i> (Sagot ex Engl.) Ducke	1,7	0,0	0,0	1,7	0,1	0,0	0,0	0,1
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	1,7	0,0	0,0	1,7	0,3	0,0	0,0	0,3
<i>Enterolobium schomburgkii</i> (Benth.) Benth.	1,7	0,0	0,0	1,7	0,3	0,0	0,0	0,3
<i>Ficus</i> sp.	1,7	0,0	0,0	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Hirtella burchellii</i> Britton	1,7	0,0	0,0	1,7	0,1	0,0	0,0	0,1
<i>Licania apetala</i> (E.Mey.) Fritsch	1,7	0,0	0,0	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Licania kunthiana</i> Hook.f.	1,7	0,0	0,0	1,7	0,1	0,0	0,0	0,1
<i>Miconia holosericea</i> (L.) DC.	1,7	0,0	0,0	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Mollia lepidota</i> Spruce ex Benth.	1,7	0,0	0,0	1,7	0,1	0,0	0,0	0,1
<i>Myrcia amazonica</i> DC.	1,7	0,0	0,0	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Neea hermaphrodita</i> S.Moore	1,7	0,0	0,0	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Oenocarpus distichus</i> Mart.	1,7	0,0	0,0	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Pera coccinea</i> (Benth.) Müll.Arg.	1,7	0,0	0,0	1,7	0,2	0,0	0,0	0,3
<i>Pera bicolor</i> (Klotzsch) Müll.Arg.	1,7	0,0	0,0	1,7	0,2	0,0	0,0	0,2
<i>Peritassa laevigata</i> (Hofmanns. ex Link) A.C.Sm.	1,7	0,0	0,0	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Platypodium elegans</i> Vogel	1,7	0,0	0,0	1,7	0,2	0,0	0,0	0,2
<i>Pouteria ramiflora</i> (Mart.) Radlk.	1,7	0,0	0,0	1,7	0,2	0,0	0,0	0,2
<i>Simarouba amara</i> Aubl.	1,7	0,0	0,0	1,7	0,0	0,0	0,0	0,1
<i>Trattinnickia</i> sp.	1,7	0,0	0,0	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Virola sebifera</i> Aubl.	1,7	0,0	0,0	1,7	0,1	0,0	0,0	0,2
<i>Vitex panshiniana</i> Moldenke	1,7	0,0	0,0	1,7	0,1	0,0	0,0	0,1
<i>Xylopia sericea</i> A. St.-Hil.	1,7	0,0	0,0	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Buchenavia tetraphylla</i> (Aubl.) R.A.Howard	3,3	1,7	0,0	1,7	0,5	0,1	0,0	0,4
<i>Diospyros sericea</i> A.DC.	3,3	1,7	0,0	1,7	0,4	0,2	0,0	0,1
<i>Hirtella gracilipes</i> (Hook.f.) Prance	3,3	1,7	0,0	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Terminalia</i> sp.	3,3	1,7	0,0	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Unonopsis guatterioides</i> (A.DC.) R.E.Fr.	5,0	3,3	0,0	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D.Don	6,7	5,0	0,0	1,7	0,8	0,8	0,0	0,0
<i>Byrsonima crista</i> A.Juss.*	1,7	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0	-	-
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul*	1,7	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0	-	-
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer*	1,7	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0	-	-
<i>Hirtella hispida</i> Miq.*	1,7	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0	-	-
<i>Hirtella sprucei</i> Benth. ex Hook.f.*	1,7	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0	-	-
<i>Miconia cuspidata</i> Naudin*	1,7	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0	-	-
Total	1.140	208	140	1.071	24,3	4,1	0,4	22,0

Tabela 2. Parâmetros de dinâmica da comunidade lenhosa expressos em número de indivíduos (N) e área basal (AB) na Floresta Estacional Semidecidual amostrada em Nova Xavantina-MT e outras oito áreas de florestas estacionais brasileiras. Taxas anuais médias de mortalidade (M), recrutamento (R), perda (P) e ganho em área basal (G), tempos de meia vida ($T_{1/2}$) e de duplicação (T_2), estabilidade (E), reposição (R) (anos) e incremento periódico anual (IPA, cm ano⁻¹). Flo.= tipo de floresta, FS= floresta semidecidual, FV= floresta de vale e FM= floresta monodominante.

Local	Flo.	Área amostral	Critério de inclusão	N/AB	M	R	P	G	$T_{1/2}$	T_2	E	R	IPA	Referência
Nova Xavantina-MT	FS	0,6 ha	DAP ≥ 5 cm	N	3,95	2,76	-	-	17,32	29,92	12,60	23,62	-	Presente estudo
				AB	2,35	0,38	3,77	0,54	18,41	200,0	181,6	109,2	0,15	
Bom Sucesso-MG	FS	0,54 ha	DAP ≥ 5 cm	N	3,70	2,00	-	-	-	-	-	2,90	-	Appolinário <i>et al.</i> (2005)
				AB	-	-	2,40	4,10	-	-	-	3,20	-	
Piedade do Rio Grande-MG	FS	1,2 ha	DAP ≥ 5 cm	N	2,50	1,80	-	-	-	-	-	2,10	-	Oliveira-Filho <i>et al.</i> (2007)
				AB	-	-	1,50	1,80	-	-	-	1,70	-	
Chapada dos Guimarães-MT	FV	1,08 ha	DAP ≥ 5 cm	N	2,68	3,25	-	-	25,54	21,68	3,86	23,61	-	Pinto (2002)
				AB	-	-	1,88	2,18	36,55	31,54	5,01	34,05	0,21	
Nova Xavantina-MT	FM	0,6 ha	DAP ≥ 5 cm	N	1,88	2,03	-	-	36,76	34,14	2,62	1,95	-	Marimon (2005)
				AB	-	-	-	0,53	-	-	-	-	0,17	
Uberlândia-MG	FS	0,5 ha	DAP ≥ 3,18 cm	N	4,10	4,50	-	-	16,92	15,04	1,86	15,98	-	Silva & Araújo (2009)
				AB	3,08	2,56	-	-	22,53	27,44	4,91	24,98	-	
Lavras-MG	FS	2,8 ha	DAP ≥ 5 cm	N	1,80	1,40	-	-	-	-	-	-	-	Higuchi <i>et al.</i> (2008)
				AB	-	-	2,10	2,10	-	-	-	-	-	
Uberlândia-MG	FS	0,5 ha	DAP ≥ 3,18 cm	N	4,01	4,04	-	-	17,27	17,52	0,25	17,40	-	Paiva <i>et al.</i> (2007)
				AB	-	-	-	-	25,78	21,54	4,24	23,66	-	
Lavras-MG	FS	5,8 ha	DAP ≥ 5 cm	N	2,56	2,99	-	-	26,75	23,55	3,20	22,15	-	Oliveira-Filho <i>et al.</i> (1997)
				AB	1,70	-	-	-	40,54	17,03	23,51	28,78	-	

floresta estudada e nas florestas amostradas por Appolinário *et al.* (2005), Braga & Rezende (2007), Oliveira-Filho *et al.* (2007), Higuchi *et al.* (2008) (Tab. 2) e Machado & Oliveira-Filho (2010). O desequilíbrio de tais comunidades tem sido normalmente associado com a reconstrução do ciclo silvigenético das florestas, logo após distúrbios naturais, padrão comumente registrado em fragmentos preservados de florestas estacionais (Appolinário *et al.* 2005; Oliveira-Filho *et al.* 2007; Higuchi *et al.* 2008).

No presente estudo, o desequilíbrio no número de indivíduos entre 2003 e 2008 se deveu, principalmente, à redução em densidade de algumas espécies (Tab. 1), principalmente do grupo das pioneiras, como *Mabea fistulifera*, *Nectandra hihua* e *N. cuspidata* (Mews 2010). Prováveis explicações para tal padrão podem ser a redução da disponibilidade de luz na floresta e o ciclo de vida relativamente curto de tais espécies, conforme também encontrado por Werneck *et al.* (2000), o que resultou em elevado número de indivíduos mortos desse grupo ecológico no período. Pinto (2002) comentou que a redução de indivíduos em espécies pioneiras pode indicar a substituição por grupos sucessionais mais avançados, embora a presença de pequenos distúrbios

naturais, como a abertura de clareiras, possa manter as proporções dos grupos ecológicos mais ou menos constantes ao longo do tempo. Do mesmo modo, algumas das espécies de maior densidade na floresta estudada também apresentaram taxa de perda superior à de ganho de área basal (Tab. 3), contribuindo para a redução líquida da biomassa total da comunidade. Neste caso, este padrão provavelmente está relacionado ao desbalançamento entre as taxas de mortalidade e recrutamento de tais espécies, indicando que a estrutura fitossociológica da floresta é dinâmica e que as espécies mais abundantes (dominantes) podem se alterar ao longo do tempo. Outro fator que pode ter contribuído para a redução em densidade e biomassa da floresta no período estudado é a forte seca que atingiu a região no ano de 2005, provavelmente como reflexo dos efeitos do El Niño (Lewis *et al.* 2011). Neste caso, o déficit hídrico pode ter tornado a estação seca ainda mais restritiva para algumas espécies, contribuindo para o padrão aqui registrado. Poveda *et al.* (2001) observaram que as duas estações secas seguintes a um evento de El Niño costumam ser muito severas e a umidade do solo apresenta um acentuado decréscimo que pode se refletir no crescimento e estabelecimento das plantas.

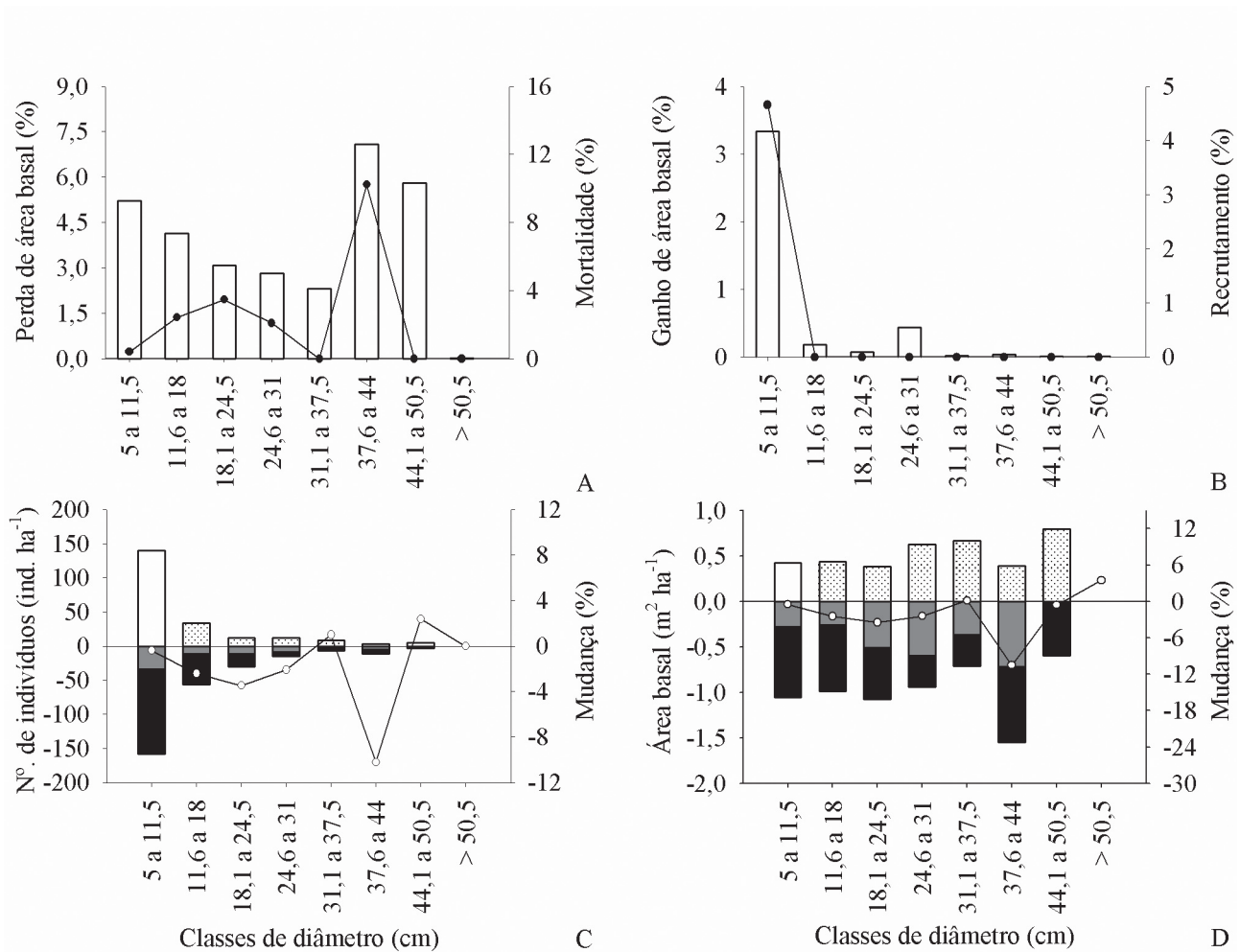


Figura 1. Mudanças estruturais e parâmetros de dinâmica da comunidade lenhosa por classe de diâmetro, em uma Floresta Estacional Semidecidual amostrada em Nova Xavantina-MT. A = Taxas anuais médias de perda de área basal (□) e de mortalidade (—♦—); B = Taxas anuais médias de ganho de área basal (□) e de recrutamento (—♦—); Parâmetros de dinâmica em número de indivíduos (C) e em área basal (D), onde: □ = Egresso, ■ = Morto, ▨ = Ingresso, □ = Recruta e —♦— = Mudança.

A taxa anual média de perda em área basal variou pouco nas primeiras classes de diâmetro, com os maiores valores registrados na sexta e sétima classes (37,6 a 50,5 cm) (Fig. 1A), provavelmente como resultado da representativa biomassa dos indivíduos de grande porte que possivelmente encerraram seu ciclo de vida, como observado por Braga & Rezende (2007). É importante salientar que a maior classe de diâmetros (> 50,5 cm) não apresentou perda em área basal (Fig. 1A), o que pode ser atribuído a diversos fatores, incluindo maior longevidade ou maior habilidade competitiva em indivíduos de maior porte (Richards 1996). A primeira classe diamétrica foi a mais expressiva em termos da taxa anual média de ganho de área basal (Fig. 1B), devido ao fato de estarem incluídos nesta classe todos os indivíduos recrutados no período.

Mortalidade e recrutamento

Dos 684 indivíduos amostrados no inventário de 2003, 125 morreram até 2008, resultando em taxa anual média

de mortalidade de 3,95% (Tab. 2). O valor registrado foi semelhante aos encontrados por Paiva *et al.* (2007) e Silva & Araújo (2009) em florestas semidecíduas de Minas Gerais (4,01% e 4,1% ano⁻¹, respectivamente), superior ao valor registrado para a floresta monodominante de *Brosimum rubescens* em área adjacente à do presente estudo (1,88% ano⁻¹) (Marimon 2005) (Tab. 2) e maior que os valores normalmente esperados para florestas tropicais maduras e em condições naturais de distúrbios, entre 1 e 2% ano⁻¹ (Swaine *et al.* 1987a; 1987b; Phillips & Gentry 1994; Miguel *et al.* 2011). Dos 643 indivíduos registrados no segundo inventário, 84 eram recruta, o que resultou em taxa anual média de recrutamento de 2,76% (Tab. 2). Este valor está entre os encontrados por Oliveira-Filho *et al.* (1997), Appolinário *et al.* (2005), Higuchi *et al.* (2008) e Silva & Araújo (2009) em florestas estacionais semidecíduas do sudeste do Brasil e por Marimon (2005) na floresta monodominante adjacente, que variaram entre 1,4% e 4,5% ano⁻¹ (Tab. 2). Os valores registrados sugerem que a floresta estudada

Tabela 3. Taxas anuais médias de mortalidade (M), recrutamento (R), perda (P) e ganho (G) em área basal e incremento periódico anual (IPA, cm ano⁻¹) para as principais espécies lenhosas (N > 20 indivíduos) amostradas em uma Floresta Estacional Semidecidual, Nova Xavantina-MT.

Espécie	M	R	P	G	IPA
<i>Amaioua guianensis</i>	2,78	0,59	2,32	0,09	0,033
<i>Brosimum rubescens</i>	0,78	0,00	0,25	0,05	0,138
<i>Heteropterys eglanulosa</i>	0,00	3,58	0,01	1,63	0,139
<i>Mabea fistulifera</i>	3,58	1,43	3,46	0,78	0,165
<i>Mouriri apiranga</i>	1,37	1,37	1,84	0,97	0,092
<i>Protium pilosissimum</i>	4,90	4,18	6,50	2,50	0,100
<i>Cheilochlinium cognatum</i>	2,01	1,20	2,97	0,46	0,071
<i>Tetragastris altissima</i>	2,70	0,00	2,32	0,03	0,140
<i>Chaetocarpus echinocarpus</i>	0,75	0,75	0,33	0,08	0,074

apresenta taxas de mortalidade e recrutamento semelhantes às florestas comparadas.

Entre 2003 e 2008, a taxa de mortalidade da comunidade foi superior à de recrutamento (Tab. 2), padrão também observado por Braga & Rezende (2007) e Miguel *et al.* (2011), em matas de galeria do Distrito Federal e Mato Grosso, e por Oliveira-Filho *et al.* (2007), Higuchi *et al.* (2008) (Tab. 2) e Machado & Oliveira-Filho (2010) em florestas estacionais de Minas Gerais. Ao contrário, Marimon (2005) registrou taxa de mortalidade inferior à de recrutamento na floresta monodominante adjacente à floresta do presente estudo (Tab. 2), relacionando tal fato a uma fase de “construção” do ciclo silvigenético e sugerindo que períodos de maior mortalidade ocorreram em épocas anteriores, como verificado no presente estudo. O desbalanceamento constatado na floresta estudada, tanto para a comunidade (Tab. 2) quanto para as classes diamétricas que apresentaram mudanças negativas entre 2003 e 2008 (Fig. 1C e 1D) contrariou, pelo menos em parte, a teoria de que em florestas tropicais preservadas a mortalidade é normalmente balanceada pelo recrutamento (Richards 1996; Rolim *et al.* 1999). Por outro lado, Manokaran & Kochummen (1987), Felfili (1995a) e Sheil *et al.* (2000) observaram que períodos de instabilidade ou desbalanceamento entre mortalidade e recrutamento podem fazer parte dos ciclos rítmicos de algumas florestas não perturbadas, que alcançam um balanço por meio de períodos com elevada mortalidade ou perda de biomassa, alternados com períodos de elevado recrutamento ou ganho de biomassa. Nestes casos, o desbalanceamento entre mortalidade e recrutamento é atribuído ao processo natural, uma vez que a mortalidade ocorre primeiro, sendo sucedida pelo recrutamento (Felfili 1995b; Pinto 2002). Nesse contexto, é possível que a floresta estudada esteja atualmente em uma fase particular do ciclo florestal rítmico, onde o desbalanceamento entre a mortalidade e o recrutamento está ocorrendo a favor da mortalidade,

resultando em redução da densidade e da área basal, sendo que em anos posteriores o processo poderá ou não se reverter a favor do recrutamento.

O desbalanceamento a favor da mortalidade também pode ter ocorrido em resposta à forte pressão da competição interespecífica, pois de acordo com Higuchi *et al.* (2008), este tipo de interação entre árvores que estão se desenvolvendo em uma mesma área, seja em floresta preservada ou alterada, pode ocasionar grande mortalidade de indivíduos e reduzir a densidade, caracterizando uma situação de autodesbaste da floresta. Nesse sentido, após o período de elevada mortalidade constatado no presente estudo, a queda das árvores mortas ocasionará a abertura de novas clareiras, fornecendo condições favoráveis para o recrutamento de novos indivíduos e iniciando uma nova fase do ciclo florestal rítmico, tal como observado por Felfili (1995b) e Pinto (2002). Segundo Sheil *et al.* (2000), nestes casos a queda de árvores, em função da elevada mortalidade, pode constituir o principal fator modulador do processo de dinâmica florestal em curtos períodos, ocasionando perdas imediatas e consideráveis de biomassa, acompanhadas de redução da densidade de indivíduos.

Na floresta estudada, a mortalidade de indivíduos apresentou correlação negativa com as classes de diâmetro ($r = -0,939$; $p = 0,0005$), sendo mais elevada nas classes iniciais e diminuindo com o aumento do diâmetro, ao passo que a área basal morta não apresentou correlação com as classes de diâmetro (Mews 2010). Este padrão indica que a redução em densidade de indivíduos, provavelmente resultante do processo de autodesbaste provocado pela suposta competição interespecífica, ocorreu preferencialmente nas classes de menor diâmetro. De acordo com Braga & Rezende (2007), este padrão de distribuição dos indivíduos mortos evidencia que a competição por recursos, como espaço, luz, nutrientes e água, é mais intensa para indivíduos jovens e/ou de menor porte. Entre os recursos pelos quais as plantas competem em ambientes florestais, o estresse por redução na dispo-

nibilidade de luz pode constituir um dos mais importantes agentes de mortalidade (Felfili 1995b).

Também merecem destaque as mudanças em densidade e área basal relativa correspondente às árvores e lianas amostradas em 2003 e 2008. As árvores tiveram uma redução de 4,9% em densidade e 1,3% em área basal, enquanto as lianas apresentaram aumentos de 5% em densidade e 1,4% em área basal. Considerando os valores do incremento periódico anual, as árvores apresentaram valor médio cerca de 60% inferior ao registrado para as lianas.

Além do incremento das árvores de grande porte, o aumento da densidade e dominância de lianas que ocupam as suas copas também pode estar contribuindo para a redução da quantidade de luz que penetra no dossel da floresta, tal como verificado por Wright *et al.* (2004) em florestas tropicais no Panamá, contribuindo assim para a mortalidade de indivíduos de pequeno porte, visto que no primeiro inventário a razão entre o número de árvores e lianas foi de 9:1 e na ocasião do segundo inventário foi de 5,6:1. É importante destacar que entre as 14 espécies com número de recrutas superior ao de mortos, nove são lianas (Tab. 1), destacando novamente o aumento da densidade desta forma de vida na floresta estudada. Neste caso, as lianas lenhosas podem estar sendo favorecidas principalmente pela morte e queda de árvores, quando a abertura de clareiras naturalmente disponibiliza espaço e luz para seu rápido estabelecimento e crescimento, como sugeriram Wright *et al.* (2004) para florestas tropicais. Entretanto, o que precisa ser investigado na floresta estudada é se o aumento de lianas é responsável pela mortalidade ou redução da dominância das árvores ou se a redução das árvores é o fator que estaria favorecendo o crescimento e estabelecimento das lianas ou ainda se não há relação de causa e efeito entre ambos.

Philips *et al.* (2002) estudaram 47 florestas da Amazônia e observaram aumento substancial na densidade e área basal de lianas em um período de duas décadas (1979-1999). Os referidos autores também observaram que a taxa anual de crescimento das lianas superou a das árvores, tal como verificado no presente estudo. Dentre as possíveis explicações para este fato pode estar o aumento nas concentrações de CO₂ na atmosfera terrestre, uma vez que, segundo Condon *et al.* (1992) e Granados & Körner (2002), as lianas responderiam mais rapidamente aos aumentos na concentração deste gás. De acordo com Philips & Gentry (1994), mesmo florestas tropicais intactas têm sido afetadas por mudanças climáticas e atmosféricas recentes e a tendência no aumento da rotatividade destas florestas pode ter implicações futuras na biodiversidade. Os referidos autores observaram ainda que, se a rotatividade das florestas aumentar, poderá ocorrer aumento de lianas e espécies dependentes de clareiras, as quais se beneficiariam com a maior frequência de distúrbios e aumento do CO₂ atmosférico. Estudos de longo prazo e em condições experimentais controladas são necessários para confirmar este padrão na floresta amostrada.

Das 84 espécies registradas em 2003, 37 (44%) apresentaram mortalidade, 28 (33%) apresentaram recrutamento e

40 (48%) mantiveram o número de indivíduos inalterado (não apresentaram mortalidade ou recrutamento) no intervalo de cinco anos (Tab. 1). Apenas 14 espécies (17%) apresentaram número de recrutas superior ao de mortos (Tab. 1), evidenciando mais uma vez o desequilíbrio entre mortalidade e recrutamento no período estudado. Entre as espécies com os maiores números de indivíduos mortos estão algumas pioneiras, segundo Mews (2010), como *Nectandra hihua* e *N. cuspidata* (Tab. 1), destacando as diferenças na longevidade de tal grupo em relação às climácicas, como destacado por Manokaran & Kochummen (1987). De acordo com Swaine & Whitmore (1988), espécies pioneiras investem mais energia em reprodução e crescimento rápido do que em habilidade competitiva, fato que pode resultar em oscilações de suas abundâncias relativas ao longo do tempo, como constatado no presente estudo.

Analisando a relação entre as taxas de mortalidade e de recrutamento das espécies que apresentaram mais de 20 indivíduos em ambos os inventários, foi possível verificar que as maiores diferenças proporcionais a favor da mortalidade ocorreram para as árvores *Mabea fistulifera*, *Amaioua guianensis*, *Tetragastris altissima* e *Brosimum rubescens*, enquanto a maior diferença a favor do recrutamento foi registrada para a liana *Heteropterys eglandulosa* (Tab. 3). As outras espécies avaliadas não apresentaram desbalanceamento entre as taxas de mortalidade e recrutamento, ou a diferença foi pequena (Tab. 3). Na floresta monodominante adjacente, em período anterior (1996 a 2004), o desbalanceamento a favor da mortalidade foi mais evidente em *A. guianensis*, *B. rubescens* e *H. eglandulosa*, enquanto *Protium pilosissimum* foi a espécie com maior recrutamento em relação à mortalidade. *Cheiloclinium cognatum* e *T. altissima* não apresentaram grande desbalanceamento entre mortalidade e recrutamento (Marimon 2005). Neste caso, o fato das duas comunidades adjacentes se encontrarem em diferentes fases do ciclo florestal é uma explicação possível para as diferenças na relação mortalidade/recrutamento das espécies. Além disso, na floresta monodominante a competição interespecífica entre a espécie dominante (*B. rubescens*) e as demais pode alterar o padrão de mortalidade e de recrutamento da maioria das espécies, resultando em diferenças na relação mortalidade/recrutamento quando comparada com florestas heterogêneas.

Com exceção de *Heteropterys eglandulosa*, que apresentou mudanças positivas no período, e de *Mouriri apiranga* e *Chaetocarpus echinocarpus*, que mantiveram suas taxas de mortalidade e de recrutamento balanceadas (Tab. 3), as espécies mais abundantes da floresta estudada apresentaram mudanças populacionais negativas, sendo um indicativo de instabilidade, pois o efeito líquido dessa diferença será uma clara mudança na composição das espécies da floresta a médio e/ou longo prazo, como destacou Marimon (2005), caso esse processo seja mantido. Estudos de longo prazo permitirão avaliar não apenas a dinâmica das espécies de maior importância ecológica nesta floresta e o papel das lianas no processo, mas também

se *Brosimum rubescens*, que é dominante na floresta adjacente, também se tornará dominante na floresta estudada.

Incremento periódico anual (IPA)

O IPA da comunidade, considerando todos os indivíduos vivos de todas as espécies no período de cinco anos, foi de 0,15 cm.ano⁻¹ (Tab. 2). Este valor foi semelhante aos registrados por Marimon (2005) e por Pinto (2002) em florestas monodominante (0,17 cm.ano⁻¹) e de vale (0,21 cm.ano⁻¹), respectivamente, no estado de Mato Grosso (Tab. 2). O IPA da comunidade apresentou correlação positiva com as classes de diâmetro ($r = 0,714$; $p = 0,0465$), ou seja, foi maior nas classes de maiores diâmetros, corroborando o padrão de crescimento descrito por Swaine *et al.* (1987b) em florestas tropicais úmidas, onde as árvores das maiores classes de diâmetro tendem a apresentar maior crescimento em relação às de menor porte. Hubbell *et al.* (1999) destacaram que este padrão de crescimento pode ser atribuído ao fato das árvores de grande porte ocuparem o dossel superior da floresta, tendo mais luz disponível e apresentando maior eficiência fotossintética em relação aos indivíduos de menor porte. Além disso, o sistema radicular das árvores de grande porte muitas vezes as torna capazes de acessar reservas profundas de água do solo que as árvores menores podem não alcançar.

As espécies de maior densidade ($N > 20$) apresentaram valores de IPA que variaram entre 0,033 a 0,165 cm.ano⁻¹ (Tab. 3). Marimon (2005) registrou valores de IPA semelhantes para as mesmas espécies em uma floresta monodominante adjacente, entre os anos de 1996 e 2004, indicando que tais espécies não apresentaram grandes variações no IPA entre as duas florestas, apesar das evidentes diferenças florísticas e estruturais entre elas (Marimon 2005). A evidente variação nos valores do IPA entre espécies do mesmo grupo funcional quanto à tolerância à sombra, como *Amaioua guianensis* (0,03 cm.ano⁻¹) e *Brosimum rubescens* (0,13 cm.ano⁻¹), ambas climáticas exigentes de luz e *Tetragastris altissima* (0,14 cm.ano⁻¹) e *Cheilochlinium cognatum* (0,07 cm.ano⁻¹), climáticas tolerantes à sombra (Mews 2010) (Tab. 3) contrariou, pelo menos no período de estudo, o padrão geral de crescimento descrito por Whitmore (1990) e esperado para plantas de mesmos grupos ecológicos. Neste caso, de acordo com Marimon (2005), a peculiar taxa de crescimento de uma espécie, independentemente do grupo ecológico a que pertença, pode estar relacionada à capacidade de cada indivíduo em responder às condições ambientais a que está sujeito (e.g. disponibilidade de luz e de água e interações competitivas), ou ainda à sua genética.

A análise da dinâmica apontou *Heteropterys glandulosa*, *Mouriri apiranga* e *Chaetocarpus echinocarpus* como espécies de reduzida mortalidade, recrutamento satisfatório e crescimento relativamente elevado. Neste caso, estas poderão ser utilizadas em estudos mais detalhados visando identificar espécies potenciais a serem empregadas em iniciativas de restauração e manejo das florestas

estacionais da região. *Tetragastris altissima* e *Cheilochlinium cognatum* também apresentaram crescimento relativamente elevado no período, no entanto, apresentaram expressiva mortalidade em relação ao recrutamento, indicando que mais estudos com suas populações são necessários antes de recomendações de uso destas espécies para estratégias de manejo e recuperação florestal.

Tempo de meia vida, tempo de duplicação, estabilidade e reposição

No trecho de floresta estudado, o tempo de meia vida (17,32 anos) foi menor que o tempo de duplicação (29,92 anos, Tab. 2), ao contrário do padrão observado por Oliveira-Filho *et al.* (1997), Paiva *et al.* (2007) e Silva & Araújo (2009) em florestas semidecíduais de Minas Gerais (Tab. 2), cujos valores apresentaram-se equilibrados. Tal desequilíbrio pode ser atribuído, neste caso, ao desbalanceamento entre as taxas de mortalidade e recrutamento da floresta estudada, apontando ser esta uma floresta menos estável, pelo menos no período de estudo, que as outras florestas comparadas. De acordo com Korning & Balslev (1994), uma floresta com taxas de mortalidade, recrutamento, tempos de meia vida e de duplicação equilibrados está em estado silvigênico de equilíbrio, o que não ocorreu na floresta estudada entre os anos de 2003 e 2008.

O tempo de reposição da comunidade, considerando o número de indivíduos e a área basal, indicou que a floresta estudada apresenta menor dinamismo que as amostradas por Oliveira-Filho *et al.* (1997), Paiva *et al.* (2007) e Silva & Araújo (2009) no estado de Minas Gerais (Tab. 2), o que provavelmente está relacionado ao desequilíbrio entre as taxas de mortalidade e de recrutamento, perda e ganho de área basal. Todavia, é importante salientar que as taxas de mortalidade e recrutamento podem variar entre diferentes períodos de observação de uma mesma floresta, que pode se encontrar em diferentes estádios do ciclo rítmico florestal em diferentes momentos de inventário. A taxa de reposição (ou de rotatividade) pode ser influenciada pelos distúrbios naturais que ocorrem na floresta, como a formação de clareiras em função da queda parcial ou total de grandes árvores, como verificado por Pinto & Hay (2005), o que também pode ser o caso da floresta estudada. Além disso, o aumento na densidade e área basal das lianas, conforme discutido anteriormente, também pode estar influenciando na rotatividade desta floresta.

Os padrões de dinâmica da comunidade e de algumas espécies lenhosas da Floresta Estacional Semidecidual estudada sugerem que mudanças estão ocorrendo na estrutura da comunidade, caracterizadas principalmente pela substituição de algumas espécies e pela retração da densidade de indivíduos e da biomassa das árvores. Esta condição pode estar relacionada à interferência das lianas na estrutura da comunidade e/ou então a uma fase de início de reconstrução do ciclo silvigênico da floresta, sendo que em inventários posteriores um padrão oposto poderá ser observado, como já mencionado por Felfili

(1995a; 1995b). Nesse sentido, para uma interpretação mais precisa dos processos que determinam a dinâmica florestal, destaca-se a importância da continuidade do monitoramento da floresta por longos períodos, com intervalos regulares entre as medições, como sugeriram Pinto & Hay (2005).

A Floresta Estacional Semidecidual estudada apresenta, de forma geral, padrão de dinâmica estrutural semelhante às florestas comparadas (Tab. 2). Todavia, sugere-se que algumas diferenças registradas, especialmente na perda em área basal e de indivíduos arbóreos, podem estar relacionadas ao aumento na densidade e área basal das lianas na floresta estudada. Além disso, algumas diferenças podem estar associadas à particular fase de desenvolvimento de cada comunidade comparada, visto que vários dos autores citados mencionaram flutuações cíclicas como uma possível explicação para o padrão de dinâmica temporal.

Agradecimentos

Ao Sr. Jairo Machado por autorizar a realização deste estudo na Fazenda Vera Cruz. Ao professor Dr. Eddie Lenza de Oliveira pela leitura crítica do manuscrito. Aos biólogos Edmar A. de Oliveira, Leandro Maracahipes, Pábio H. Porto e Claudinei O. dos Santos pela valiosa ajuda nos trabalhos de campo. Ao CNPq (Projeto PELD - Transição Cerrado-Floresta Amazônica: bases ecológicas e sócio-ambientais para a conservação, Proc. N° 558069/2009-6) pelo apoio financeiro. À CAPES pela concessão da bolsa de estudos aos autores H.A. Mews e D.V. Silvério.

Referências bibliográficas

- Alencar, A.; Nepstad, D.; McGrath, D.; Moutinho, P.; Pacheco, P.; Diaz, M.C.V. & Soares Filho, B. 2004. **Desmatamento na Amazônia: indo além da "emergência crônica"**. Belém, Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia-IPAM.
- Appolinário, V.; Oliveira-Filho, A.T. & Guilherme, F.A.G. 2005. Tree population and community dynamics in a Brazilian tropical semideciduous Forest. **Revista Brasileira de Botânica** 28(2): 347-360.
- Aquino, F.G.; Walter, B.M.T. & Ribeiro, J.F. 2007. Dinâmica de populações de espécies lenhosas de Cerrado, Balsas, Maranhão. **Revista Árvore** 31(5): 793-803.
- Arce, J.E.; Felfili, 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 Ingeniería forestal**. Congresso Forestal Latinoamericano, 2000. Tomo III.
- Ayres, M.; Ayres Jr. M.; Ayres, D.L. & Santos, A.A.S. 2007 **BioEstat 5.0: Aplicações estatísticas na área das ciências bio-médicas**. Belém, Sociedade Civil de Mamirauá.
- Balch, J.K.; Nepstad, D.C.; Brando, P.M.; Curran, L.M.; Portela, O.; Carvalho Jr., O. & Lefebvre, P. 2008. Negative fire feedback in a transitional forest of southeastern Amazonia. **Global Changes Biology** 14: 1-12.
- Bonini, E.E. & Bonini, S.E. 1972. **Estatística teórica e exercícios**. São Paulo, Editora Loyola.
- Braga, F.M.S. & Rezende, A.V. 2007. Dinâmica da vegetação arbórea da mata de galeria do Catetinho, Brasília-DF. **Cerne** 13(2): 138-148.
- Condon, M.A.; Sasek, T.W. & Strain, B.R. 1992. Allocation patterns in two tropical vines in response to increased atmospheric CO₂. **Functional Ecology** 6: 680-685.
- 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.
- 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.
- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - Embrapa. 2006. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Rio de Janeiro, Centro Nacional de Pesquisa de Solos.
- Encinas, J.M.I.; Silva, G.F. & Pinto, J.R.R. 2005. Idade e crescimento das árvores. **Comunicações Técnicas Florestais da UNB** 7(1): 1-40.
- Fearnside, P.M. 2005. Desmatamento na Amazônia brasileira: histórias, índices e conseqüências. **Megadiversidade** 1(1): 113-123.
- Felfili, J.M. 1995a. Growth, recruitment and mortality in the Gama gallery Forest in Central Brazil over six-year period (1985-1991). **Journal of Tropical Ecology** 11: 67-83.
- Felfili, J.M. 1995b. Diversity, structure and dynamic of gallery Forest in Central Brazil. **Vegetatio** 117: 1-15.
- Felfili, J.M.; Carvalho, F.A. & Haidar, R.F. 2005. **Manual para o monitoramento de parcelas permanentes nos biomas Cerrado e Pantanal**. Brasília, Universidade de Brasília.
- Felfili, J.M., Silva-Júnior, M.C. & Nogueira, P. E. 1998. Levantamento da vegetação arbórea na região de Nova Xavantina, MT. **Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer** 3: 63-81.
- 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. **Lista de Espécies da Flora do Brasil**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2010/>. (Acesso em 19/09/2010).
- Gentry, A.H. 1995. Diversity and floristic composition of neotropical dry forests. Pp. 81-97. In: Bullock, H.; Mooney, H.A & Medina, E. (Eds.). **Seasonally Dry Tropical Forests**. Cambridge, Cambridge University Press.
- Granados, J. & Körner, C. 2002. In deep shade, elevated CO₂ increases the vigor of tropical climbing plants. **Global Change Biology** 8(11): 1109-1117.
- Higuchi, P.; Oliveira-Filho, A.T.; Silva, A.C.; Machado, E.L.M.; Santos, R.M. & Pifano, D.S. 2008. Dinâmica da comunidade arbórea em um fragmento de floresta estacional semidecidual montana em Lavras, Minas Gerais, em diferentes classes de solos. **Revista Árvore** 32: 417-426.
- Hubbell, S.P.; Foster, R.B.; O'Brien, S.T.; Harms, K.E.; Condit, R.; Wechsler, B.; Wright, S. & Lao, S.L. 1999. Light-gap disturbances, recruitment limitation, and tree diversity in a Neotropical Forest. **Science** 283: 554-557.
- 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** 184: 239-250.
- Ivanauskas, N.M.; Monteiro, R. & Rodrigues, R.R. 2004a. Estrutura de um trecho de floresta amazônica na bacia do alto rio Xingu. **Acta Amazonica** 34(2): 281-305.
- Ivanauskas, N.M.; Monteiro, R. & Rodrigues, R.R. 2004b. Composição florística de trechos florestais na borda sul-amazônica. **Acta Amazonica** 34(3): 399-413.
- Ivanauskas, N.M.; Monteiro, R. & Rodrigues, R.R. 2008. Classificação fitogeográfica das florestas do Alto Rio Xingu. **Acta Amazonica** 38(3): 387-402.
- Körning, J. & Balslev, H. 1994. Growth rates and mortality patterns of tropical lowland tree species and the relation to forest structure in Amazonian Ecuador. **Journal of Tropical Ecology** 10: 151-166.
- Lewis, S.L.; Brando, P.M.; Phillips, O.L.; van der Heijden, G.M.F. & Nepstad, D. 2011. The 2010 Amazon Drought. **Science** 331: 554-554.
- Lieberman, D.; Lieberman, M.; Peralta, R. & Hartshorn, S. 1985. Mortality patterns and stand turnover rates in a wet tropical forest in Costa Rica. **Journal of Ecology** 73: 915-924.

- Lopes, S.F. & Schiavini, I. 2007. Dinâmica da comunidade arbórea de mata de galeria da Estação Ecológica do Panga, Minas Gerais, Brasil. **Acta Botanica Brasílica** 21(2): 249-261.
- 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 Brasílica** 24(1): 250-261.
- Manokaran, N. & Kochummen, K.M. 1987. Recruitment, growth and mortality of tree species in a lowland dipterocarp forest in Peninsular Malaysia. **Journal of Tropical Ecology** 3: 315-330.
- Marimon, B.S. 2005. **Dinâmica de uma floresta monodominante de *Brosimum rubescens* Taub. e comparação com uma floresta mista em Nova Xavantina-MT.**, Tese de Doutorado. Universidade de Brasília, Departamento de Ecologia, Programa de Pós-graduação em Ecologia. Brasília
- Marimon, B.S. & Felfili, J.M. 2006. Chuva de sementes em uma floresta monodominante de *Brosimum rubescens* Taub. e em uma floresta mista adjacente no Vale do Araguaia, MT, Brasil. **Acta Botanica Brasílica** 20(2): 423-432.
- Marimon, B.S., Felfili, J.M. & Haridasan, M. 2001. Studies in monodominant forests in eastern Mato Grosso, Brazil: I. A forest of *Brosimum rubescens* Taub. **Edinburgh Journal of Botany** 58(1): 123-137.
- Marimon, B.S.; Lima, E.S.; Duarte, T.G.; Chieriegatto, L.C. & Ratter, J.A. 2006. Observations on the vegetation of northeastern Mato Grosso, Brazil. IV. An analysis of the Cerrado-Amazonian Forest ecotone. **Edinburgh Journal of Botany** 63(2/3): 323-341.
- Mews, H.A. 2010. **Dinâmica da comunidade lenhosa de uma floresta estacional semidecidual na transição Cerrado-Floresta Amazônica, leste de Mato Grosso, Brasil.** Dissertação de Mestrado. Universidade do Estado de Mato Grosso, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação. Nova Xavantina.
- 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** 11(1): <http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/pt/abstract?article+bn01111012011>.
- Murphy, P.G. & Lugo, E.A. 1986. Ecology of tropical dry forests. **Annual review of Ecology & Systematics** 17: 67-88.
- Nogueira, E.M.; Nelson, B.W.; Fearnside, P.M.; França, M.B. & Oliveira, C.A. 2008. Tree height in Brazil's 'arc of deforestation': Shorter trees in south and southwest Amazonia imply lower biomass. **Forest Ecology and Management** 255: 2963-2972.
- Oliveira-Filho, A.T. & Ratter, J.A. 2002. Vegetation physiognomies and Wood flora of the cerrado biome. Pp. 91-120. In: Oliveira, P.S. & Marquis, R.J. (Eds.). **The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna.** New York, Columbia University Press.
- Oliveira-Filho, A.T.; Mello, J.M. & Scolforo, J.R. 1997. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in south-eastern Brazil over a five-year period (1987-1992). **Plant Ecology** 131: 45-66.
- Oliveira-Filho, A.T.; Jarenkow, J.A. & Rodal, M.J.N. 2006. Floristic relationships of seasonally dry forests of eastern south America based on tree distribution patterns. Pp. 159-192. In: Pennington, R.T.; Lewis, G.P. & Ratter, J.A. (Eds.). **Neotropical savannas and seasonally dry forests: plant diversity, biogeography and conservation.** Edinburgh, CRS Press.
- Oliveira-Filho, A.T.; Carvalho, W.A.C.; Machado, E.L.M.; Higuchi, P. Appolinário, V.; Castro, G.; Silva, A.C.; Santos, R.M.; Borges, L.F.; Corrêa, B.S. & Alves, J.M. 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.
- Phillips, O.L.; Martínez, R.V.; Arroyo, L.; Baker, T.R.; Killeen, T.; Lewis, S.L.; Malhi, Y.; Mendoza, A.M.; Neill, D.; Vargas, P.N.; Alexiades, M.; Cerón, C.; Di Fiore, D.; Erwin, T.; Jardim, A.; Palacios, W.; Saldias, M. & Vicenti, B. 2002. Increasing dominance of large lianas in Amazonian forests. **Nature** 418: 770-774.
- Paiva, L.V.; Araújo, G.M. & Pedroni, F. 2007. Structure and dynamics of a woody plant community of a tropical semi-deciduous seasonal forest in the "Estação Ecológica do Panga", municipality of Uberlândia, Minas Gerais, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica** 30(3): 365-373.
- Pennington, R.T.; Prado, D.E. & Pendry, C.A. 2000. Neotropical seasonally dry forests and quaternary vegetation changes. **Journal of Biogeography** 27(2): 261-273.
- Phillips, O. L. & Gentry, A. H. 1994. Increasing turnover through time in tropical forests. **Science** 263(5149): 954-958.
- Phillips, O.L.; Vasquez-Martinez, R.; Arroyo, L.; Baker, T.R.; Killeen, T.; Lewis, S.L.; Malhi, Y.; Mendoza, A.M.; Neill, D.; Nunez Vargas, P.; Alexiades, M.; Ceron, C.; Di Fiore, A.; Erwin, T.; Jardim, A.; Palacios, W.; Saldias, M. & Vinceti, B. 2002. Increasing dominance of large lianas in Amazonian forests. **Nature** 418: 770-774.
- 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, Departamento de Ecologia, Programa de Pós-graduação em Ecologia. 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(3): 523-539.
- Poveda, G.; Jaramillo, A.; Gil, M. M.; Quiceno, N. & Mantilla, R. I. 2001. Seasonality in ENSO-related precipitation, river discharges, soil moisture, and vegetation index in Colombia. **Water Resources Research** 37(8): 2169-2178.
- Prado, D.E. & Gibbs, P.E. 1993. Patterns of species distributions in the dry seasonal forests of South America. **Annals of Missouri Botanical Garden** 80: 902-927.
- Ratter, J.A.; Richards, P.W.; Argent, G. & Gifford, D.R. 1973. Observations on the vegetation of the northeastern Mato Grosso. I. The Woody vegetation types of the Xavantina-Cachimbo Expedition area. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London** 266: 449-492.
- Richards, P.W. 1996. **The tropical rainforests.** Cambridge, Cambridge University Press.
- 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.
- Schiavini, I.; Resende, J. C. F. & Aquino, F. G. 2001. Dinâmica de populações de espécies arbóreas em Mata de Galeria e Mata Mesófila na margem do Ribeirão Panga, MG. Pp. 267-299. In: Ribeiro, J.F.; Fonseca, C.E.L. & Sousa Silva, J.C. (Eds.). **Cerrado: caracterização e recuperação de Matas de Galeria.** Planaltina, EMBRAPA Cerrados.
- Schnitzer, S. A. & Bongers, F. 2002. The ecology of lianas and their role in forests. **Trends in Ecology & Evolution** 17: 223-230.
- Silva, C.J.; Sanches, L.; Bleich, M.E.; Lobo, F.A. & Nogueira, J.S. 2007. Produção de serrapilheira no Cerrado e Floresta de Transição Amazônia-Cerrado do Centro-Oeste Brasileiro. **Acta Amazonica** 37(4): 543-548.
- Silva, F.A.M.; Assad, E.D. & Evangelista, B.A. 2008. Caracterização Climática do Bioma Cerrado. Pp. 69-88. In: Sano, S.M.; Almeida, S.P. & Ribeiro, J.F. (Eds.). **Cerrado: ecologia e flora.** Brasília, Embrapa Informação Tecnológica.
- Silva, M.R. & Araújo, G.M. 2009. Dinâmica da comunidade arbórea de uma floresta semidecidual em Uberlândia, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasílica** 23(1): 49-56.
- Sheil, D.; Burslem, D.F.R.P. & Alder, D. 1995. The interpretation and misinterpretation of mortality rate measures. **Journal of Ecology** 83: 331-333.
- Sheil, D.; Jennings, S. & Savill, P. 2000. Long-term permanent plot observations of vegetation dynamics in Budongo, a Ugandan rain forest. **Journal of Tropical Ecology** 16: 765-800.
- Swaine, M.D. & Lieberman, D. 1987. Note on the calculation of mortality rates. **Journal of Tropical Ecology** 3: ii-iii.
- Swaine, M.D.; Lieberman, D. & Putz, F.E. 1987a. The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. **Journal of Tropical Ecology** 3: 359-366.
- Swaine, M.D.; Hall, J.B. & Alexander, I.J. 1987b. Tree populations dynamics of Kade, Ghana (1968-1982). **Journal of Tropical Ecology** 3: 331-345.
- Swaine, M.D. & Whitmore, T.C. 1988. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. **Vegetatio** 75: 81-86.
- Teixeira, L.M.; Chambers, J.Q.; Silva, A.R.; Lima, A.J.N.; Carneiro, V.M.C.; Santos, J. & Higuchi, N. 2007. Projeção da dinâmica da floresta natural

- de Terra-firme, região de Manaus-AM, com o uso da cadeia de transição probabilística de Markov. *Acta Amazonica* 37(3): 377-384.
- Veloso, H.P.; Rangel-Filho, A.L.R. & Lima, J.C.A. 2001. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro, IBGE.
- Werneck, M.S.; Franceschinelli, E.V. & Tameirão-Neto, E. 2000. Mudanças na florística e estrutura de uma floresta decídua durante um período de quatro anos (1994-1998), na região do Triângulo Mineiro, MG. *Revista Brasileira de Botânica* 23(4): 401-413.
- Whitmore, T.C. 1990. Tropical Rain Forest dynamics and its implications for management. Pp. 67-89. In: Gonespampa, A.; Whitmore, T.C.; Hadley, M. (Eds.). **Rain forest regeneration and management**. Paris, UNESCO and The Part Ee non Publishing Group.
- Wright, S.J.; Calderón, O.; Hernandez, A. & Paton, S. 2004. Are lianas increasing in importance in tropical forests? A 17-year record from Panama. *Ecology* 85(2): 484-489.
- Zar, J.H. 1999. **Biostatistical Analysis**. New Jersey. Prentice Hall.