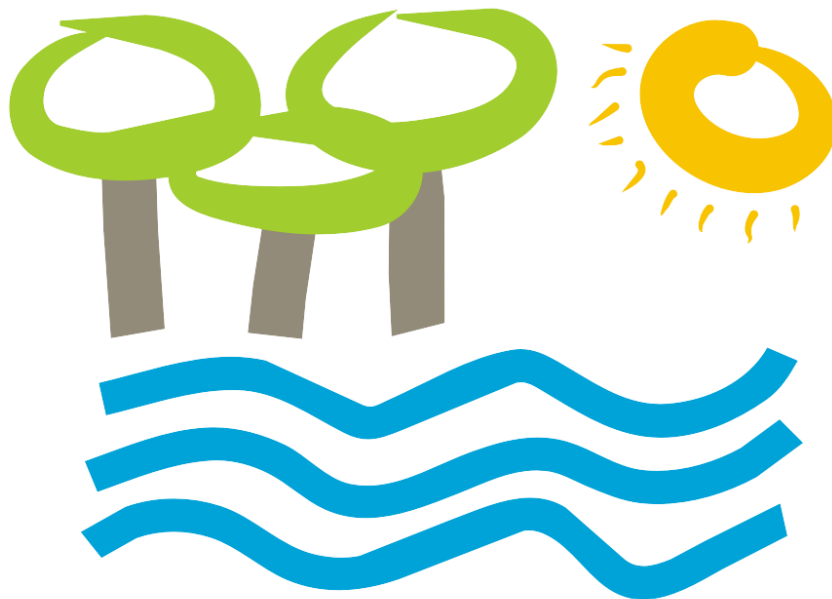


CLAUDINEI OLIVEIRA DOS SANTOS

**DINÂMICA DO COMPONENTE ARBÓREO E REGENERANTE
DE PLANTAS LENHOSAS EM UMA FLORESTA
MONODOMINANTE (*BROSIMUM RUBESCENS* TAUB.) E UMA
FLORESTA MISTA ADJACENTE, NO SUL DA AMAZÔNIA,
BRASIL**



Ecologia e Conservação
PROGRAMA DE MESTRADO - UNEMAT

NOVA XAVANTINA-MT
JULHO DE 2012

**DINÂMICA DO COMPONENTE ARBÓREO E REGENERANTE
DE PLANTAS LENHOSAS EM UMA FLORESTA
MONODOMINANTE (*BROSIMUM RUBESCENS* TAUB.) E UMA
FLORESTA MISTA ADJACENTE, NO SUL DA AMAZÔNIA,
BRASIL**

CLAUDINEI OLIVEIRA DOS SANTOS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

Orientadora: Dra. Beatriz Schwantes Marimon

**NOVA XAVANTINA-MT
JULHO DE 2012**

*Aos meus pais, Ana e Ermesino,
e a minha esposa Rosimeire,
dedico.*

Agradecimentos

Agradeço aos meus pais Ermesino e Ana pelo modo como me educaram, pela estrutura familiar em que cresci, e pelo incentivo aos estudos. Aos meus irmãos Rosana, Lindomar, Lucivania, Adevanio, Roseni, José Antônio, Ivaneila, Josias e Célio que cada um ao seu modo, contribuiu para que eu alcançasse esta formação.

À minha esposa Rose, pelo carinho, compreensão e pela paciência em cuidar do nosso Gabriel Heitor, muitas vezes sozinha, enquanto eu estudava ou estava em alguma viagem em função dos estudos.

À minha orientadora, professora Beatriz (Bia) pela orientação não só no mestrado, mas durante todo o período que estive no Laboratório de Ecologia Vegetal. Agradeço também pelas correções no trabalho, pela amizade, pelas cobranças necessárias e acima de tudo pela confiança.

A CAPES pelo apoio financeiro, por meio da concessão de bolsa de estudo, e a CAPES e CNPQ pelo suporte financeiro em trabalho de campo. Ao Laboratório de Ecologia Vegetal pelo apoio nos trabalhos de campo, por meio do empréstimo de equipamentos.

Agradeço à todos os amigos do Laboratório de Ecologia Vegetal NX, Paulo Morandi, Divino, Oriales, Leandro, Edmar, Henrique Simone, Pábio, Giovana, Bianca, Letícia, Mariângela, Mônica, Rose, Fernando, Eder e Nadjarriny pela amizade, parceria e companheirismo nas atividades. Aos professores do Laboratório Bia, Ben Hur e Eddie, pela liderança e ensinamentos e acima de tudo, pela amizade.

A todos que ajudaram no trabalho de campo, sem tal ajuda este trabalho não seria possível!

E a todos os amigos que tive o prazer de conhecer e com quem pude conviver durante este curso, fica o meu “muito obrigado”!

Sumário

RESUMO	VII
ABSTRACT.....	VIII
FORMATAÇÃO	IX
INTRODUÇÃO GERAL	1
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	4
MUDANÇAS DE LONGO PRAZO NA REGENERAÇÃO DE PLANTAS LENHOSAS EM UMA FLORESTA MONODOMINANTE (<i>BROSIMUM RUBESCENS</i> TAUB.) NO SUL DA AMAZÔNIA, BRASIL	7
RESUMO	7
ABSTRACT.....	8
INTRODUÇÃO.....	9
MATERIAL E MÉTODOS	11
Área de estudo	11
Amostragem da regeneração	11
Análises	12
RESULTADOS.....	13
Mudanças na riqueza e diversidade de espécies da floresta monodominante	13
Comparação entre a riqueza e a diversidade de espécies das florestas monodominante e mista	13
Mudanças na estrutura da regeneração da floresta monodominante	14
Comparação entre a estrutura da regeneração das florestas monodominante e mista.....	17
Densidade de lianas nas florestas monodominante e mista	18
DISCUSSÃO.....	19
Mudanças na riqueza e diversidade de espécies da floresta monodominante	19
Comparação entre riqueza e diversidade de espécies das florestas monodominante e mista.....	20
Mudanças na estrutura da regeneração da floresta monodominante	20
Comparação entre a estrutura da regeneração das florestas monodominante e mista.....	22
Densidade de lianas nas florestas monodominante e mista	23

CONCLUSÃO	24
AGRADECIMENTOS	25
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	25
INFORMAÇÕES SUPLEMENTARES	31
MUDANÇAS NA FLORÍSTICA E ESTRUTURA DA COMUNIDADE LENHOSA EM UMA FLORESTA MONODOMINANTE DE <i>BROSIMUM RUBESCENS</i> TAUB. AO LONGO DE 15 ANOS (1996 A 2011), NO LESTE DE MATO GROSSO, BRASIL.....	34
RESUMO	34
ABSTRACT.....	35
INTRODUÇÃO.....	36
MATERIAL E MÉTODOS	38
Mudanças na riqueza, diversidade e equabilidade de espécies	39
Mudanças na estrutura das populações e da comunidade no período estudado	42
DISCUSSÃO.....	47
Mudanças na riqueza, diversidade e equabilidade de espécies	47
Mudanças na estrutura das populações e da comunidade no período estudado	49
CONCLUSÃO	50
AGRADECIMENTOS	51
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	51
APÊNDICES	56

Resumo

A compreensão das mudanças temporais na composição florística e estrutura de florestas tropicais monodominantes é limitada pela falta de estudos de longo prazo que avaliem essas mudanças temporais em indivíduos jovens e adultos da comunidade lenhosa. Nesse sentido no presente estudo avaliou-se as mudanças temporais na composição florística e a dinâmica da regeneração lenhosa de uma floresta monodominante de *B. rubescens* na zona de transição Cerrado-Floresta Amazônica em um período de 14 anos (1997 a 2010). Além disso, a estrutura e diversidade da regeneração natural da floresta monodominante e de uma floresta mista adjacente foram comparadas em 2010. E avaliou-se também as alterações na composição florística, diversidade e estrutura dos indivíduos arbóreos adultos ($DAP \geq 10$ cm) da floresta monodominante em um período de 15 anos (1996 a 2011). A regeneração de árvores e lianas foi medida, os indivíduos identificados, e o nível de cobertura de dossel medido em três censos (1997, 2002 e 2010) na floresta monodominante, e um censo na floresta mista (2010), em 30 parcelas por floresta, sendo: parcelas de 1×1 m (plântulas <30 cm altura), 2×2 m (plântulas desenvolvidas >30 a <60 cm), 5×5 m (arvoretas jovens >60 a <200 cm) e 10×10 m (arvoretas >200 cm e diâmetro < 5 cm). E para amostragem dos indivíduos adultos, em julho de 1996 foram estabelecidas 60 parcelas contíguas e permanentes de 10 x10 m em uma área de 40 por 150 m. No período de 1996 a 2011, nessas parcelas, os indivíduos arbóreos ($DAP \geq 10$ cm) foram identificados e tiveram seus diâmetros medidos em seis levantamentos (1996, 2001, 2004, 2008, 2010 e 2011). Ao longo de 14 anos, a densidade da regeneração de *B. rubescens* declinou 77%, enquanto todas as outras espécies juntas sofreram declínio de apenas 26% na floresta monodominante. A densidade de indivíduos regenerantes de lianas aumentou mais do que 30 vezes na floresta monodominante. A estrutura da regeneração natural nas duas florestas apresentou padrão similar, entretanto a floresta mista apresentou maior riqueza e diversidade de espécies. Entre 1996 e 2011 houve mudanças significativas no dossel da floresta monodominante, sendo observada forte redução na riqueza de espécies (1996 = 25 sp e 2011 = 13 sp), e redução significativa na diversidade (teste t de Hutcheson, $P < 0.05$). Além disso, a comunidade apresentou baixa uniformidade, sendo que em todos os levantamentos mais de 60% dos indivíduos e cerca de 80% da área basal pertenceram a espécie monodominante, e as quatro espécies mais abundantes representaram mais de 90 % dos indivíduos e da área basal em todas as amostragens. Com base nesses resultados, conclui-se que a monodominância ao longo do tempo nesta floresta parece estar ameaçada pelo elevado declínio na regeneração da espécie monodominante, rápido aumento na densidade de lianas e pela redução na riqueza e diversidade e espécies.

Palavras-chaves: Monodominância, dinâmica de regeneração, plântulas, Lianas, estrutura, composição florística, *Brosimum rubescens*, eventos de seca.

Abstract

The knowledge with respect to temporal changes in the floristic composition and structure of monodominant tropical forests is limited due to the lack of long-term studies assessing these temporal changes in young and adult individuals of the woody community. Therefore, in the present study it was evaluated the temporal changes in the floristic composition and dynamics of the woody regeneration of a *B. rubescens* monodominant forest in the Cerrado-Amazon Forest transition zone through a 14-year period (1997 to 2010). Moreover, the structure and diversity of the natural regeneration of the monodominant forest and of an adjacent mixed forest were compared in 2010. It was also assessed the changes in the floristic composition, diversity and structure of the adult woody individuals (DAP \geq 10 cm) of the monodominant forest for a period of 15 years (1996 to 2011). The regeneration of trees and lianas was measured, the individuals were identified, and the level of canopy cover was measured in three surveys (1997, 2002 and 2010) in the monodominant forest, and in one in the mixed forest (2010), in 30 plots per forest, where: 1×1 m plots (seedlings <30 cm), 2×2 m (developed seedlings >30 to <60 cm), 5×5 m (young treelets >60 to <200 cm) and 10×10 m (treelets >200 cm and diameter < 5 cm). In July 1996, for adult individuals' sampling, it was established 60 contiguous permanent plots of 10 x10 m within an area of 40 x 150 m. From 1996 to 2011, within these plots, the woody individuals (DAP \geq 10 cm) were identified and their diameters were measured in six surveys (1996, 2001, 2004, 2008, 2010 and 2011). Throughout 14 years, *B. rubescens* regeneration density decreased 77%, while the other species altogether decreased only 26% in the monodominant forest. The density of regenerating liana individuals rose more than 30 times in the monodominant forest. The structure of the natural regeneration in both forests presented similar pattern; however, the mixed forest presented higher richness and diversity of species. Between 1996 and 2011 there were significant changes in the monodominant forest canopy, whereas it was observed strong reduction in the species richness (1996 = 25 sp and 2011 = 13 sp), and significant reduction in the diversity (Hutcheson's t test, $P < 0.05$). Moreover, the community presented low uniformity, whereas in all the surveys over 60% of the individuals and nearly 80% of the basal area regarded the monodominant species, and the four most abundant species represented more than 90% of the individuals and of the basal area in all the samplings. Based on these results, it may be concluded that monodominance throughout time in this forest seems to be threatened by the high decrease of the monodominant species regeneration, fast rise in the density of lianas and by the reduction of species richness and diversity.

Keywords: Monodominance, regeneration dynamics, Seedlings, Lianas, structure, floristic composition, *Brosimum rubescens*, drought.

Formatação

A presente dissertação está dividida em dois artigos científicos. O primeiro trata de uma análise da estrutura, densidade, riqueza e diversidade de espécies da regeneração natural em uma floresta monodominante de *Brosimum rubescens*, na zona de transição Cerrado-Floresta Amazônica, durante um período de 14 anos (1997 a 2010). Além disso, neste artigo foi avaliado se ocorrem diferenças na estrutura, riqueza e diversidade de espécies lenhosas regenerantes entre esta floresta e uma floresta mista adjacente.

O segundo capítulo visa analisar as mudanças ocorridas na composição florística, riqueza, diversidade e estrutura da comunidade lenhosa de uma floresta monodominante de *B. rubescens* na zona de transição Cerrado-Floresta Amazônica, em um período de 15 anos (1996 a 2011). Além disso, buscou-se também avaliar as mudanças estruturais nas principais populações no período estudado. Foram consideradas como espécies principais todas aquelas que atingiram mais que 20 indivíduos em todos os levantamentos.

Introdução geral

Regiões tropicais são reconhecidas como centros globais de riqueza e diversidade de espécies, por abrigar as comunidades florestais mais ricas e diversas do planeta (Gentry 1982; Whitmore 1984; Connell et al. 1984; Hart et al. 1989; Richards 1996). Estudos relataram que um hectare de floresta tropical pode apresentar riqueza de espécies arbóreas (≥ 10 cm de diâmetro) até 15 vezes maior que uma área equivalente em floresta temperada (Gentry 1988; Condit et al. 1996; Torti et al. 2001) e essa elevada riqueza e diversidade são interpretadas como padrão em florestas tropicais. A partir da década de 50, estudos conduzidos em florestas tropicais têm reportado a ocorrência de florestas com baixa e inesperada diversidade de espécies, e nas quais 60 a 100% da densidade de indivíduos, cobertura de copa ou biomassa total pertence a uma única espécie, por isso conhecidas por florestas tropicais monodominantes (Connell e Lowman 1989; Hart et al. 1989; Hart 1990; Nascimento et al. 1997; Read et al. 2000; Marimon et al. 2001a, 2001b; Torti et al. 2001; Peh et al. 2011).

Florestas tropicais monodominantes ocorrem em quase todos os continentes, como, América [Florestas de *Brosimum rubescens* (Marimon et al. 2001a), *Peltogyne gracilipes* (Nascimento 1994), *Dicycme corymbosa* (Henkel 2003), *Celaenodendron mexicanum* (Martijena 1998)], África [Floresta de *Gilbertiodendron dewevrei* (Hart et al. 1989), e *Microberlinia bisulcata* (Green e Newbery 2001)] e Oceania [Florestas de *Nothofagus aequilateralis*, *N. discoidea*, *N. balansae* e *N. codonandra* (Read et al. 1995)], para maiores detalhes veja Marimon (2005) e Peh et al. (2011). As causas e consequências da ocorrência destas florestas, geralmente adjacentes a florestas com alta riqueza e diversidade de espécies, denominadas florestas mistas, ainda não estão totalmente esclarecidas e aumentam o interesse pelo assunto.

Os mais diversos fatores e mecanismos têm sido discutidos como capazes de tornar uma espécie apta a atingir e manter a monodominância, tais como: ausência de grandes distúrbios por longos períodos, tolerância ao sombreamento, alta sobrevivência parental, alta capacidade competitiva interespecífica, características da serapilheira, tamanho das sementes e eventos de *masting* (produção regional, sincrônica, maciça e infrequente de sementes pela espécie dominante) (Connell e Lowman 1989; Hart et al. 1989; Read et al. 2000; Torti et al. 2001; Marimon e Felfili 2006; Peh et al. 2011). Entretanto, devido a diversidade taxonômica de espécies que formam monodominância, pelo menos 22 espécies de oito famílias são conhecidas (Peh et al. 2011), e aos diferentes locais e condições ambientais nos quais esse fenômeno ocorre, os mecanismos de formação e manutenção destas florestas não são os mesmos para todos os casos, e à medida que os estudos vão se intensificando novos mecanismos são descobertos (Marimon 2005).

Uma melhor compreensão do papel desses mecanismos na formação e manutenção de monodominância em florestas tropicais é limitada pela falta de estudos de longo prazo que avaliem a dinâmica e estrutura das florestas monodominantes e mistas adjacentes, visto que ambas, apesar de apresentarem grandes diferenças em termos de estrutura e riqueza de espécies, tendem a estar sob as mesmas condições ambientais (Connell e Lowman 1989; Hart 1990).

Nesse sentido, estudos de dinâmica são importantes para compreender os processos de manutenção de uma comunidade florestal, pois permitem avaliar as taxas de mudanças na composição de espécies e estrutura da comunidade e das populações ao longo do tempo, através do crescimento, recrutamento e mortalidade de indivíduos (Felfili 1995). Esses estudos permitem avaliar também o efeito de diferentes regimes de distúrbios sobre a estabilidade da comunidade, pois distúrbios tendem a afetar a diversidade e o equilíbrio da comunidade (Connell e Lowman 1989; Hart et al. 1989; Hart 1990; Read et al. 1995).

Análise da dinâmica populacional de espécies deve contemplar tanto os aspectos da mudança dos indivíduos adultos quanto o comportamento dos indivíduos jovens e das plântulas (Sáenz et al. 1999). Geralmente as espécies que ocupam o dossel de uma floresta passam por etapas em sua história de vida que diferem muito quanto às condições ecológicas, fisiológicas e morfológicas (Marimon 2005). Assim, sob o aspecto evolutivo, as pressões seletivas que agem sobre a regeneração natural podem direcionar a história de vida das populações de uma comunidade.

Neste contexto, o sucesso no manejo de uma floresta tropical está, em grande parte, relacionado à existência de regeneração natural que possa garantir a sustentabilidade de recursos (Sáenz et al. 1999). Compreender a estrutura e a dinâmica da regeneração natural ao longo do tempo permite avaliar e fazer previsões mais acuradas sobre a capacidade de manutenção a longo prazo das espécies da comunidade, bem como fazer inferências sobre seu passado. Entretanto, estudos de longo prazo que avaliam o padrão de dinâmica da regeneração de florestas monodominantes são extremamente raros (Hart 1995; Marimon 2005).

Manchas de floresta monodominante de *B. rubescens* Taub., abrangiam extensas áreas na zona de transição entre a Floresta Amazônica e o Cerrado, porção leste do Estado de Mato Grosso (Marimon et al. 2001b, 2008). Entretanto, como consequência do desmatamento em larga escala para dar lugar a áreas de pastagens e soja e a procura desta espécie para uso como postes em cercas de pastagens, hoje essas florestas estão reduzidas a pequenos remanescentes, não existindo plano de manejo para essas áreas ou quaisquer outras ações de conservação (Marimon et al. 2008; Marimon 2005).

A floresta monodominante de *B. rubescens* apresenta peculiaridades e processos ecológicos únicos (Marimon et al. 2001a; Marimon 2005; Marimon-Junior 2007), sendo importante realizar estudos de longo prazo para garantir a melhor compreensão desses processo e das estratégias de vida das populações dessas florestas. O presente estudo foi conduzido com o objetivo de descrever as alterações na composição florística, estrutura e dinâmica da vegetação lenhosa de indivíduos adultos e regenerantes, de uma floresta monodominante de *B. rubescens* (1996 a 2010) e uma floresta mista adjacente (2003 a 2010). O objetivo desse estudo é o de fornecer informações que melhorem a compreensão dos fatores e mecanismos que atuam nessas florestas e tornaram possível a existência de monodominância. Dado o tempo de estudo, os resultados obtidos poderão também embasar futuras iniciativas de recomposição de áreas de floresta que tenham sofrido interferências antrópicas e contribuir com a elaboração de estratégias de manejo das áreas de floresta ainda preservadas.

Referências bibliográficas

- Condit R, Hubbell SP, Lafrankie JV, Sukumar R, Manokaran N, Foster RB, Ashton PS. 1996. Species-Area and Species-Individual Relationships for Tropical Trees: A Comparison of Three 50-ha Plots. *Journal of Ecology* 84:549-562.
- Connell JH, Tracey JG, Webb LJ. 1984. Compensatory Recruitment, Growth, and Mortality as Factors Maintaining Rain Forest Tree Diversity. *Ecological Monographs* 54:141-164.
- Connell JH, Lowman MD. 1989. Low-diversity tropical rain forests: some possible mechanisms for their existence. *The American Naturalist* 134:88-119.
- Felfili JM. 1995. Growth, recruitment and mortality in the Gama gallery forest in central over a six-year period (1985-199). *Journal of Tropical Ecology* 11:67-83.
- Gentry AH. 1982. Patterns of neotropical plant species diversity. *Evolutionary Biology* 15:1-84.
- Gentry AH. 1988. Tree species richness of upper Amazonian forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA* 85:156-159.
- Green JJ, Newbery DM. 2001. Light and seed size affect establishment of grove-forming ectomycorrhizal rain forest tree species. *New Phytologist* 151:271-289.
- Hart TB. 1990. Monospecific dominance in tropical rain forests. *Trends in Ecology & Evolution* 5:6-11.
- Hart TB. 1995. Seed, seedling and sub-canopy survival in monodominant and mixed forests of the Ituri Forest, Africa. *Journal of Tropical Ecology* 11:443-459.
- Hart TB, Hart JA, Murphy PG. 1989. Monodominant and Species-Rich Forests of the Humid Tropics: Causes for Their Co-Occurrence. *The American Naturalist* 133:613-633.
- Henkel TW. 2003. Monodominance in the ectomycorrhizal *Dicymbe corymbosa* (Caesalpiniaceae) from Guyana. *Journal of Tropical Ecology* 19:417-437.
- Marimon BS. 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, Brasil.
- Marimon BS, Felfili JM, Haridasan M. 2001a. Studies in monodominant forests in eastern Mato Grosso, Brazil: I. A forest of *Brosimum rubescens* Taub. *Edinburgh Journal of Botany* 58:123-137.
- Marimon BS, Felfili JM, Haridasan M. 2001b. Studies in monodominant forests in eastern Mato Grosso, Brazil: II. a forest in the Areões Xavante Indian Reserve. *Edinburgh Journal of Botany*. 58:483-497.
- Marimon BS, Felfili JM, Marimon-Junior BH, Franco AC, Fagg CW. 2008. Desenvolvimento inicial e partição de biomassa de *Brosimum rubescens* Taub. (Moraceae) sob diferentes níveis de sombreamento. *Acta Botanica Brasilica* 22:941-953.
- Marimon BS, Felfili JM. 2006. Chuva de sementes em uma floresta monodominante de *Brosimum rubescens* Taub. e em uma floresta mista adjacente no Vale do Araguaia, MT, Brasil 1. *Acta Botanica Brasilica* 20:423-432.

- Martijena NE, Bullock SH. 1994. Monospecific dominance of a tropical deciduous forest in México. *Journal of Biogeography* 21:63-74.
- Nascimento MT, Proctor J, Villela DMMU. 1997. Forest structure, floristic composition and soils of an Amazonian monodominant forest on Maraca island, Roraima, Brazil. *Edinburgh Journal of Botany* 54:1-38.
- Nascimento MT, Proctor J. 1994. Insect defoliation of a monodominant Amazonian rainforest. *Journal of Tropical Ecology* 10:633-636.
- Peh KS-H, Lewis SL, Lloyd J. 2011. Mechanisms of monodominance in diverse tropical tree-dominated systems. *Journal of Ecology* 99:891-898.
- Read J, Jaffré T, Godrie E, Hope GS, Veillon JM. 2000. Structural and floristic characteristics of some monodominant and adjacent mixed rainforests in New Caledonia. *Journal of Biogeography* 27:233-250.
- Read J, Hallam P, Cherrier J-F. 1995. The anomaly of monodominant tropical rainforests: some preliminary observations in the *Nothofagus*-dominated rainforests of New Caledonia. *Journal of Tropical Ecology* 11:359-389.
- Richards P W. 1996. *The Tropical Rain Forest*. 2nd ed. Cambridge University Press, Cambridge, 575 p.
- Sáenz G, Finegan B, Guariguata M. 1999. Crecimiento y mortalidad en juveniles de siete especies arbóreas en un bosque muy húmedo tropical intervenido de Costa Rica. *Revista de Biología Tropical* 47(1-2): 45-57.
- Torti, S. D., Coley, P. D. & Kursar, T. A. 2001. Causes and consequences of monodominance in tropical lowland forests. *The American Naturalist* 157(2): 141-153.
- Whitmore TC. 1984. *Tropical rain forests in the Far East*. Clarendon Press. Pages 3-27.

ARTIGO 1- MUDANÇAS DE LONGO PRAZO NA REGENERAÇÃO DE PLANTAS
LENHOSAS EM UMA FLORESTA MONODOMINANTE (*BROSIMUM RUBESCENS*
TAUB.) NO SUL DA AMAZÔNIA, BRASIL

Submetido à revista Plant Ecology & Diversity

Mudanças de longo prazo na regeneração de plantas lenhosas em uma floresta monodominante (*Brosimum rubescens* taub.) no sul da Amazônia, Brasil

Claudinei Oliveira-Santos^a, Beatriz Schwantes Marimon^{b*}, Ted Ronald Feldpausch^c, Timothy R. Baker^c, Ben Hur Marimon-Junior^b, Paulo Sergio Morandi^a, Oriales Rocha Pereira^a, Mônica Forsthofer^a, Eddie Lenza^b, Edmar Almeida de Oliveira^a, Paulo Monteiro Brando^d e Oliver L. Phillips^c

^aUniversidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT), Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação, Departamento de Ciências Biológicas, Caixa Postal 08, CEP 78.690-000, Nova Xavantina, MT, Brasil; ^bUNEMAT, Departamento de Ciências Biológicas, Caixa Postal 08, CEP 78.690-000, Nova Xavantina, MT, Brasil; ^cEarth and Biosphere Institute, School of Geography, University of Leeds, LS2 9JT, Leeds, UK.d; ^dInstituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia, Av. Nazaré 669, 66035-170, Belém, Brazil, Woods Hole Research Center, 149 Woods Hole Road, Falmouth, MA 02450, USA.

Resumo

Introdução: O entendimento da interação entre a dinâmica da regeneração e os fatores responsáveis pela manutenção da monodominância em algumas florestas geralmente é limitado pela falta de estudos de longo prazo.

Objetivos: Avaliamos a regeneração natural em uma floresta monodominante de *B. rubescens* na zona de transição Cerrado-Floresta Amazônica de 1997 a 2010. Nossa principal predição é que está havendo um declínio na densidade de indivíduos jovens ao longo do tempo na floresta monodominante, enquanto a diversidade de espécies está aumentando. Além disso, em 2010 nos comparamos a estrutura e diversidade da regeneração de espécies arbóreas e lianas entre a floresta monodominante e uma floresta mista adjacente, e nossa predição é que a riqueza e diversidade da regeneração na floresta monodominante é menor que na mista.

Métodos: A regeneração de árvores e lianas foi medida, os indivíduos identificados, e o nível de cobertura de dossel medido em três censos ao longo de 14 anos (1997, 2002 e 2010) na floresta monodominante, e um censo na floresta mista (2010), em 30 parcelas por floresta, sendo: parcelas de 1×1 m (plântulas <30 cm altura), 2×2 m (plântulas desenvolvidas >30 a <60 cm), 5×5 m (arvoretas jovens >60 a <200 cm) e 10×10 m (arvoretas >200 cm e diâmetro < 5 cm).

Resultados: Ao longo de 14 anos, a densidade de indivíduos regenerantes de *B. rubescens* declinou 77%, com maior redução para as plântulas (90%), enquanto todas as outras espécies juntas sofreram declínio de apenas 26% na floresta monodominante. A importância das lianas aumentou significativamente, com a densidade de indivíduos regenerantes aumentando mais do que 30 vezes na floresta monodominante. A estrutura da regeneração natural nas duas florestas

apresentou padrão similar, entretanto a floresta mista apresentou maior riqueza e diversidade de espécies.

Conclusões: A monodominância ao longo do tempo nesta floresta tropical parece estar ameaçada pelo elevado declínio na regeneração da espécie monodominante e pelo rápido aumento na densidade de lianas. A monodominância pode estar passando por uma condição de transição, que pode ser resultado do aumento na competição interespecífica, processo de sucessão ecológica, mudanças no regime de precipitação e mudanças no ambiente de subdossel da floresta.

Palavras-chave: Monodominância, dinâmica de regeneração, plântulas, *Brosimum rubescens*, eventos de seca, lianas, cobertura de dossel

Abstract

Background: Understanding of the interaction between regeneration dynamics and factors responsible for the maintenance of monospecific dominance in some tropical forests is currently limited by a lack of long-term studies.

Aims: We evaluated natural regeneration in a monodominant *B. rubescens* forest in the southern Amazon cerrado-forest transition zone from 1997 to 2010. Our main prediction was that the density of young individuals decreased over time in the monodominant stand, while species diversity increased. In addition, in 2010 we compared the structure and diversity of wood species and liana regeneration with an adjacent mixed forest, and we predicted that species diversity for regeneration were lower in monodominant forests compared with an adjacent mixed-species forest.

Methods: Tree and liana regeneration was measured, individuals identified, and light levels measured in three census over 14 years (1997, 2002 and 2010) in 30 plots/forest (1×1 m (seedlings <30 cm height), 2×2 m (saplings >30 to <60 cm), 5×5 m (young stems >60 to <200 cm) and 10×10 m (established stems >200 cm and diameter < 5 cm).

Results: Over 14 years, the density of regenerating monodominant *B. rubescens* plants declined by 77%, with the largest reduction for the smallest individuals <30 cm tall (90%), while the other species together declined only 26% in the monodominant forest. The importance of lianas increased enormously, with the density of regenerating individuals increasing more than 30-fold in the monodominant forest. The structure of the natural regeneration of the two forests had similar pattern, however, the mixed forest showed greater species richness and diversity.

Conclusions: Long-term maintenance of monodominance in this tropical forest is threatened by a sharp decline in the regeneration of the monodominant species and a rapid increase the liana

density. Monodominance may prove a transitory condition here, that may be result of increasing in the interspecific competition, succession process, changes in rainfall and changed understory environment.

Keywords: Monodominance, regeneration dynamics, Seedlings, *Brosimum rubescens*, drought, Lianas, canopy cover

Introdução

Florestas tropicais são consideradas centros globais de riqueza e diversidade de espécies (Gentry 1982; Whitmore 1984; Connell et al. 1984; Hart et al. 1989; Richards 1996). Em geral, as florestas tropicais são hiper-diversas, com um hectare tendo riqueza de árvores (≥ 10 cm de diâmetro) até 15 vezes maior do que uma área equivalente em uma floresta temperada (Gentry, 1988, Condit et al. 1996; Torti et al. 2001). Para algumas florestas tropicais, no entanto, este padrão não é observado. Diferentes estudos tem reportado a “monodominância” em florestas tropicais bem estabelecidas em solos bem drenados, onde a riqueza diversidade são mais baixas do que o esperado e uma única espécie compreende entre 60 a 100% dos indivíduos e da biomassa total (Connell e Lowman 1989; Hart et al. 1989; Nascimento et al. 1997; Marimon et al. 2001a, Torti et al. 2001).

Estudos recentes têm sido conduzidos com o objetivo de identificar fatores e mecanismos que possibilitam uma espécie atingir e manter a monodominância (Hart 1990; Torti et al. 2001; Marimon e Felfili 2006; Marimon et al. 2008; Marimon et al. 2012). Peh et al. (2011) avaliaram oito hipóteses que tentam explicar a origem e manutenção da monodominância em florestas tropicais e concluíram que os processos podem estar relacionados, onde uma rede de mecanismos pode interagir e conduzir uma espécie à monodominância, mesmo se esta cresce em condições ambientais similares às encontradas em florestas adjacentes com maior diversidade (daqui para frente chamadas florestas mistas).

Um dos fatores geralmente apontados como responsáveis por favorecer uma espécie a alcançar a monodominância é a ausência de distúrbios de grande escala (Peh et al. 2011). Nesta situação, espécies cujas plântulas são capazes de crescer sob profundo sombreamento, apresentam alta sobrevivência parental e potencial para monodominância, apresentam vantagens, visto que diferentes regimes de distúrbios afetam a diversidade, e as florestas monodominantes tendem a ter distúrbios pouco frequentes e poucos extensivos (Connell e Lowman 1989; Hart et al. 1989; Hart 1990).

Vários outros traços biológicos e características ambientais têm sido apontados como responsáveis por conduzir à monodominância de uma espécie, tais como alta capacidade

competitiva interespecífica, alta sobrevivência sob forte sombreamento parental, características da serapilheira, tamanho das sementes e eventos de *masting*, caracterizados pela produção maciça, sincrônica e infrequente de sementes por árvores de mesma espécie (Connell e Lowman 1989; Hart et al. 1989; Hart 1990; Torti et al. 2001; Marimon 2005; Marimon e Felfili 2006; Peh et al. 2011).

A maioria dos fatores e mecanismos evocados pelas hipóteses que buscam explicar a monodominância pode ser melhor avaliada por meio de estudos que analisem o estrato regenerante das espécies (Connell e Lowman 1989). Entretanto, estudos de longo prazo do padrão de dinâmica da regeneração de florestas monodominantes são extremamente raros (Hart 1995; Marimon et al. 2012). Apesar disto, o estudo da dinâmica deste estrato não deve ser negligenciado, pois se a diversidade em florestas tropicais é mantida por mecanismos compensatórios que favorecem espécies raras (Connell et al. 1984) a monodominância pode ocorrer quando estes mecanismos favorecem as espécies comuns. Desse modo, a avaliação da dinâmica da regeneração por um longo prazo pode ajudar a determinar como as mudanças na diversidade estão relacionadas às mudanças nos mecanismos que a promovem, como os eventos de secas extremas, desmatamentos descontrolados e aquecimento global, que podem alterar as taxas de mortalidade, recrutamento e sequestro de carbono das florestas (Alencar et al. 2004; Baker et al. 2004; Phillips et al. 2009).

Manchas de floresta monodominante de *B. rubescens*, abrangiam originalmente áreas de até 5000 hectares, na zona de transição entre os dois maiores biomas Sul-Americanos, a Floresta Amazônica e o Cerrado, na porção leste do Estado de Mato Grosso (Marimon et al. 2001b, 2008). Com o desmatamento de larga escala para implantação de pastagens e lavouras de soja, hoje essas florestas estão reduzidas a pequenos remanescentes, algumas em reservas indígenas, não existindo um plano de manejo para essas áreas ou quaisquer outras ações de conservação (Marimon et al. 2008; Marimon 2005).

No presente estudo, avaliamos a riqueza, diversidade e dinâmica da regeneração em uma floresta monodominante de *B. rubescens* na zona de transição entre os biomas Cerrado e Floresta Amazônica em um período de 14 anos, a fim de verificar se está havendo alteração no padrão de regeneração desta comunidade, como um declínio na densidade de plântulas da espécie monodominante e o aumento na diversidade de espécies da área. Além disso, no ano de 2010 comparamos a estrutura e diversidade de espécies da regeneração arbórea e de lianas da floresta monodominante com uma floresta mista adjacente, para verificar o se a estrutura e a diversidade da regeneração nestas duas florestas são diferentes diferem.

Material e métodos

Área de estudo

A área de estudo está localizada na Depressão do Araguaia, em relevo plano e altitude de cerca de 300 m (RADAMBRASIL 1981; IBGE 2009). O clima é do tipo Aw de acordo com Köppen, com temperatura média anual entre 24 e 25°C, precipitação média de 1500 mm, e forte sazonalidade de chuvas, com um período seco de maio a setembro, tendo cinco a seis meses de deficiência hídrica (Marimon-Junior 2007; Silva et al. 2008).

Este estudo foi realizado em uma floresta monodominante de *B. rubescens* Taub. (Moraceae) (14°50'47''S e 52°08'37''W) e uma floresta estacional semidecidual adjacente, denominada floresta mista (14°49'32''S e 52°06'20''W), distantes cerca de 800 m entre si, em uma área bem preservada e sem sinais de impactos antrópicos, na reserva legal da Fazenda Vera Cruz, na zona de transição entre os biomas Cerrado e Floresta Amazônica, porção leste do estado de Mato Grosso.

Amostragem da regeneração

Em julho de 1997, na floresta monodominante, nos estabelecemos dois transectos paralelos (10 m x 150 m) distantes 10 m um do outro. Cada transecto foi subdividido em 15 parcelas contíguas de 10 m x 10 m cada, totalizando 30 parcelas permanentes. A regeneração foi classificada em 5 categorias e amostradas em subparcelas de diferentes tamanhos, estabelecidas no interior das parcelas de 10 m x 10 m (parcelas de 1×1 m (plântulas <30 cm altura), 2×2 m (plântulas desenvolvidas >30 a <60 cm), 5×5 m (arvoretas jovens >60 a <200 cm) e 10×10 m (arvoretas >200 cm e diâmetro < 5 cm)) (Informação suplementar Figura S1). Para avaliar a dinâmica temporal da regeneração na floresta monodominante, a área foi novamente amostrada em julho de 2002 e dezembro de 2010 usando os mesmos procedimentos. Na floresta mista, estabelecemos seis transectos de 10 m x 50 m cada, os quais foram menores que da floresta monodominante. Estes transectos foram também subdivididos em parcelas contíguas de 10 m x 10 m, onde foram estabelecidas subparcelas para amostragem da regeneração (como descrito para a floresta monodominante), desse modo a estrutura, riqueza e diversidade das duas florestas puderam ser comparadas. Entretanto, a regeneração da floresta mista foi amostrada somente em dezembro de 2010, assim a dinâmica temporal da regeneração nesta floresta não pôde ser avaliada. Todos os indivíduos amostrados, em todos os censos e em ambas as florestas, foram identificados e tiveram suas alturas medidas, porém não foram etiquetados.

Medimos duas variáveis que poderiam explicar os padrões da regeneração. Primeiro, a precipitação diária, que foi medida de 1990 a 2010, e temperatura média diária do ar, de 2000 a

2010, na estação meteorológica de Nova Xavantina, distante 25 km da área de estudo (Ministério de Agricultura, 9º Distrito de Meteorologia). Segundo, cobertura média do dossel, que foi estimada no centro de cada parcela, baseada em 4 medições (leste, oeste, norte e sul). A cobertura de dossel foi medida utilizando um densiometro côncavo, atribuindo zero para ausência de copa, 1 para cobertura de copa entre 0.1 e 25 %, dois para 25.1 a 50%, três para 50.1 a 75% e 4 para 75.1 a 100%.

Análises

Usamos várias análises para avaliar o padrão de regeneração ao longo do tempo: (1) O índice de Shannon-Wiener (H') para avaliar a diversidade de espécies; (2) O índice de equabilidade de Pielou (J) para estimar a uniformidade na comunidade; (3) O teste t de Hutcheson para comparar a diversidade de espécies da regeneração entre as duas florestas; (4) Curva de rarefação de espécies e o teste Z para comparar a riqueza entre os tipos de florestas e para avaliar o esforço amostral. A estimativa de riqueza foi por meio dos estimadores Chao, Jackknife 1, Jackknife 2 e Bootstrap e com 1000 randomizações. A escolha do estimador foi por meio de análise de correlação entre estes estimadores e a riqueza observada, sendo escolhido o estimador mais correlacionado (detalhes em Gotelli e Colwell 2001; Brose et al. 2003; Zar 2010); (5) O índice de similaridade de Sørensen (CCs) para avaliar a similaridade florística entre os tipos de florestas. O índice de CCs é qualitativo e dá maior peso as espécies comuns em ambas as áreas (Brower e Zar 1977). A normalidade dos dados foi avaliada usando o teste de Shapiro-Wilk (Zar 2010).

Para avaliar os padrões de densidade de indivíduos, usamos um modelo de regressão linear que incluiu a densidade como resposta e duas co-variáveis categóricas, que foram a data de amostragem e as classes de tamanho da regeneração. Este modelo foi usado somente para floresta monodominante, visto que a regeneração na floresta mista foi medida em um único momento. Utilizamos um teste de qui-quadrado (χ^2) para avaliar as diferenças na densidade da regeneração nas duas florestas.

Para quatro importantes espécies na floresta monodominante (*B. rubescens*, *Ephedranthus parviflorus*, *Tetragastris altissima* e *Myrciaria floribunda*), usamos análise de correlação de Pearson para avaliar a associação entre densidade de regeneração e cobertura de dossel por parcela, e regressão linear para avaliar como as mudanças na densidade de regeneração podem ser explicadas pela cobertura do dossel. O nível de significância adotado foi de 0.05. Todas as análises foram realizadas por meio dos pacotes Vegan e Stats disponíveis para o programa R 2.10 (R Development Core Team 2009; Oksanen et al. 2010).

Resultados

Mudanças na riqueza e diversidade de espécies da floresta monodominante

A riqueza, diversidade e equabilidade de espécies da regeneração na floresta monodominante variaram pouco ao longo dos 14 anos avaliados (51 sp., $H' = 2.2$ e $J = 0.55$ em 1997; 60 sp., $H' = 2.4$ e $J = 0.59$ em 2002; 50 sp., $H' = 2.4$ e $J = 0.6$ em 2010). Quando analisados por classe de tamanho de regeneração, esses padrões foram similares, com duas exceções. As classes de plântulas e plântulas desenvolvidas apresentaram grande aumento na diversidade (H') de espécies ao longo período de estudo; de 0.27 (plântulas) e 0.39 (plântulas desenvolvidas) em 1997 para 2.66 e 2.82 em 2010, respectivamente (Tabela 1).

Enquanto a riqueza total e diversidade variaram pouco ao longo do tempo avaliado, as mudanças na composição florística foram altas. Por exemplo, observamos que: (1) 13 espécies da primeira amostragem não foram registradas na segunda; (2) 22 espécies da segunda amostragem não foram observadas na primeira; (3) 21 espécies da segunda amostragem não foram observadas na terceira; (4) e, 11 espécies da última amostragem não foram observadas na segunda. Estes resultados indicam uma taxa média de mudança cinco espécies por ano na composição de espécies da regeneração na floresta monodominante, indicando elevada dinâmica da regeneração.

Tabela 1. Riqueza, diversidade e equabilidade de espécies por classes de regeneração em uma floresta monodominante de *B. rubescens* e uma floresta mista adjacente na transição Cerrado-Floresta Amazônica, leste do estado de Mato Grosso, Brasil.

Categorias	Floresta monodominante						Floresta mista					
	1997			2002			2010			2010		
	Sp	H'	J	Sp	H'	J	Sp	H'	J	Sp	H'	J
Plântulas	43	0.27	0.66	55	0.55	0.61	44	1.51	0.61	71	2.66	0.67
Plântulas desenvolvidas	2	0.38	0.38	11	0.95	0.23	10	0.97	0.65	21	2.82	0.87
Arvoretas jovens	2	2.66	0.54	23	2.54	0.30	15	2.24	0.35	33	2.94	0.81
Arvoretas	38	2.50	0.73	48	2.47	0.66	36	2.34	0.62	57	2.87	0.72

Sp= Espécies, α = Índice de Fisher, H' = Índice de Fisher, J = Equabilidade de Pielou

Comparação entre a riqueza e a diversidade de espécies das florestas monodominante e mista

Apesar da proximidade das duas áreas amostradas, a regeneração na floresta mista foi significativamente mais rica [mista= 91 sp. e monodominante= 50 sp., $z = -36.55$, $p < 0.01$], mais diversa [H' (mista) = 3.01 e H' (monodominante) = 2.36, (teste t de Hutcheson = 9.2, $gl = 113$, $p < 0.01$)] e uniforme [J (mista)= 0,66 e J (monodominante) 0,60] que na floresta monodominante.

Entretanto, as duas florestas foram floristicamente similares (CCs= 0,6), sendo que apenas três das espécies amostradas na regeneração da floresta monodominante não foram amostradas na mista. Em ambas as florestas, a classe de regeneração de plântulas foi a que apresentou maior riqueza, seguida por arvoretas, que apesar de ser a segunda classe mais rica, foi a mais diversa (Tabela 1 e Informação suplementar Figura S2).

Na floresta monodominante, as espécies mais abundantes nos três levantamentos foram: *B. rubescens*, *Protium pilosissimum*, *E. parviflorus* e *T. altissima*, exceto por *T. altissima*, que em 1997 ocupava a décima posição em abundância. Na regeneração da floresta mista, das 92 espécies amostradas, *P. pilosissimum*, *E. parviflorus*, *Cheiloclinium cognatum* e *B. rubescens* apresentaram as maiores abundâncias (Tabela 2).

O esforço empregado na amostragem não representou suficientemente a riqueza da área, visto que houve pequenas diferenças entre a riqueza amostrada e a riqueza estimada, tanto na floresta monodominante quanto na mista (bootstrap= 55,8 e 107,6 sp., Observada= 50 e 92 sp., $z = -3,82$ e $-7,21$, $p < 0,01$, respectivamente).

Mudanças na estrutura da regeneração da floresta monodominante

Em nível de comunidade, na floresta monodominante foi registrada uma redução considerável na densidade total de plântulas ($r^2 = 0,44$, $p < 0,001$), e densidade relativa (79,4% na primeira amostragem e apenas 43,1% na última) (Tabela 2, Figura 1). As demais classes de tamanho não apresentaram mudanças significativas em densidade (plântulas desenvolvidas: $r^2 = 0,02$, $p = 0,24$; arvoretas jovens: $r^2 = 0,10$, $p < 0,01$ e arvoretas: $r^2 = 0,02$, $p = 0,15$).

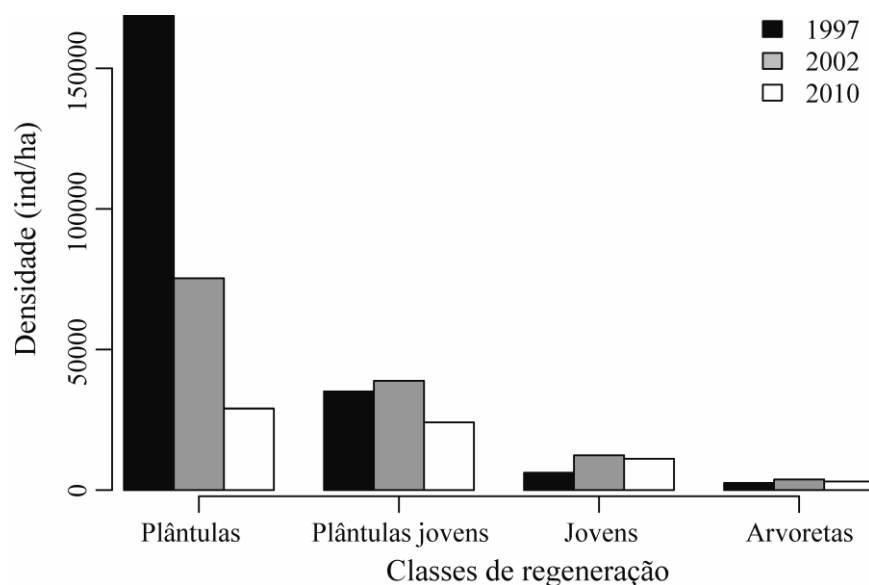


Figura 1. Densidade de indivíduos por classe de regeneração da comunidade em três amostragens em uma floresta monodominante de *B. rubescens* (1997, 2002 e 2010) na transição Cerrado-Floresta Amazônica, leste do estado de Mato Grosso, Brasil.

Tabela 2. Regeneração da comunidade, seis espécies principais e lianas em três amostragens em uma floresta monodominante de *B. rubescens* (1997, 2002 e 2010) e uma amostragem em uma floresta mista adjacente (2010) na transição Cerrado-Floresta Amazônica, leste do estado de Mato Grosso, Brasil.

Categorias	Comunidade		<i>Brosimum rubescens</i>		<i>Protium pilosissimum</i>		<i>Ephedranthus parviflorus</i>		<i>Tetragastris altissima</i>		<i>Myrciaria floribunda</i>		<i>Cheilochlinium cognatum</i>		Lianas		
	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	
Monodominante em 1997																	
Plântulas	168667	79	144000	84	11667	70	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Plântulas desenvolvidas	35083	17	25833	15	3667	22	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Arvoretas jovens	6200	3	1693	1	520	3	467	67	13	12	213	75	173	60	293	96	
Arvoretas	2547	1	37	0	937	6	230	33	97	88	73	26	117	40	13	4	
Total	212497	100	171563	100	16791	100	697	100	110	100	286	100	290	100	306	100	
Monodominante em 2002																	
Plântulas	75333	58	67000	70	3667	51	667	20	0	0	1000	45	667	40	1667	45	
Plântulas desenvolvidas	38833	30	31833	31	1083	15	1083	32	1083	33	583	26	583	35	1417	38	
Arvoretas jovens	12400	10	4373	4	960	13	1120	33	1813	55	560	25	253	15	627	17	
Arvoretas	3787	3	103	0	1483	21	537	16	407	12	107	5	153	9	20	1	
Total	130353	100	103309	100	7193	100	3407	100	3303	100	2250	100	1656	100	3731	100	
Monodominante em 2010																	
Plântulas	29000	43	15667	41	3000	53	1333	30	2000	35	333	17	0	0	9000	86	
Plântulas desenvolvidas	24083	36	18917	49	667	12	1167	27	1417	25	750	38	83	25	750	7	
Arvoretas jovens	11147	17	3947	10	1067	19	1200	27	1867	33	787	40	147	44	493	5	
Arvoretas	3043	5	67	0	937	17	693	16	443	8	123	6	107	32	203	2	
Total	67273	100	38598	100	5671	100	4393	100	5727	100	1993	100	337	100	10446	100	
Mista em 2010																	
Plântulas	26000	49	667	28	1333	23	2333	36	5000	77	1333	32	4000	51	13000	46	
Plântulas desenvolvidas	15333	27	500	21	2000	35	2083	32	1000	15	1333	32	2333	39	7667	27	
Arvoretas jovens	11880	21	907	38	1600	28	1760	27	427	7	1333	32	1080	14	5613	20	
Arvoretas	3547	6	340	10	853	15	393	6	97	2	193	5	390	5	1720	6	
Total	56760	100	2414	100	5786	100	6569	100	6524	100	4192	100	7803	100	28000	100	

Nota: N= Indivíduos/ha⁻¹ e %= Proporção de indivíduos em cada classe de altura.

A maior parte das mudanças observadas para as plântulas foi devido à expressiva redução desta categoria na população de *B. rubescens* ($r^2 = 0,48$, $p < 0,001$). Entretanto, assim como para a comunidade, a população de *B. rubescens* não apresentou mudanças significativas para os outros estratos (plântulas desenvolvidas: $r^2 = 0,03$, $p = 0,09$; arvoretas jovens: $r^2 = 0,03$, $p = 0,12$ e arvoretas: $r^2 = 0,01$, $p = 0,46$), com isso a proporção de plântulas em relação ao total de indivíduos da população reduziu de 84% para 41% ao longo desses 14 anos (Tabela 2, Figura 2). Além disso, a proporção de plântulas de *B. rubescens* em relação ao total de plântulas na comunidade diminuiu de 80% em 1997 para 57% em 2010. Durante este período também foi registrada uma redução na precipitação (Figura 3).

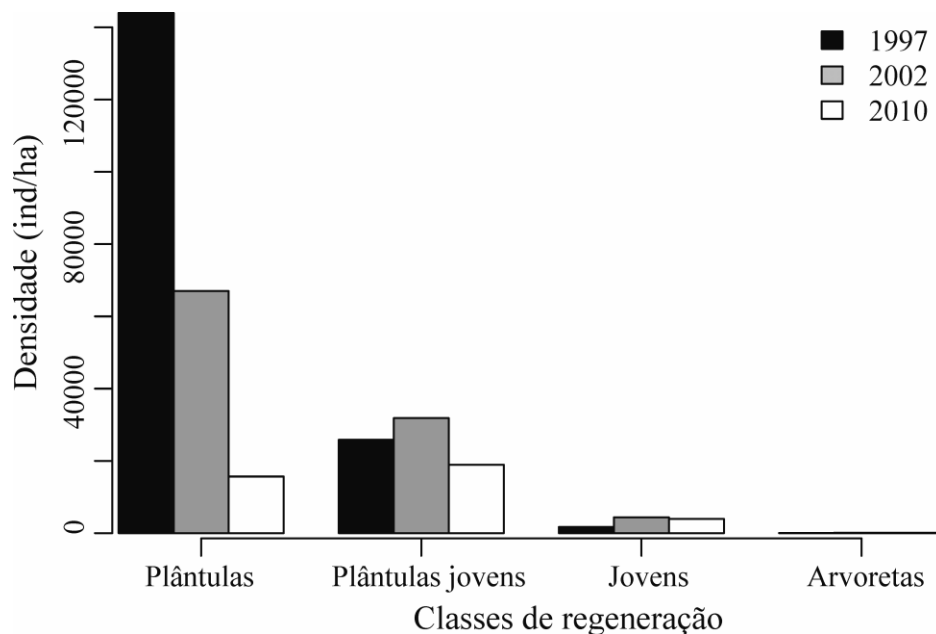


Figura 2. Densidade de indivíduos por classe de regeneração de *B. rubescens* em três amostragens em uma floresta monodominante de *B. rubescens* (1997, 2002 e 2010) na transição Cerrado-Floresta Amazônica, leste do estado de Mato Grosso, Brasil.

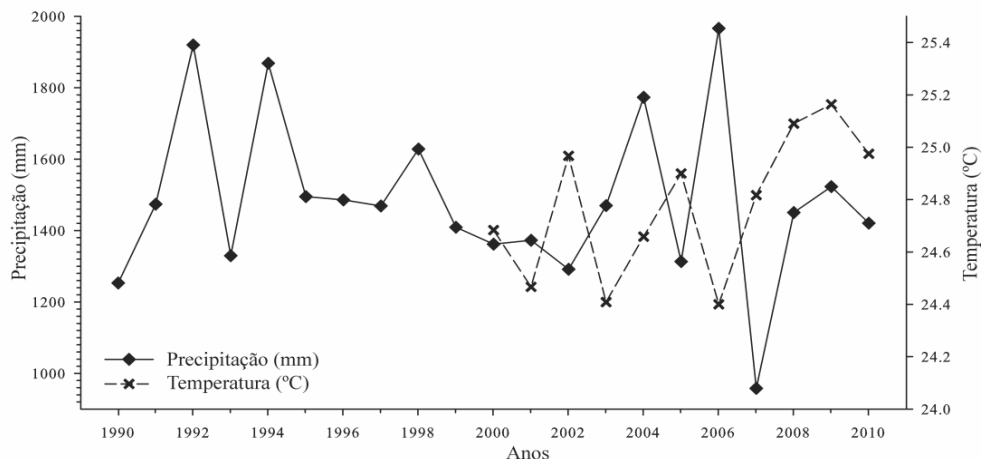


Figura 3. Precipitação anual de 1990 a 2010 e temperatura média anual do ar de 2000 a 2010. Dados coletados na estação meteorológica de Nova Xavantina (Ministério de Agricultura, 9º Distrito de Meteorologia) ($-14^{\circ}41'52''S$ e $-52^{\circ}21'0''W$), 25 km distante da área de estudo, na transição Cerrado-Floresta Amazônica, leste do estado de Mato Grosso, Brasil.

Considerando as demais espécies em conjunto, não foram registradas mudanças significativas na densidade de indivíduos ao longo do tempo (plântulas: $r^2= 0,001$, $p= 0,71$; plântulas desenvolvidas: $r^2= 0,013$, $p= 0,28$; arvoretas jovens: $r^2= 0,12$, $p< 0,01$ e arvoretas: $r^2= 0,02$, $p< 0,16$). Entretanto, a proporção de plântulas nesse conjunto de espécies aumentou de 14% na primeira amostragem para 46% na última (Figura 4). Parte deste aumento foi devido a mudanças na estrutura da regeneração de três espécies importantes (*E. parviflorus*, *T. altissima* e *M. floribunda*), que na primeira amostragem não apresentaram plântulas, porém em 2010 representaram 13% do total de plântulas da comunidade (Tabela 2).

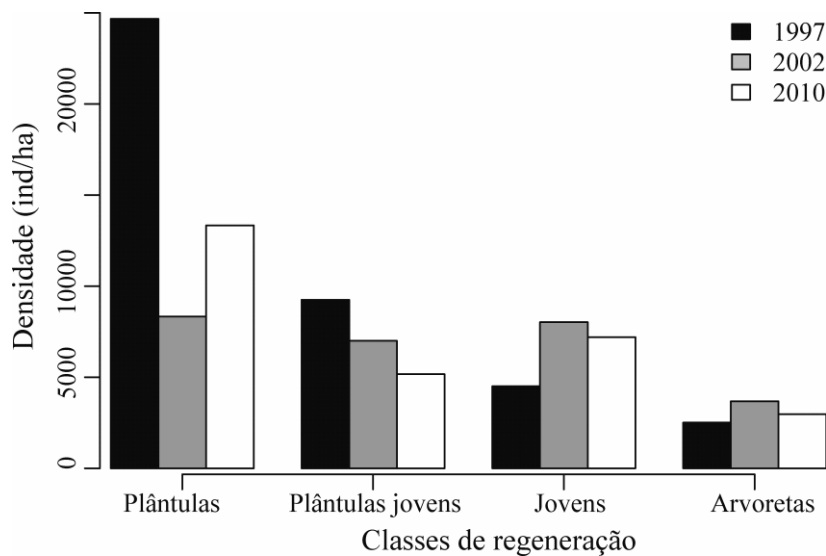


Figura 4. Densidade de indivíduos por classe de regeneração da comunidade, exceto *B. rubescens*, em três amostragens em uma floresta monodominante de *B. rubescens* (1997, 2002 e 2010) na transição Cerrado-Floresta Amazônica, leste do estado de Mato Grosso, Brasil.

Em geral todas as correlações entre densidade e cobertura de dossel foram fracas para todas as classes de regeneração das quatro espécies avaliadas na floresta monodominante (*B. rubescens*, *E. parviflorus*, *T. altissima* e *M. floribunda*). Entretanto, as densidades de plântulas jovens e arvoretas jovens de *B. rubescens* apresentaram correlação negativa com a cobertura de dossel ($r= -0.37$, $r^2= 0.13$, $p=0.05$; $r= -0.45$, $r^2= 0.20$, $p=0.01$, respectivamente). Similar a isto, houve correlação negativa entre densidade e cobertura de copa para plântulas e arvoretas jovens de *E. parviflorus* ($r= -0.45$, $r^2= 0.18$, $p=0.03$; $r= -0.42$, $r^2= 0.20$, $p=0.02$, respectivamente) (Informação suplementar Tabela S1).

Comparação entre a estrutura da regeneração das florestas monodominante e mista

Em 2010 encontramos um padrão similar na estrutura e densidade da regeneração de ambas as florestas, exceto que a densidade de plântulas desenvolvidas na floresta monodominante foi ligeiramente maior que na floresta mista (Tabela 2, Figura 5).

A proporção de plântulas pertencentes a *B. rubescens* foi de 54%, e, em relação ao total de indivíduos amostrados (todas as classes de alturas) a proporção desta espécie foi de 57%. Na floresta mista a proporção de *B. rubescens* em relação ao total de plântulas foi de apenas 3% e em relação ao total de indivíduos amostrados foi de 4%. Portanto, *B. rubescens* apresentou uma diferença extremamente acentuada na abundância relativa em uma distância geográfica muito curta ($\chi^2 = 230.4$, $gl = 29$, $p < 0.01$).

A espécie *C. cognatum* foi a mais abundante na floresta mista, na qual representou 14% dos indivíduos amostrados, sendo mais representativa nas categorias plântulas e plântulas desenvolvidas (15% do total amostrado). Na floresta monodominante, *C. cognatum* representou apenas 1% dos indivíduos amostrados no último levantamento e não foram observadas plântulas, apesar do menor número de indivíduos na floresta monodominante a frequência da espécie nas duas florestas não diferiram ($\chi^2 = 29.1$, $gl = 29$, $p = 0.46$). *P. pilosissimum* foi uma espécie relativamente importante em ambas as florestas, principalmente na categoria arvoretas, representando 31% na floresta monodominante e 24% na mista ($\chi^2 = 81.4$, $gl = 29$, $p < 0.01$).

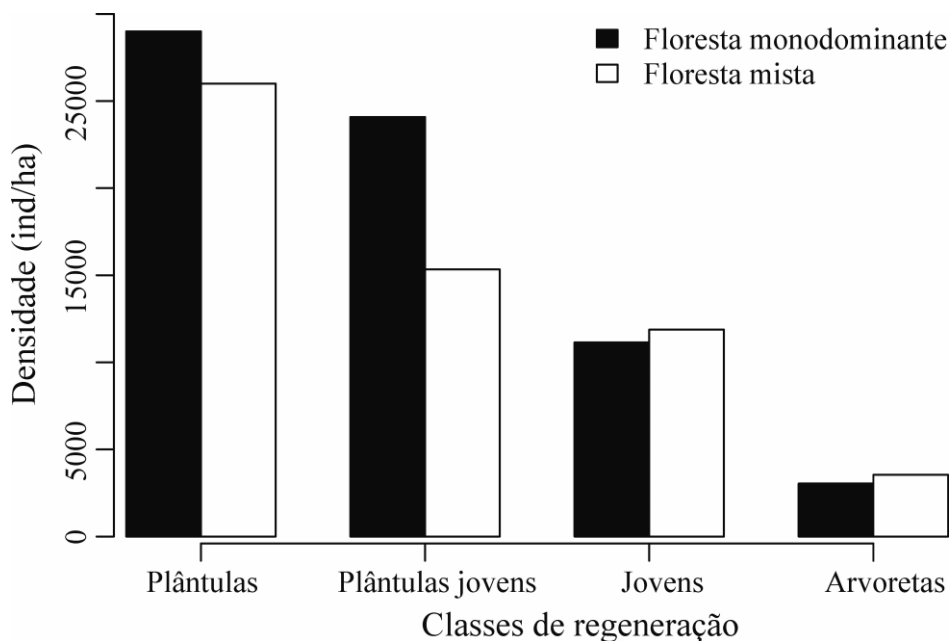


Figura 5. Densidade de indivíduos por classe de regeneração na floresta monodominante de *B. rubescens* e floresta mista (2010) na transição Cerrado-Floresta Amazônica, leste do estado de Mato Grosso, Brasil.

Densidade de lianas nas florestas monodominante e mista

Entre 1997 e 2010 a proporção de lianas em relação à regeneração total na floresta monodominante (lianas e arbóreas juntas), aumentou de 0,1% para 13%, e em densidade o aumento de lianas nesse período foi superior a 30 vezes. O maior aumento na comunidade de lianas foi observado na menor classe de altura (≤ 30 cm), na qual as lianas estavam ausentes em 1997 e aumentou para 23% em 2010.

A regeneração de lianas na floresta mista representou 33% da comunidade (árvores e lianas consideradas juntas). Esta proporção foi semelhante para todas as classes, sendo a proporção de lianas igual a 33% do total de indivíduos da comunidade amostrados na primeira classe de alturas, 33% na segunda, 32% na terceira e 33% na quarta (Tabela 2).

Aproximadamente metade dos indivíduos amostrados na regeneração de lianas na floresta mista apresentou alturas ≤ 30 cm (Tabela 2). No primeiro levantamento (1997), na floresta monodominante, não foram registrados indivíduos com alturas ≤ 60 cm, para o segundo levantamento (2002) as lianas com alturas ≤ 30 cm representaram aproximadamente 45% dos indivíduos e no último levantamento (2010) essa porcentagem aumentou para 86%. O expressivo aumento de plântulas de lianas não se deve à redução nas demais categorias, mas apenas refletiu o rápido aumento na densidade de indivíduos pequenos de espécies de lianas (Tabela 2).

Discussão

Mudanças na riqueza e diversidade de espécies da floresta monodominante

As mudanças observadas na composição florística da floresta monodominante enfatizam que pelo menos na área estudada algumas espécies podem estar ausentes da regeneração em determinados momentos, e presentes em outros. Estas mudanças podem estar relacionadas a competição por recursos, sucessão ecológica, ou devido a mudanças no regime de precipitação (Figura 3) e eventos de secas, que parecem mais frequentes e intensas nesta região (Lewis et al. 2011; Mews et al. 2011). Estes fatores podem aumentar a taxa de mortalidade de plântulas em geral e de algumas espécies em particular, ocasionando eventualmente o desaparecimento de espécies da comunidade, mesmo que os indivíduos adultos não sejam afetados no momento, visto que a composição florística da regeneração é determinante para a riqueza e diversidade da comunidade arbórea nos próximos anos.

Apesar das mudanças na composição florística, devido principalmente ao surgimento de espécies que desapareceram em anos anteriores, a diversidade e riqueza da comunidade na floresta monodominante não sofreram mudanças significativas ao longo do tempo, tanto para o estrato regenerante quanto para o estrato arbóreo (presente estudo; Marimon et al. 2012). Esse fato sugere que a riqueza está sendo limitada por uma sobreposição de nichos, onde as espécies melhores competidoras podem estar limitando a disponibilidade de habitats para as demais (Hirzel e Lay 2008). Entretanto, em ambas as florestas o estrato regenerante foi mais rico que o dossel (e.g. Marimon 2005; Marimon et al. 2012; Mews et al. 2011), sugerindo que as florestas possuem um banco de sementes rico e diverso e muitas espécies presentes nesse banco de sementes não estão presentes no dossel, podendo ser vindos de outras áreas, ou podem ser

sementes de um período anterior em estado de dormência. Isto sugere que o estrato regenerante da floresta monodominante possui espécies com capacidade de mudar a estrutura dos adultos, entretanto algum fator ambiental ou biológico está impedindo que essas espécies de atinjam o dossel e diminuam a importância da espécie *B. rubescens*. (Harper 1977; Holmes e Richardson 1999; Lima 2005; Marimon e Felfili 2006).

Além disso, não foram registradas mudanças significativas na ordem de importância das principais espécies da regeneração da floresta monodominante, similar ao observado por Marimon (2005) para os adultos, sugerindo que estas espécies estão melhores adaptadas em explorar os recursos e condições do ambiente do que as demais e que as espécies que determinam a estrutura do dossel da floresta monodominante apresentam poucas mudanças, evidenciando que as mudanças observadas afetaram mais as espécies raras do que as comuns (Felfili e Silva Júnior 1993; Marimon 2005; Cabrelli e Schiavini 2007).

Comparação entre riqueza e diversidade de espécies das florestas monodominante e mista

As espécies mais abundantes no estrato regenerante na floresta monodominante (*B. rubescens*, *P. pilosissimum*, *E. parviflorus* e *T. altissima*) e na mista (*P. pilosissimum*, *E. parviflorus*, *C. cognatum* e *B. rubescens*) também ocuparam posições de destaque no estrato arbóreo (DAP \geq 5 cm) em ambas as florestas (Marimon 2005; Mews et al. 2011), exceto *M. floribunda* e *E. parviflorus*, que foram mais importantes na regeneração do que no dossel.

Em geral, o estrato arbóreo das florestas mistas é mais rico e diverso do que das florestas monodominantes (Connell e Lowman 1989; Hart 1990; Torti et al. 2001; Peh et al. 2011), no presente estudo reportamos o mesmo para o estrato regenerante. Apesar das diferenças em riqueza e diversidade, as duas florestas apresentaram similaridade florística tanto para o estrato arbóreo (Marimon 2005) quanto para o regenerante (presente estudo). Apenas três das espécies que ocorreram na regeneração da floresta monodominante não ocorreram na mista, o que está de acordo com as observações efetuadas por Hart et al. (1989), segundo os quais as espécies que ocorrem junto com a espécie monodominante tendem a se repetir em uma floresta mista adjacente.

Mudanças na estrutura da regeneração da floresta monodominante

Marimon et al. (2012) avaliaram a regeneração da floresta monodominante de 1997 a 2002 e concluíram que a alta densidade de plântulas de *B. rubescens* no primeiro levantamento (1997) pode estar relacionada à maior precipitação em anos anteriores à amostragem (vide 1995 e 1996, Figura 3), o que teria contribuído para a produção maciça de sementes no auge da seca e

para a alta germinação de sementes e sobrevivência das plântulas, formado um denso banco de plântulas desta espécie, que é tolerante ao sombreamento e tem elevada plasticidade e capacidade de respostas rápidas às mudanças nas condições de luminosidade no interior da floresta (Marimon e Felfili 2006).

Desse modo, a expressiva redução na densidade de plântulas registrada para *B. rubescens* no período estudado, pode ser uma consequência de efeitos deletérios de períodos de seca, caracterizados por baixa precipitação em anos anteriores, como os registrados em 2000, 2001, 2002, 2005 e 2007 (Figura 3). Um dos efeitos de severos eventos de seca sobre a regeneração arbórea é alta taxa de mortalidade (Nascimento e Proctor 1997; Edwards e Krockenberger 2006). Além disso, a baixa precipitação pode ter afetado a produção e sobrevivência de sementes da espécie monodominante, cuja dispersão normalmente ocorre no auge da estação seca. Consequentemente, a baixa precipitação estaria restringindo a germinação, que ocorre no início das chuvas, comprometendo a regeneração desta espécie em anos de baixa precipitação (Marimon e Felfili 2006). Por outro lado, pode ser que a espécie apresente monodominância temporária (Connell e Lowman 1989) e assim a floresta esteja passando por um processo de sucessão ecológica resultante de alterações no regime de precipitação, que poderá resultar em declínio da dominância de *B. rubescens* nos próximos anos.

A redução na densidade de plântulas desenvolvidas da espécie monodominante entre o segundo (2002) e o último (2010) levantamento pode ser reflexo da falta de plântulas para substituir os indivíduos desta categoria, indicando que a estrutura da regeneração desta espécie não apresenta estabilidade, e está passando por um período de declínio. Estudos em uma floresta monodominante de *Peltogyne gracilipes* Ducke no norte da Amazônia (Nascimento e Proctor 1997) e em uma floresta de galeria no Brasil Central (Felfili 1993) sugerem que uma população com regeneração estável tem um número de indivíduos sucessivamente menor em cada classe, apresentando maior densidade de plântulas, e a proporção entre as classes é constante ao longo do tempo.

O aumento na densidade de plântulas, observado para algumas espécies ao longo do período estudado, sugere que as espécies apresentam picos de regeneração ao longo do tempo, provavelmente relacionados à produção periódica de sementes. Um exemplo é *T. altissima*, cuja produção de sementes ocorre em meados do período chuvoso (Marimon e Felfili 2006) e mesmo em períodos de baixa precipitação a produção seria menos afetada. Nesse caso, a população desta espécie poderia ser controlada pela espécie monodominante, por pressão competitiva, provavelmente por espaço e luminosidade, visto que as plântulas de *B. rubescens* tem capacidade de se estabelecer e sobreviver sob o dossel fechado e crescer rapidamente quando ocorre a

abertura no dossel (clareira), suprimindo as outras competidoras pela limitação de habitat (Marimon e Felfili 2006; Hirzel e Lay 2008). Porém, o fato de apenas a classe de arvoretas jovens das espécies *B. rubescens* e *E. parviflorus* apresentarem correlação negativa com a cobertura de dossel sugere que a luminosidade não seja o principal fator determinante para a redução na densidade de *B. rubescens*. No entanto, as mudanças climáticas (redução na precipitação, eventos secas) podem afetar a força de competição da espécie monodominante (Freckleton e Watkinson 2002; Lima 2005; Oliveira e Felfili 2005; Cabrelli e Schiavini 2007), de modo que algumas espécies que haviam desaparecido entre 1997 a 2002 foram novamente registradas em 2010 e começam a aumentar suas populações (*E. parviflorus*, *T. altissima* e *M. floribunda*).

Comparação entre a estrutura da regeneração das florestas monodominante e mista

Apesar da baixa densidade de indivíduos de *B. rubescens* na floresta mista, o padrão registrado evidencia que nos últimos anos houve redução na densidade de plântulas e plântulas desenvolvidas, pois ocorreu menor densidade para essas categorias do que para a densidade de arvoretas jovens. Isto sugere também que, assim como na floresta monodominante, esta população não apresenta estabilidade, pois não evidenciou uma redução constante nas sucessivas classes (Felfili e Silva Júnior 1993; Nascimento e Proctor 1997). Assim, nos próximos anos espera-se uma redução na densidade desta população, principalmente para as maiores classes (> 5 cm de diâmetro) e provavelmente uma maior mudança em seu padrão monodominante. Outro ponto relevante para esta espécie é que apesar da curta distância geográfica entre as florestas amostradas, a redução em sua densidade foi de 35.000 (regeneração da floresta monodominante em 2010) para cerca de 2.500 indivíduos/ha (mista em 2010), sugerindo que a monodominância desta espécie está associada a fatores restritos à mancha monodominante.

O padrão apresentado por *Cheiliclinium cognatum* e *T. altissima* na floresta mista sugere que essas espécies apresentam regeneração estável (Felfili 1997; Nascimento e Proctor 1997; Oliveira e Felfili 2006), e na ausência de grandes distúrbios terão a capacidade de manter suas populações. Na floresta monodominante, *T. altissima* apresentou um padrão similar ao da floresta mista, entretanto, com menor densidade de indivíduos, provavelmente por pressão competitiva imposta pela espécie monodominante (Marimon e Felfili 2006). Em ambas as florestas, *Protium pilosissimum*, espécie típica do sub-bosque, foi mais importante no grupo arvoretas, apresentando um padrão que sugere instabilidade e indicando que nos próximos anos a espécie pode apresentar uma redução na densidade de arvoretas jovens e arvoretas na floresta monodominante e de plântulas desenvolvidas, arvoretas jovens e arvoretas na floresta mista

(Nascimento e Proctor 1997; Marimon et al. 2001a; Oliveira e Felfili 2005; Kunz et al. 2008). Por outro lado, Marimon (2005) observou que a população adulta de *P. pilosissimum* espécie (DAP \geq 5 cm) teve um aumento de 100%, apesar de sua regeneração ter reduzido, o que poderá contribuir com a mudança estrutural da floresta monodominante. *E. parviflorus* e *M. floribunda* também ocuparam posição de destaque em ambas as florestas, porém a estrutura da regeneração destas espécies não indica estabilidade e sugere que as mesmas estão no banco de sementes e se estabelecem a medida que as condições ambientais se tornam favoráveis.

Densidade de lianas nas florestas monodominante e mista

As lianas competem diretamente com as árvores por umidade, nutrientes e luminosidade, e sua capacidade de se estabelecer conforme a dinâmica da luminosidade contribui para que sejam abundantes nas florestas tropicais (Putz 1980; Avalos e Mulkey 1999; Allen et al. 2007). Assim, o aumento na importância (0,1% para 13%) e densidade de lianas na floresta monodominante pode ser consequência de mudanças no clima regional, que podem ter alterando as condições ambientais sob o dossel da floresta, com médias de temperaturas maiores e precipitação mais variável na última década, mudando as condições de iluminação e umidade no subdossel da floresta (Edwards e Krockenberger 2006; Lewis et al. 2011). O aumento na proporção de plântulas de lianas em relação ao total amostrado para este grupo (0% em 1997 e 86% em 2010) também pode ser devido às alterações ocorridas sob o dossel da floresta, e sugerem, caso esse aumento seja contínuo nos próximos anos a estrutura e densidade de lianas na floresta monodominante pode vir a se assemelhar com a floresta mista.

A proporção de lianas para a comunidade total no último levantamento (13%) está próximo ao esperado para florestas tropicais, onde as lianas geralmente representam entre 15 e 25% dos indivíduos e espécies lenhosas e comumente se encontra alta riqueza e diversidade de espécies lenhosas (Gentry 1991; Condit et al. 1996; Torti et al. 2001). Entretanto, em três levantamentos realizados por Marimon (2005) as lianas adultas (\geq 5 cm de DAP) representaram apenas 9% dos indivíduos lenhosos e Nascimento et al. (2007) registraram uma baixa densidade de lianas adultas em uma floresta monodominante de *P. gracilipes*, sugerindo que a proporção de lianas em florestas monodominantes geralmente é menor do que em florestas mistas. Contudo, em 2010 as lianas adultas representaram cerca de 15% dos indivíduos lenhosos na floresta monodominante (Oliveira et al. 2012), evidenciando que o aumento de lianas não foi apenas para o estrato regenerante, ocorrendo também nas maiores classes. O contínuo aumento de lianas pode estar associado a mudanças nas condições ambientais, como distúrbios mais frequentes,

visto que a abundância de lianas tende a diminuir com a ausência ou baixa frequência de distúrbios em comunidades de sucessão tardia (Ladwig e Meiners 2010).

Na floresta mista as lianas representaram cerca de 35% da densidade da regeneração, estando acima do esperado para florestas tropicais e observado em outros trabalhos (Gentry 1991; Nepstad et al. 2007). Mews et al. (2011) observaram considerável aumento de lianas na floresta mista em um período de cinco anos, sugerindo que este aumento pode ser uma tendência na região. Um aumento geral na dominância e densidade de lianas na Amazônia foi observado pela primeira vez há uma década (Phillips et al. 2002) e foi associado ao aumento na dinâmica das florestas maduras observado em toda a Amazônia (Phillips e Gentry 1994, Phillips et al. 2004). Alguns trabalhos também confirmam que muitas florestas neotropicais têm sofrido um contínuo aumento na densidade, dominância e produção de serapilheira de lianas (Wright et al. 2004; DeWalt et al. 2010) sugerindo uma mudança em escala regional.

O aumento registrado na proporção de lianas (regenerantes e adultas) pode representar uma ameaça adicional para a estabilidade destas florestas e para a manutenção da monodominância de *B. rubescens*, visto que lianas podem alterar as relações de competição interespecífica, afetando o crescimento de algumas espécies de árvores mais que de outras (van der Heijden e Phillips 2009), e podem aumentar a taxa de mortalidade e queda de árvores, o que pode levar a um crescente aumento deste grupo e também afetar a regeneração e dinâmica das plântulas da comunidade arbórea (Schnitzer et al. 2000; Wright et al. 2004; Restom e Nepstad 2004; Phillips et al. 2009b).

Conclusão

Pequenas mudanças na riqueza, diversidade e equabilidade total na regeneração da floresta monodominante foram observadas em um período de 14 anos. Entretanto, foi observada alta taxa de surgimento e desaparecimento de espécies nesta comunidade, sugerindo forte competição interespecífica e evidenciando o importante papel do banco de sementes e da dispersão para manutenção da riqueza e diversidade nesta floresta. Apesar de a floresta mista apresentar maior riqueza e diversidade de espécies, as espécies mais importantes na floresta monodominante tendem a se repetir na mista.

A floresta monodominante parece estar passando por um processo de mudança estrutural devido ao declínio da população da espécie monodominante. Entretanto, períodos de baixa precipitação também podem estar inibindo a regeneração desta espécie e permitindo o aumento da densidade de outras populações. O maior aumento foi registrado para lianas, sendo que no intervalo de 14 anos a proporção deste grupo na comunidade foi similar ao esperado para florestas tropicais com alta diversidade, e acima do que geralmente tem sido registrado para

florestas monodominantes. Assim, acredita-se que, se anos de baixa precipitação continuar recorrentes, a estrutura e composição florística da floresta monodominante poderá sofrer mudanças drásticas e se transformar em uma floresta mista. A manutenção da monodominância ao longo do tempo nestas florestas tropicais parece ser comprometida pelo declínio na densidade da regeneração da espécie monodominante e no aumento da densidade da regeneração de lianas, que pode estar associada a vários fatores, inclusive recentes eventos de secas, competição interespecífica e processo sucessional.

Agradecimentos

Agradecemos a CAPES pela concessão de bolsa de mestrado aos autores Claudinei Oliveira-Santos, Paulo Sergio Morandi e Oriales Rocha Pereira ao CNPq/PELD (Nr. 558069/2009-6) e ao PROCAD/CAPES, pelo apoio financeiro. Aos colegas Leandro Maracahipes, Mariângela F. Abreu, Giovana Zilli, Letícia Gomes, Fernando Elias e Kelyane S. Melo, pela ajuda na coleta de dados, ao e Sr. Jairo R. Machado por suporte em logística e ao doutorando Divino S. Silvério pelas contribuições nas análises. Agradecemos também o apoio do projeto RAINFOR (Gordon and Betty Moore Foundation e NERC consortium AMAZONICA) e aos responsáveis pelos projetos, Dr. Jon Lloyd, Dr. Oliver Phillips e Dr. Emanuel Gloor. Agradecemos ainda aos organizadores do Workshop RAINFOR – Gordon and Betty Moore Foundation realizado em Rio Branco, Acre, Brasil, 2011, onde parte deste manuscrito foi elaborado.

Referências Bibliográficas

- Alencar A, Nepstad DC, McGrath D, Moutinho P, Pacheco P, Diaz MDCV, Soares-Filho B. 2004. Desmatamento na Amazônia: indo além da "emergência crônica". Belém (PA): Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia.
- Allen BP, Sharitz RR, Goebel PC. 2007. Are lianas increasing in importance in temperate floodplain forests in the southeastern United States? *Forest Ecology and Management* 242:17-23.
- Avalos G, Mulkey SS. 1999. Seasonal Changes in Liana Cover in the Upper Canopy of a Neotropical Dry Forest. *Biotropica* 31:186-192.
- Baker TR, Phillips OL, Malhi Y, Almeida S, Arroyo L, Di Fiore A, Erwin T, Killeen TJ, Laurance SG, Laurance WF, Lewis SL, Lloyd J, Monteagudo A, Neill DA, Patino S, Pitman NCA, Silva JNM, Martinez RV. 2004. Variation in wood density determines spatial patterns in Amazonian forest biomass. *Global Change Biology* 10:545–562.
- Brose U, Martinez ND, Williams RJ. 2003. Estimating species richness: sensitivity to sample coverage and insensitivity to spatial patterns. *Ecology* 84:2364-2377.
- Brower JEJ, Zar JH. 1977. *Field and laboratory methods for general ecology*. Dubuque (IA): W. C. Brown Co.

- Cabrelli J, Schiavini I. 2007. Estrutura e composição do estrato de regeneração em um fragmento florestal urbano: implicações para a dinâmica e a conservação da comunidade arbórea. *Acta Botanica Brasilica* 21:223-233.
- Condit R, Hubbell SP, Lafrankie JV, Sukumar R, Manokaran N, Foster RB, Ashton PS. 1996. Species-Area and Species-Individual Relationships for Tropical Trees: A Comparison of Three 50-ha Plots. *Journal of Ecology* 84:549-562.
- Connell JH. 1978. Diversity in tropical rainforests and coral reefs. *Science* 199:1302-1310.
- Connell JH, Tracey JG, Webb LJ. 1984. Compensatory Recruitment, Growth, and Mortality as Factors Maintaining Rain Forest Tree Diversity. *Ecological Monographs* 54:141-164.
- Connell JH, Lowman MD. 1989. Low-diversity tropical rain forests: some possible mechanisms for their existence. *The American Naturalist* 134:88-119.
- DeWalt SJ, Schnitzer SA, Chave J, Bongers F, Burnham RJ, Cai Z, Chuyong G, Clark DB, Ewango CEN, Gerwing JJ, Gortaire E, Hart T, Ibarra-Manríquez G, Ickes K, Kenfack D, Macía MJ, Makana J-R, Martínez-Ramos M, Mascaro J, Moses S, Muller-Landau HC, Parren MPE, Parthasarathy N, Pérez-Salicrup DR, Putz FE, Romero-Saltos H, Thomas D. (2010). Annual Rainfall and Seasonality Predict Pan-tropical Patterns of Liana Density and Basal Area. *Biotropica* 42:309-317.
- Edwards W, Krockenberger A. 2006. Event Seedling Mortality Due to Drought and Fire Associated with the 2002 El Niño in a Tropical Rain Forest in North-East Queensland, Australia. *Biotropica* 38:16-26.
- Felfili JM. 1997. Dynamics of the natural regeneration in the Gama gallery forest in central Brazil. *Forest Ecology and Management* 91:235-245.
- Felfili JM, Silva Júnior MC. 1993. A comparative study of Cerrado (Sensu stricto) vegetation central Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 9:277-289.
- Freckleton RP, Watkinson AR. 2002. Large-Scale Spatial Dynamics of Plants: Metapopulations, Regional Ensembles and Patchy Populations. *The Journal of Ecology* 90:419-434.
- Gentry AH. 1982. Patterns of neotropical plant species diversity. *Evolutionary Biology* 15:1-84.
- Gentry AH. 1988. Tree species richness of upper Amazonian forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA* 85:156-159.
- Gentry AH. 1991. The distribution and evolution of climbing plants. *in*. Putz FE, Mooney HA (Eds). *The Biology of Vines*. Cambridge: Cambridge University Press P.3-53.
- Gotelli NJ, Colwell RK. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4:379-391.
- Harper JL. 1977. *Population biology of plants*. London: Academic Press.
- Hart TB. 1990. Monospecific dominance in tropical rain forests. *Trends in Ecology & Evolution* 5:6-11.

- Hart TB. 1995. Seed, seedling and sub-canopy survival in monodominant and mixed forests of the Ituri Forest, Africa. *Journal of Tropical Ecology* 11:443-459.
- Hart TB, Hart JA, Murphy PG. 1989. Monodominant and Species-Rich Forests of the Humid Tropics: Causes for Their Co-Occurrence. *The American Naturalist* 133:613-633.
- Hirzel AH, Lay GL. 2008. Habitat suitability modelling and niche theory. *Journal of Applied Ecology* 45:1372-1381.
- Holmes PM, Richardson DM. 1999. Protocols for Restoration Based on Recruitment Dynamics, Community Structure, and Ecosystem Function: Perspectives from South African Fynbos. *Restoration Ecology* 7:215-230.
- IBGE. 2009. Pedologia Mapa Exploratório de Solos. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro.
- Janzen DH. 1977. Promising Directions of Study in Tropical Animal-Plant Interactions. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 64:706.
- Kunz SH, Ivanauskas NM, Martins SV, Silva E, Stefanelo D. 2008. Aspectos florísticos e fitossociológicos de um trecho de Floresta Estacional Perenifólia na Fazenda Trairão, Bacia do rio das Pacas, Querência-MT. *Acta Amazonica* 38:245-254.
- Ladwig LM, Meiners SJ. 2010. Spatiotemporal dynamics of lianas during 50 years of succession to temperate forest. *Ecology* 91:671-680.
- Lewis SL, Brando PM, Phillips OL, Heijden GMFVD, Nepstad D. 2011. The 2010 Amazon Drought. *Science* 331, 554.
- Lima RAF. 2005. Estrutura e regeneração de clareiras em Florestas Pluviais Tropicais. *Revista Brasileira de Botânica* 28:651-670.
- Magurran AE. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. London; Croom Helm p.179.
- Marimon BS. 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, Brasil.
- Marimon BS, Felfili JM, Marimon-Junior BH, Franco AC, Fagg CW. 2008. Desenvolvimento inicial e partição de biomassa de *Brosimum rubescens* Taub. (Moraceae) sob diferentes níveis de sombreamento. *Acta Botanica Brasilica* 22:941-953.
- Marimon BS, Felfili JM, Haridasan M. 2001a. Studies in monodominant forests in eastern Mato Grosso, Brazil: I. A forest of *Brosimum rubescens* Taub. *Edinburgh Journal of Botany* 58:123-137.
- Marimon BS, Felfili JM, Haridasan M. 2001b. Studies in monodominant forests in eastern Mato Grosso, Brazil: II. a forest in the Areões Xavante Indian Reserve. *Edinburgh Journal of Botany*. 58:483-497.

Marimon BS, Felfili JM. 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 Brasilica* 20:423-432.

Marimon BS, Felfili JM, Fagg CW, Marimon-Junior BH, Umetsu RK, Oliveira-Santos C, Morandi P, Lima HS, Nascimento ART. Monodominance in a *Brosimum rubescens* Taub. forest: structure and dynamics of natural regeneration. 2012. *Acta Oecologica in press*.

Marimon-Junior BH. 2007. Relação entre diversidade arbórea e aspectos do ciclo biogeoquímico de uma floresta monodominante de *Brosimum rubescens* Taub. e uma floresta mista no leste Mato-Grossense. [Tese de doutorado]. Universidade de Brasília, Brasil.

Mews, HA, Marimon BS, Pinto JRR, Silvério DV. 2011. Dinâmica estrutural da comunidade lenhosa em Floresta Estacional Semidecidual na transição Cerrado-Floresta Amazônica, Mato Grosso, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 25:845-857.

Nascimento MT, Barbosa RI, Villela DM, Proctor J. 2007. Above-ground biomass changes over an 11-year period in Amazon monodominant forest and two other lowland forests. *Plant Ecology* 192:181-192.

Nascimento MT, Proctor J, Villela DMMU. 1997. Forest structure, floristic composition and soils of an Amazonian monodominant forest on Maraca island, Roraima, Brazil. *Edinburgh Journal of Botany* 54:1-38.

Nascimento MT, Proctor J. 1997. Population dynamics of five tree species in a monodominant *Peltogyne* forest and two other forest types on Maracá Island, Roraima, Brazil. *Forest Ecology and Management* 94:115-128.

Nepstad DC, Tohver IM, Ray D, Moutinho P, Cardinot G. 2007. Mortality of large trees and lianas following experimental drought in an Amazon forest. *Ecology* 88:2259-2269.

Nepstad D, Carvalho G, Barros AC, Alencar A, Capobianco JP, Bishop J, Moutinho P, Lefebvre P, Silva Jr UL, Prins E. 2001. Road paving, fire regime feedbacks, the future of Amazon forests. *Forest Ecology and Management* 154:395-407.

Oksanen J, Blanchet FG, Kindt R, Legendre P, Hara RBO, Simpson GL, Solymos P, Stevens MHH, Wagner H. 2010. Community Ecology Package. R package. [1.17-2]. 2010.

Oliveira ECLD, Felfili JM. 2005. Estrutura e dinâmica da regeneração natural de uma mata de galeria no Distrito Federal, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 19:801-811.

Oliveira MCDE, Felfili JM. 2006. Dinâmica da regeneração natural em mata de galeria perturbada por fogo, na Fazenda Água Limpa, DF, em um período de 24 anos. *Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer* 18:65-73.

Oliveira EA, Marimon BS, Feldpausch TR, Colli GR, Marimon-Junior BH, Lloyd J, Lenza E, Maracahipes L, Oliveira-Santos C, Phillips OL. 2012. Richness, diversity and distribution of lianas of the Cerrado-Amazon forest transition, Brazil. *Plant Ecology and Diversity in revision*.

Peh KS-H, Lewis SL, Lloyd J. 2011. Mechanisms of monodominance in diverse tropical tree-dominated systems. *Journal of Ecology* 99:891-898.

Pereira-silva EFL, Santos JE, Kageyama PY, Hardt E. 2004. Florística e fitossociologia dos estratos arbustivo e arbóreo de um remanescente de cerrado em uma Unidade de Conservação do Estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Botânica* 27:533-544.

Phillips OL, Aragao L, Lewis SL, Fisher JB, Lloyd J, Lopez-Gonzalez G, Malhi Y, Monteagudo A, Peacock J, Quesada CA, van der Heijden G, Almeida S, Amaral I, Arroyo L, Aymard G, Baker TR, Banki O, Blanc L, Bonal D, Brando P, Chave J, de Oliveira ACA, Cardozo ND, Czimczik CI, Feldpausch TR, Freitas MA, Gloor E, Higuchi N, Jimenez E, Lloyd G, Meir P, Mendoza C, Morel A, Neill DA, Nepstad D, Patino S, Penuela MC, Prieto A, Ramirez F, Schwarz M, Silva J, Silveira M, Thomas AS, terSteege H, Stropp J, Vasquez R, Zelazowski P, Davila EA, Andelman S, Andrade A, Chao KJ, Erwin T, Di Fiore A, Honorio E, Keeling H, Killeen TJ, Laurance WF, Cruz AP, Pitman NCA, Vargas PN, Ramirez-Angulo H, Rudas A, Salamao R, Silva N, Terborgh J, Torres-Lezama A. 2009. Drought sensitivity of the Amazon rainforest. *Science* 323:1344–1347.

Phillips OL, Martinez RV, Mendoza AM, Baker TR, Vargas PN. 2005. Large Lianas as Hyperdynamic Elements of the Tropical Forest Canopy. *Ecology* 86:1250-1258.

Phillips OL, Martínez RV, Arroyo L, Baker TR, Killeen T, Lewis SL, Malhi Y, Mendoza AM, Neill D, Vargas PN, Alexiades M, Cerón C, 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.

Phillips OL, Gentry AH. 1994. Increasing turnover through time in tropical forests. *Science* 263: 954-958.

Phillips OL, Baker TR, Arroyo L, Higuchi N, Killeen T, Laurance WF, Lewis SL, Lloyd J, Malhi Y, Monteagudo A, Neill D, Núñez Vargas P, Silva N, Terborgh J, Vásquez Martínez R, Alexiades M, Almeida S, Brown S, Chave J, Comiskey JA, Czimczik CI, Di Fiore A, Erwin T, Kuebler C, Laurance SG, Nascimento HEM, Olivier J, Palacios W, Patiño S, Pitman N, Quesada CA, Saldias M, Torres Lezama A, Vinceti B. 2004. Pattern and process in Amazon forest dynamics, 1976-2001. *Philosophical Transactions of the Royal Society, Series B* 359: 381-407.

Putz FE. 1980. Lianas vs Trees. *Biotropica* 12:224-225.

RADAMBRASIL. 1981. Levantamento de Recursos Naturais. Ministério das Minas e Energia 25, Folha SD-22/Goiás.

R Development Core Team. 2009. A language and environment for statistical computing. <http://www.R-project.org> [2.10.1]. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. 8-21-2010.

Read J, Jaffré T, Godrie E, Hope GS, Veillon JM. 2000. Structural and floristic characteristics of some monodominant and adjacent mixed rainforests in New Caledonia. *Journal of Biogeography* 27:233-250.

Restom TG, Nepstad DC. 2004. Seedling growth dynamics of a deeply rooting liana in a secondary forest in eastern Amazonia. *Forest Ecology and Management* 190:109-118.

- Richards PW. 1996. The tropical rainforest. Cambridge (UK): Cambridge University Press. P. 439-443.
- Rossi MLB, Koehler HS, Arce JE, Sanquetta CR. 2007. Modelagem de recrutamento em florestas. *Floresta* 37:453-467.
- Schnitzer SA, Dalling JW, Carson WP. 2000. The impact of lianas on tree regeneration in tropical forest canopy gaps: Evidence for an alternative pathway of gap-phase regeneration. *Journal of Ecology* 88:655-666.
- Silva FAM, Assad ED, Evangelista BA. 2008. Caracterização Climática do Bioma Cerrado. *In*. Sano SM, Almeida SM, and Ribeiro, editors. *Cerrado ecologia e flora*. Embrapa Informação Tecnológica.p. 68-88.
- Torti SD, Coley PD, Kursar TA. 2001. Causes and consequences of monodominance in tropical lowland forests. *The American Naturalist* 157:141-153.
- Van der Heijden G, Phillips OL. 2009. Liana infestation impacts tree growth in a lowland tropical moist forest. *Biogeosciences* 6:2217-2226.
- Whitmore TC. 1984. *Tropical rain forests in the Far East*. Clarendon Press. Pages 3-27.
- Wright SJ, Calderon O, Hernandez A, Paton S. 2004. Are Lianas Increasing in Importance in Tropical Forests? A 17-Year Record from Panama. *Ecology* 85:484-489.
- Zar JH. 2010. *Biostatistical Analysis*. Pearson, Upper Saddle River, New Jersey, USA.

Informações suplementares

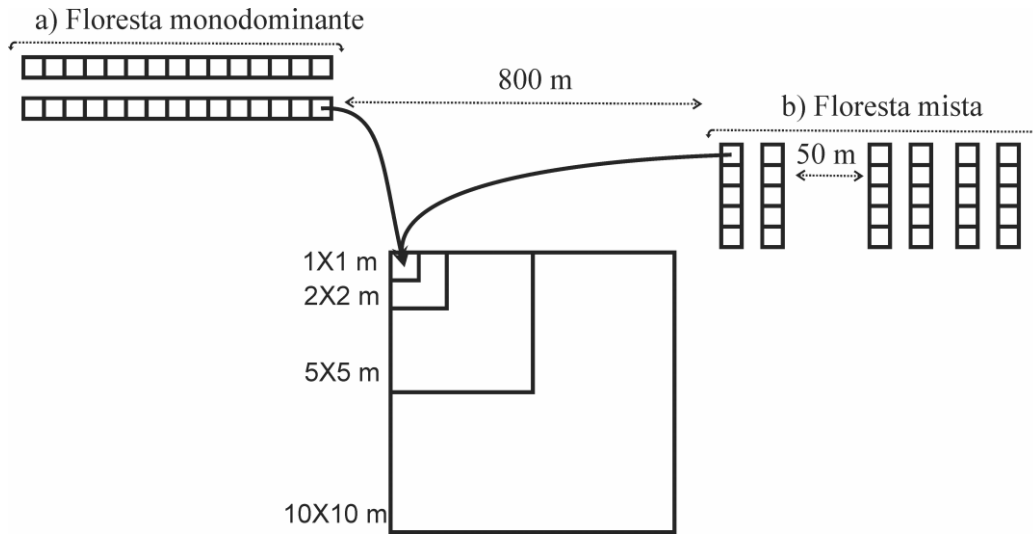


Figure S1. Desenho experimental para amostragem da regeneração em uma floresta monodominante de *B. rubescens* e uma floresta mista adjacente na transição Cerrado-Floresta Amazônica, Leste do Estado de Mato Grosso, Brasil. [1x1 m (Plântulas <30 cm de altura), 2x2 m (Plântulas desenvolvidas >30 a <60 cm), 5x5 m (Arvoretas jovens >60 a <200 cm) e 10x10 m (Arvoretas >200 cm e DAP < 5 cm)].

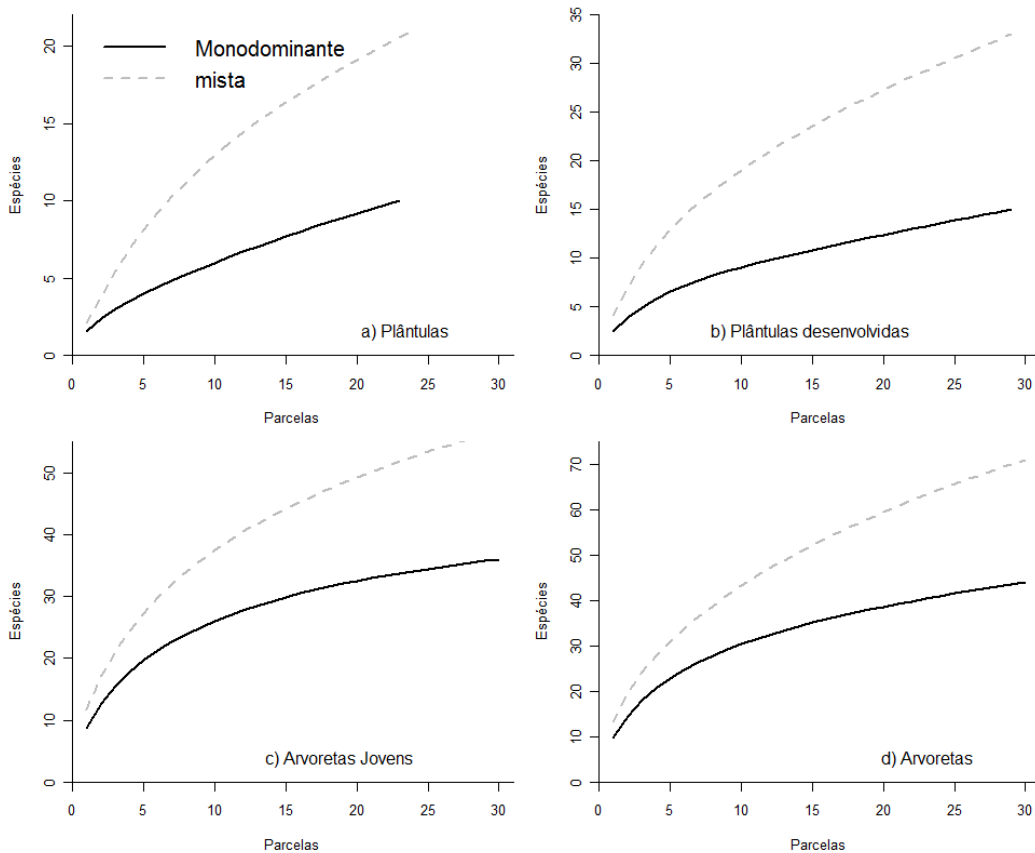


Figura S2. Curva de rarefação de espécies por categoria de regeneração amostrada em 2010 em uma floresta monodominante de *B. rubescens* e uma floresta mista adjacente na transição Cerrado-Floresta Amazônica, Leste do Estado de Mato Grosso, Brasil.

Tabela S1. Correlação e regressão linear por classe de regeneração para quatro espécies abundantes na floresta monodominante de *B. rubescens* na transição Cerrado-Floresta Amazônica, Leste do Estado de Mato Grosso, Brasil.

Categorias	<i>Brosimum rubescens</i>			<i>Ephedranthus parviflorus</i>			<i>Tetragastris altissima</i>			<i>Myrciaria floribunda</i>		
	<i>r</i>	<i>r</i> ²	<i>p</i>	<i>r</i>	<i>r</i> ²	<i>p</i>	<i>r</i>	<i>r</i> ²	<i>p</i>	<i>r</i>	<i>r</i> ²	<i>p</i>
Plântulas	-0.19	0.03	0.40	-0.45	0.20	0.03	0.07	0.00	0.76	0.11	0.01	0.61
Plântulas desenvolvidas	-0.37	0.13	0.05	-0.27	0.07	0.15	0.31	0.10	0.10	0.10	0.01	0.62
Arvoretas Jovens	-0.45	0.20	0.01	-0.42	0.18	0.02	0.27	0.07	0.15	-0.26	0.07	0.17
Arvoretas	-0.29	0.08	0.12	0.16	0.03	0.39	-0.28	0.08	0.14	-0.01	0.00	0.96

r= Correlação de Pearson, *r*² = Regressão linear, *p*= Valor de p

ARTIGO 2 – MUDANÇAS NA FLORÍSTICA E ESTRUTURA DA COMUNIDADE
LENHOSA EM UMA FLORESTA MONODOMINANTE DE *Brosimum rubescens* Taub.
AO LONGO DE 15 ANOS (1996 A 2011), NO LESTE DE MATO GROSSO, BRASIL

Formatado pelas normas da normas da rev. Plant Ecology and Diversity

MUDANÇAS NA FLORÍSTICA E ESTRUTURA DA COMUNIDADE LENHOSA EM UMA FLORESTA MONODOMINANTE DE *BROSIMUM RUBESCENS* TAUB. AO LONGO DE 15 ANOS (1996 A 2011), NO LESTE DE MATO GROSSO, BRASIL

Claudinei Oliveira-Santos^a e Beatriz Schwantes Marimon^b

^aUniversidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT), Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação, Departamento de Ciências Biológicas, Caixa Postal 08, CEP 78.690-000, Nova Xavantina, MT, Brasil; ^bUNEMAT, Departamento de Ciências Biológicas, Caixa Postal 08, CEP 78.690-000, Nova Xavantina, MT, Brazil.

Resumo

Introdução: Apesar de renomadas pelas ricas e diversas florestas, as regiões tropicais abrigam também florestas com baixa riqueza e diversidade de espécies, as florestas monodominantes. Estudos de longo prazo sobre as mudanças temporais na composição florística e estrutura de florestas tropicais monodominantes são bastante escassos.

Objetivos: Foram avaliadas as mudanças temporais na composição florística e estrutura de uma floresta monodominante (*Brosimum rubescens* Taub., Moraceae) em um período de 15 anos (1996 a 2011), a fim de verificar como estas mudanças afetam a comunidade e as principais população ao longo do tempo.

Métodos: Em julho de 1996 foram estabelecidas 60 parcelas contíguas e permanentes de 10 x 10 m e os indivíduos arbóreos (DAP \geq 10 cm) foram identificados e tiveram seus diâmetros medidos em seis levantamentos (1996, 2001, 2004, 2008, 2010 e 2011).

Resultados: Entre 1996 e 2011, houve forte redução na riqueza (1996 = 25 sp e 2011 = 13 sp) e redução significativa na diversidade de espécies. A comunidade apresentou baixa uniformidade, sendo que em todos os censos mais de 60% dos indivíduos e cerca de 80% da área basal pertenceram à espécie monodominante, e as quatro espécies mais abundantes representaram mais de 90% dos indivíduos e da área basal.

Conclusões: A redução na riqueza e diversidade de espécies na floresta pode estar relacionada a anos de baixa precipitação. Também houve perda de área basal e densidade de indivíduos para a espécie monodominante, entretanto, a curto prazo a monodominância de *B. rubescens* parece não estar ameaçada.

Palavras-chave: Monodominância, estrutura, composição florística, eventos de seca, *Brosimum rubescens*.

Abstract

Background: The tropical regions, in spite of being famous due to their rich and diverse forests, also present forests with low richness and diversity of species, the monodominant forests. Long-term studies about the temporal changes in the floristic composition and structure of monodominant tropical forests are very scarce.

Aims: Was assessed the temporal changes in the floristic composition and structure of a monodominant forest (*Brosimum rubescens* Taub., Moraceae) over a 15-year period (1996 to 2011), aiming at verifying how these changes affect the community and the main populations throughout time.

Methods: In July 1996, 60 contiguous permanent plots of 10 x 10 m were established and the woody individuals (DAP \geq 10 cm) were identified and their diameters were measured in six surveys (1996, 2001, 2004, 2008, 2010 and 2011).

Results: Between 1996 to 2011, there was high reduction in the richness (1996 = 25 sp and 2011 = 13 sp) and significant reduction in the species diversity (Hutcheson's t test, $P < 0.05$). The community presented low uniformity, whereas in all the surveys over 60% of the individuals and nearly 80% of the basal area regarded the monodominant species, and the four most abundant species represented more than 90 % of the individuals and of the basal area.

Conclusions: The reduction in the species richness and diversity in the forest may be related to years of low rainfall. There was also loss of basal area and density of individuals for the monodominant species; however, at short term, the monodominance of *B. rubescens* does not seem to be threatened.

Keywords: Monodominance, structure, floristic composition, *Brosimum rubescens*, drought.

Introdução

As regiões tropicais são renomadas por abrigarem as florestas mais ricas e diversas do planeta (Gentry 1982; Whitmore 1984; Richards 1996) e alta riqueza e diversidade de espécies têm sido interpretadas como padrão para florestas dessa região. Entretanto algumas florestas tropicais fogem a esse padrão, apresentando inesperada baixa riqueza e diversidade de espécies, tendo entre 60 e 100% da densidade de indivíduos, área basal, cobertura de dossel ou biomassa total da comunidade pertencente a uma única espécie, sendo por isto denominadas *florestas monodominantes* (Connell e Lowman 1989; Hart et al. 1989).

Florestas monodominantes, apesar de raras, têm sido registradas em quase todos os continentes (veja Marimon 2005 e Peh et al. 2011). E nas últimas décadas o interesse da ciência por esse fenômeno de monodominância em florestas tropicais tem aumentado, e conseqüentemente tem-se intensificado as pesquisas sobre o assunto (e.g. Connell e Lowman 1989; Hart et al. 1989; Hart 1990; Nascimento et al. 1997; Read et al. 2000; Marimon et al. 2001a, 2001b; Torti et al. 2001; Peh et al. 2011). Contudo, considerando o elevado número de espécies conhecidas por formar monodominância (pelo menos 22 de oito famílias, segundo Peh et al. 2011), o fato de que esse tipo de floresta ocorre em condições ambientais muito distintas, e aos vários fatores e mecanismos apontados como responsáveis por conduzir uma espécie à condição de monodominância (Connell e Lowman 1989; Hart et al. 1989; Nascimento et al. 1997; Torti et al. 2001; Peh et al. 2011), os estudos em florestas monodominantes são considerados escassos.

Levando em conta os parâmetros que têm sido adotados como medidas de monodominância em florestas tropicais [exemplo: densidade de indivíduos, área basal, cobertura de dossel e biomassa (Connell e Lowman 1989)], a melhor compreensão da formação e funcionamento de florestas tropicais monodominantes tem sido limitada pela escassez de estudos de longo prazo que avaliem padrões e/ou mudanças na composição florística e estrutura destas florestas. Além de escassos, os estudos que avaliam mudanças temporais em florestas monodominantes geralmente são inferiores a uma década (Marimon 2005; Hart et al. 1989; Nascimento e Proctor 1997).

As comunidades florestais, mesmo as consideradas estáveis, sofrem mudanças ao longo do tempo, tanto em níveis de populações quanto de indivíduos (Felfili 1995). Assim, avaliar as mudanças na composição florística de uma comunidade vegetal e as alterações na estrutura em nível de populações e comunidade por meio de estudos de longo prazo e com várias amostragem (Werneck et al. 2000) é essencial para se compreender seu funcionamento e as relações

ecológicas entre suas populações e as características ambientais, visto que as mudanças temporais e espaciais das populações são afetadas tanto por fatores biológicos quanto ambientais (Hutchings 1977; Marques e Joly 2000). Nesse sentido é necessário avaliar os parâmetros estruturais da comunidade, dentre os quais destacam-se área basal, densidade, estrutura diamétrica, entre outros parâmetros (Müller-Dombois & Elleberg 1974; Felfili et al. 1993; Marimon 2005)].

Estudos de longo prazo são importantes também para compreender os processos e interações ecológicas que mantêm uma comunidade florestal, permitindo avaliar as taxas de mudanças na estrutura da comunidade e das populações ao longo do tempo, através do crescimento, recrutamento e mortalidade de indivíduos (Felfili 1995) e, avaliar o efeito de diferentes regimes de distúrbios na estabilidade da comunidade, os quais tendem a afetar a diversidade e o equilíbrio da comunidade (Connell e Lowman 1989; Hart et al. 1989; Hart 1990; Read et al. 1995).

Na zona de transição entre a Floresta Amazônica e o Cerrado, na porção leste do Estado de Mato Grosso, ocorrem manchas de floresta monodominante de *Brosimum rubescens* Taub., algumas abrangendo áreas de até 5000 hectares (Marimon 1998; Marimon et al. 2001b). Entretanto, devido ao interesse econômico pela exploração madeireira desta espécie, e como consequência do desmatamento em larga escala para dar lugar a áreas de pastagens e soja, hoje as manchas de florestas dominadas por *B. rubescens* estão reduzidas, e ainda não existe um plano para o manejo e conservação das mesmas (Marimon 2005; Marimon et al. 2008).

Partindo-se da premissa de que a floresta monodominante de *B. rubescens* apresenta processos ecológicos únicos para a região de sua ocorrência, foi considerada a importância de realizar estudos de longo prazo para garantir a compreensão destes processos, as estratégias de vida de suas populações e suas alterações temporais. Assim, o presente estudo foi conduzido com o objetivo de descrever as alterações na riqueza, diversidade, composição florística e estrutura da vegetação arbórea de uma floresta monodominante de *B. rubescens* por meio de seis amostragens em um período de 15 anos (1996 a 2011), visando fornecer informações que possibilitem uma melhor compreensão dos fatores e mecanismos que atuam nessas florestas. Espera-se também que os resultados deste estudo possam embasar futuras iniciativas de recomposição de áreas desta floresta que tenham sofrido interferências antrópicas e contribuir com a elaboração de estratégias de manejo das áreas de floresta ainda preservadas, visto que a maioria dos remanescentes florestais desta região faz parte da reserva legal de fazendas de gado e/ou soja.

Material e métodos

A área onde o presente estudo foi realizado está localizada na Depressão Araguaia, em relevo plano e altitude de cerca de 300 m (RADAMBRASIL 1981; IBGE 2009). O clima regional é do tipo Aw de acordo com Köppen, com temperatura média anual entre 24 e 25°C, precipitação média de 1500 mm e forte sazonalidade de chuvas (Silva et al. 2008). O solo na área estudada é distrófico, do tipo Plintossolo apresenta textura média, alta acidez, alta concentração de ferro, elevado nível de alumínio trocável e alta relação Ca/Mg (Marimon-Junior 2007).

O estudo foi conduzido em uma floresta monodominante de *B. rubescens* Taub. (Moraceae), denominada “floresta monodominante” (14°50’47’’S e 52°08’37’’W), em área preservada e sem sinais de impactos antrópicos, na reserva legal da Fazenda Vera Cruz, que compreende uma área contínua de aproximadamente 5000 hectares, na zona de transição entre os biomas Cerrado e Floresta Amazônica, porção leste do estado de Mato Grosso.

Em julho de 1996 foram estabelecidas 60 parcelas contíguas e permanentes de 10 x10 m em uma área de 40 por 150 m, totalizando 0,6 hectares. No período de 1996 a 2011, nessas parcelas, todos os indivíduos arbóreos com diâmetro a altura do peito (DAP) ≥ 10 cm foram identificados e tiveram seus diâmetros medidos em seis levantamentos (1996, 2001, 2004, 2008, 2010 e 2011). A partir do segundo levantamento todos os recrutas foram incluídos (indivíduos que apresentaram crescimento e atingiram o DAP de inclusão). Todos os indivíduos amostrados foram numerados e etiquetados com placa de alumínio.

A precipitação total anual no período de 1990 a 2010 e a temperatura média anual entre 2000 a 2010 foram obtidas na estação meteorológica de Nova Xavantina (Ministério da Agricultura, 9º Distrito de Meteorologia), distante cerca de 25 km (em linha reta) da área de estudo.

Para comparar a riqueza de espécies nos diferentes levantamentos foram utilizadas análises de rarefação de espécies com base na abundância de indivíduos por espécies, por meio dos estimadores Chao, Jackknife 1, Jackknife 2 e Bootstrap e com 1000 randomizações. A escolha do melhor estimador se deu por meio de análise de correlação entre estes estimadores e a riqueza observada, sendo que o estimador que apresentou maior correlação foi escolhido por se considerar que este teve melhor desempenho, e para comparar os resultados nas diferentes amostragens foi utilizado o teste Z (Brose et al. 2003; Zar 2010). As análises foram realizadas por meio dos pacotes *Vegan* 2.0 disponível para o programa *R* 2.13 (Oksanen et al. 2010; R Development Core Team 2011).

Foram utilizados dois índices para avaliar a diversidade de espécies nos diferentes levantamentos: 1) índice de diversidade de Shannon-Wiener (H'), que é mais afetado por

espécies raras e 2) índice de diversidade de Simpson (Ds), que é mais sensível às mudanças na abundância das espécies mais comuns (Magurran 1988). Para avaliar a uniformidade na comunidade foi utilizado o índice de equabilidade de Pielou (J), que varia de 0 a 1, sendo que o valor máximo indica que todas as espécies possuem a mesma abundância (Magurran 1988), demonstrando a probabilidade de dois indivíduos escolhidos aleatoriamente em uma comunidade pertencerem a mesma espécie (Ludwig e Reynolds 1988). As análises foram realizadas por meio dos pacotes *Vegan* 2.0 e *Base* disponíveis para o programa *R* 2.13 (Oksanen et al. 2010; R Development Core Team 2011).

As mudanças na composição florística da comunidade e na estrutura da comunidade e das populações das principais espécies (todas aquelas que apresentaram densidade absoluta superior a 20 ind./ha) foram avaliadas por comparações da densidade de indivíduos e área basal por classe diamétrica entre os diferentes levantamentos, por meio do teste de Kolmogorov-Smirnov (KS) (Siegel e Castellan-Júnior 1988) e por histogramas de densidade de indivíduos e área basal por classe diamétrica pré-definidas (10 a 19.9 cm, 20 a 29.9 cm, 30 a 39.9 cm e ≥ 40 cm).

Para avaliar o balanceamento das distribuições dos diâmetros da comunidade e das principais espécies foi utilizado o quociente “q” de Liocourt, conforme adotado por Carvalho e Nascimento (2009). Por meio deste parâmetro considera-se balanceada uma distribuição diamétrica que apresente razão constante entre as sucessivas classes, situação em que o recrutamento estaria sendo compensado pela mortalidade (Leak 1964).

Resultados

Mudanças na riqueza, diversidade e equabilidade de espécies

No período estudado (1996 a 2011) foram identificadas 26 espécies pertencentes a 18 famílias, evidenciando uma baixa riqueza de espécies na floresta monodominante (Tabela 2 e Figura 1), sendo amostradas 25 espécies e 18 famílias no primeiro censo (1996) e apenas 13 espécies e 11 famílias no último (2011) (Tabela 3). Além disso, houve redução significativa na riqueza de espécies entre todos os censos durante os 15 anos deste estudo, [1996 (estimada por Bootstrap)= 21 sp. e 2011 (observado)= 13 sp., $z = -4.43$, $p < 0.01$], com exceção dos anos de 2001 e 2004, que apresentaram a mesma riqueza (Tabela 1).

Tabela 1. Comparações de riqueza de espécies entre seis levantamentos em uma floresta monodominante, na transição Cerrado-Floresta Amazônica, Leste Mato-grossense, Brasil.

	1996	2001	2004	2008	2010	2011
Riqueza observada ^a	25	21	21	18	14	13
Espécies raras ^b	19	15	15	13	9	8
Riqueza estimada ^c		31	26	26	22	17
Dev. padrão		1,5	1,4	1,4	1,3	1,1
Teste Z,p	1996	-4,3, <0,01				
	2001		-3,3, <0,01			
	2004			-3,3, <0,01		
	2008				-3,0, <0,01	
	2010					-2,3, =0,01

a) Riqueza amostrada em cada censo, b) espécies com 1 ou 2 indivíduos amostrados e, c) riqueza estimada por Bootstrap, que foi o estimador mais correlacionado com a riqueza observada.

Mudanças temporais também foram observadas para a composição florística da comunidade, visto que: 1) entre 1996 e 2001 cinco espécies desapareceram desse estrato da comunidade arbórea (*Jacaranda copaia*, *Licania kunthiana*, *Mouriri apiranga*, *Ormosia paraensis* e *Physocalymma scaberrimum*) e uma nova espécie apareceu (*Miconia holosericea*), 2) entre 2001 e 2004 não houve mudanças florísticas, 3) entre 2004 e 2008 três espécies desapareceram (*Hirtella gracilipes*, *Inga heterophylla* e *Sacoglottis guianensis*), 4) entre 2008 e 2010 quatro espécies desapareceram (*Caraipa* sp., *Nectandra cuspidata*, *Ouratea* sp. e a espécie *Miconia holosericea*, que havia aparecido em 2001) e, 5) entre 2010 e 2011 uma espécie desapareceu (*Nectandra hihua*). Todas as espécies que desapareceram eram raras, sendo mais suscetíveis a exclusão por competição ou distúrbios, e nenhuma destas foi novamente amostrada em levantamentos posteriores, de modo que apenas metade do total de espécies registrado durante o período estudado ainda estava presente no último levantamento (Tabela 2).

No primeiro levantamento a maior riqueza foi observada para a família Fabaceae, que apresentou quatro espécies, seguida por Chrysobalanaceae com três e por Burseraceae e Lauraceae com duas. As demais famílias apresentaram uma única espécie cada. No último censo as famílias mais ricas foram Fabaceae e Burseraceae, com duas espécies cada, sendo que as demais famílias apresentaram uma espécie cada, indicando que as principais famílias apresentaram redução de riqueza.

Tabela 2. Espécies e famílias com DAP ≥ 10 cm amostradas em seis levantamentos em uma floresta monodominante de *Brosimum rubescens* Taub., na transição Cerrado-Floresta Amazônica, Leste Mato-grossense, Brasil.

Espécies	Famílias	Densidade Absoluta (ind./ha)					
		1996	2001	2004	2008	2010	2011
<i>Brosimum rubescens</i> Taub.	Moraceae	360	355	350	323	323	302
<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.	Rubiaceae	102	98	93	85	68	53
<i>Tetragastris altissima</i> (Aubl.) Swart	Burseraceae	37	38	35	32	32	27
<i>Cheiloclinium cognatum</i> (Miers) A.C.Sm.	Celastraceae	28	33	35	25	28	23
<i>Nectandra hihua</i> (Ruiz & Pav.) Rohwer	Lauraceae	7	7	5	2	2	-
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Fabaceae	5	3	2	2	2	2
<i>Chaetocarpus echinocarpus</i> (Baill.) Ducke	Peraceae	3	3	3	3	3	3
<i>Ephedranthus parviflorus</i> S.Moore	Annonaceae	3	3	3	5	3	3
<i>Inga heterophylla</i> Willd.	Fabaceae	3	2	2	-	-	-
<i>Micropholis venulosa</i> (Mart. & Eichler) Pierre	Sapotaceae	3	3	3	3	3	3
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.	Fabaceae	2	2	2	2	2	2
<i>Aspidosperma discolor</i> A.DC.	Apocynaceae	2	2	2	2	2	2
<i>Caraipa</i> sp. Aubl.	Clusiaceae	2	2	2	2	-	-
<i>Hirtella gracilipes</i> (Hook.f.) Prance	Chrysobalanaceae	2	2	2	-	-	-
<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D.Don	Bignoniaceae	2	-	-	-	-	-
<i>Licania apetala</i> (E.Mey.) Fritsch	Chrysobalanaceae	2	2	2	2	2	2
<i>Licania kunthiana</i> Hook.f.	Chrysobalanaceae	2	-	-	-	-	-
<i>Mouriri apiranga</i> Spruce ex Triana	Melastomataceae	2	-	-	-	-	-
<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	Myrtaceae	2	2	2	2	2	2
<i>Nectandra cuspidata</i> Nees	Lauraceae	2	7	5	3	-	-
<i>Ormosia paraensis</i> Ducke	Fabaceae	2	-	-	-	-	-
<i>Ouratea</i> sp. Aubl.	Ochnaceae	2	2	2	2	-	-
<i>Physocalymma scaberrimum</i> Pohl	Lythraceae	2	-	-	-	-	-
<i>Protium pilosissimum</i> Engl.	Burseraceae	2	2	3	3	5	5
<i>Sacoglottis guianensis</i> Benth.	Humiriaceae	2	2	2	-	-	-
<i>Miconia holosericea</i> (L.) DC.	Melastomataceae	-	2	2	2	-	-
Total (ind./ha)		581	572	557	500	477	429

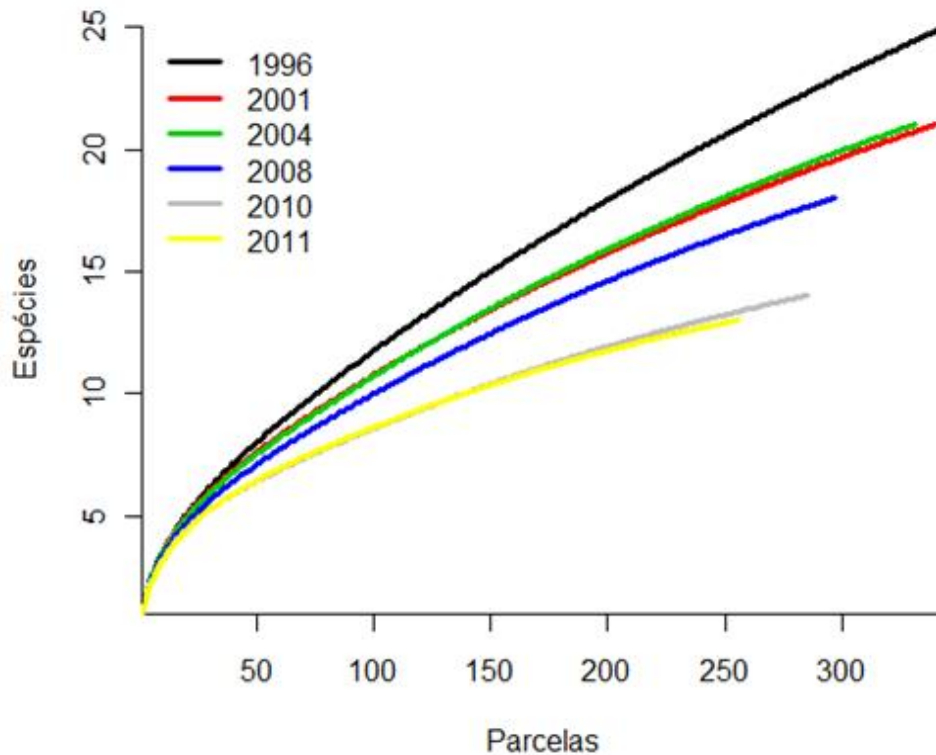


Figura 1. Curva de acumulação de espécies baseada no número de indivíduos em uma floresta monodominante, na transição Cerrado-Floresta Amazônica, Leste Mato-grossense, Brasil.

Assim como para a riqueza de espécies, a diversidade observada para esta floresta foi baixa e apresentou redução consecutiva nos levantamentos (teste t de Hutcheson, $p < 0,05$, Tabela 3). Por outro lado, os valores do índice de Simpson, que confere maior peso à abundância das espécies comuns, não apresentaram alterações nos três primeiros censos (1996, 2001, 2004), entretanto houve redução consecutiva nos três últimos (2008, 2010, 2011) (Tabela 3), provavelmente como reflexo da redução na densidade em algumas das espécies mais abundantes (Tabela 2). A comunidade apresentou menor valor de equabilidade no primeiro e no último censo ($J= 0,43$) e maior valor no segundo censo ($J=0,45$). Contudo, apesar da significativa redução na riqueza de espécies, as mudanças registradas para diversidade e uniformidade no período estudado foram pequenas, em parte devido ao baixo valor apresentado por estes índices para esta comunidade.

Tabela 3. Riqueza, diversidade e equabilidade de espécies em uma floresta monodominante, na transição Cerrado-Floresta Amazônica, Leste Mato-grossense, Brasil.

	1996	2001	2004	2008	2010	2011
Riqueza	25	21	21	18	14	13
H' (Shannon-Wiener)	1,39	1,36	1,34	1,26	1,16	1,11
Ds (Simpson)	0,57	0,57	0,57	0,54	0,51	0,48
J (Pielou)	0,43	0,45	0,44	0,44	0,44	0,43

Mudanças na estrutura das populações e da comunidade no período estudado

Em todos os levantamentos realizados apenas quatro espécies apresentaram densidade absoluta superior a 20 ind./ha. A espécie mais abundante foi *B. rubescens*, seguida por *Amaioua guianensis*, *Tetragastris altissima* e *Cheilochlinium cognatum* e não houve alteração na ordem de abundância destas espécies no período estudado. Além disso, estas quatro espécies representaram mais que 90% dos indivíduos amostrados em todos os censos, e *B. rubescens* sozinha, representou cerca de 62% dos indivíduos amostrados na comunidade em 1996, e 71% em 2011, apesar da densidade de indivíduos desta espécie ter apresentado redução (Figura 6).

No período estudado houve redução na densidade de indivíduos na comunidade (581 em 1996 e 429 em 2011) e nas populações, com exceção de *Protium pilosissimum* que teve um aumento de 2 para 5 ind/ha (Tabela 2). Em todos os censos a primeira classe diamétrica (10 a 19,9 cm) apresentou maior densidade de indivíduos, seguida pela terceira classe (30 a 39,9), com duas exceções; 1) no terceiro levantamento (2008) a segunda classe (20 a 29,9) apresentou maior densidade de indivíduos (34%) que a primeira, e 2) no último censo (2011) a primeira e a terceira classe apresentaram o mesmo percentual (32,8%). A última classe diamétrica apresentou

a menor densidade de indivíduos em todos os censos, demonstrando que menos de 10% dos indivíduos nesta comunidade apresentam diâmetro superior a 40 cm (Tabela 4 e Figura 2).

Tabela 4. Percentual de indivíduos por classes diamétricas em uma floresta monodominante, na transição Cerrado-Floresta Amazônia, Leste Mato-grossense, Brasil.

Classes	Amostragens					
	1996	2001	2004	2008	2010	2011
10 a 19,9 cm	39,1	39,1	37,8	32,0	35,5	32,8
20 a 29,9 cm	25,8	23,5	23,6	34,0	24,4	25,5
30 a 40 cm	29,7	30,7	31,0	30,8	31,7	32,8
≥ 40 cm	5,4	6,7	7,7	3,3	8,4	8,9

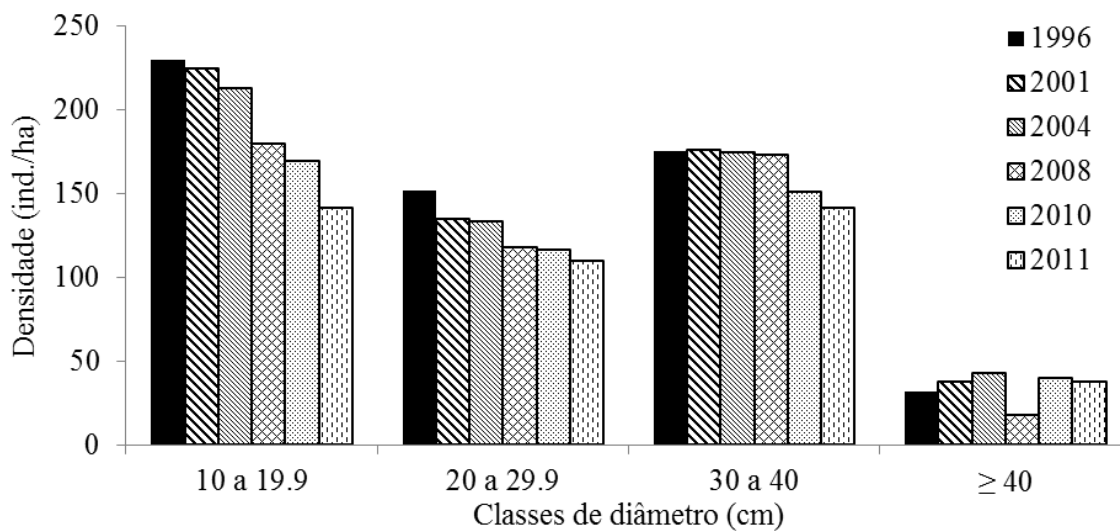


Figura 2. Distribuição de indivíduos vivos por classe de diâmetro (DAP) (intervalo de classe = 10 cm), em seis levantamentos realizados em uma floresta monodominante, na transição Cerrado-Floresta Amazônia, Leste Mato-grossense, Brasil.

Houve variações nos valores do quociente “q” entre as sucessivas classes de diâmetro (Tabela 5), evidenciando que a distribuição dos indivíduos nas classes de diâmetro é desbalanceada. Entretanto, as distribuições dos indivíduos em classes diamétricas não apresentaram diferenças significativas comparando-se os diferentes anos de inventário (KS: $\chi^2 = 4,3$ e $p = 0,12$).

Tabela 5. Quociente “q” para as classes de diâmetro de indivíduos em uma floresta monodominante, na transição Cerrado-Floresta Amazônia, Leste Mato-grossense, Brasil.

Classes	Amostragens					
	1996	2001	2004	2008	2010	2011
10 a 19,9 / 20 a 29,9	0,7	0,6	0,6	1,1	0,7	0,8
20 a 29,9 / 30 a 40	1,2	1,3	1,3	0,9	1,3	1,3
30 a 40 / ≥ 40	0,2	0,2	0,2	0,1	0,3	0,3

O valor da área basal da comunidade variou entre 28,6 e 35,4 m²/ha, sendo o maior valor registrado no terceiro censo (2004) e o menor no último levantamento (2011). A distribuição da área basal por classe de diâmetro apresentou padrão diferente do observado para a densidade de indivíduos, com o maior valor de área basal na terceira classe diamétrica (30 a 39,9 cm) (Figura 3), provavelmente relacionado à elevada densidade de indivíduos de *B. rubescens* nesta classe.

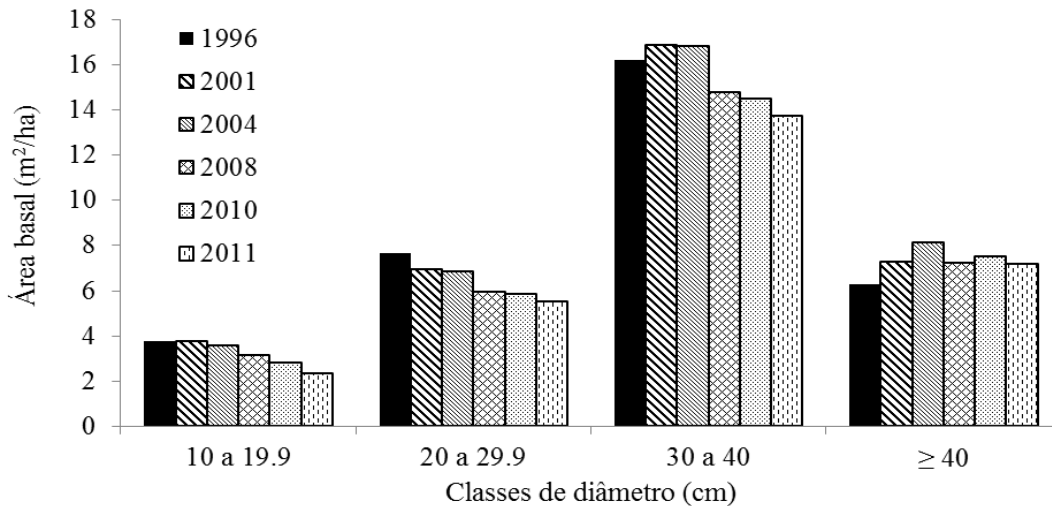


Figura 3. Área basal por classe de diâmetro (DAP) dos indivíduos vivos (intervalo de classe = 10 cm), em seis levantamentos realizados em uma floresta monodominante, na transição Cerrado-Floresta Amazônia, Leste Mato-grossense, Brasil.

A mortalidade de indivíduos foi superior ao recrutamento em todos os levantamentos realizados (Figura 4 e Tabela 6). Sendo que a taxa de mortalidade anual apresentou um elevado aumento (7 ind./ha ao ano no início do período estudado para 43 ind./ha ao ano no fim deste período), e o percentual de mortalidade anual variou entre 1,2 e 9,1%. Contrário a isto, a taxa de recrutamento anual apresentou redução (5,7 ind./ha em 1996 para 1,7 ind./ha em 2011), com um percentual anual variando entre 1 e 0,4%. A maior taxa de mortalidade foi observada para o intervalo em que foi registrada a menor precipitação em 20 anos (2007, 958 mm) (Figura 5).

Tabela 6. Taxas de mortalidade e recrutamento e porcentagem de mortos e recrutados em uma floresta monodominante, na transição Cerrado-Floresta Amazônia, Leste Mato-grossense, Brasil.

Classes	Amostragens				
	2001	2004	2008	2010	2011
Mortalidade^a	7.0	7.8	15.4	15.0	43.3
Recrutamento^b	5.7	2.8	2.1	4.2	1.7
Mortos (%)^c	5.7	4.0	11.2	5.9	9.1
Recrutados (%)^d	4.9	1.5	1.7	1.7	0.4

A = Taxa de mortalidade (ind./ha/ano), b = Taxa de recrutamento (ind./ha/ano), c = % de indivíduos mortos em relação ao total de indivíduos, d = % de recrutados em relação ao total de indivíduos.

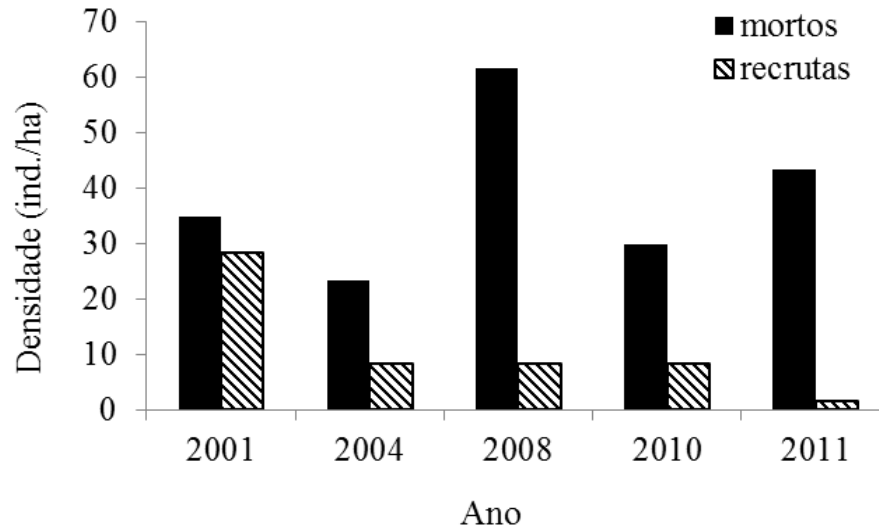


Figura 4. Mortalidade e recrutamento de indivíduos ($DAP \geq 10$ cm) em seis levantamentos realizados em uma floresta monodominante, na transição Cerrado-Floresta Amazônia, Leste Mato-grossense, Brasil.

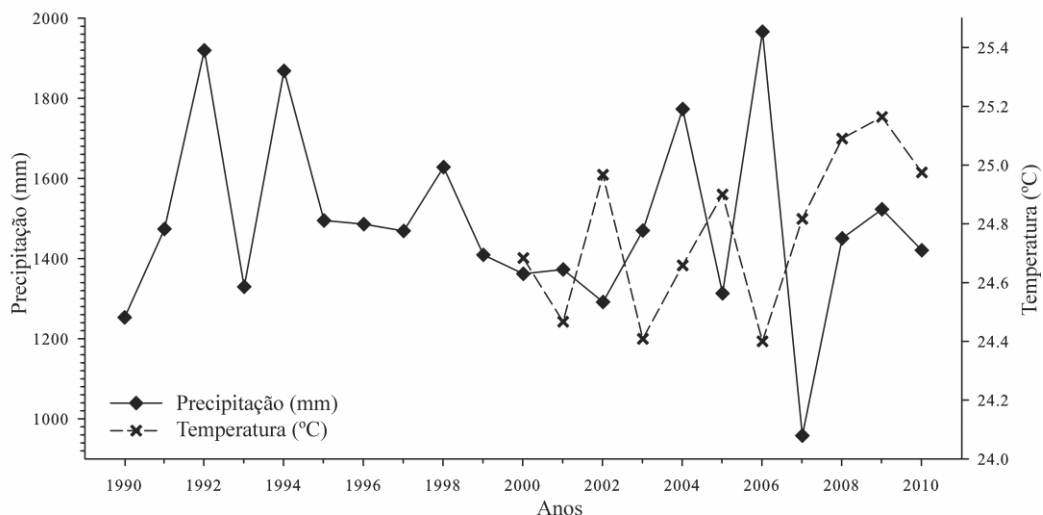


Figura 5. Precipitação anual de 1990 a 2010 e temperatura média anual do ar de 2000 a 2010. Dados coletados na estação meteorológica de Nova Xavantina (Ministério de Agricultura, 9º Distrito de Meteorologia) ($-14^{\circ}41'52''S$ e $-52^{\circ}21'0''W$), 25 km distante da área de estudo, na transição Cerrado-Floresta Amazônica, leste do estado de Mato Grosso, Brasil.

A densidade de indivíduos de *Brosimum rubescens* na menor classe diamétrica foi baixa em todos os levantamentos (entre 13 e 16% dos indivíduos), estando a maioria concentrada na terceira classe (43 a 46%). Diferente disto, as espécies *Amaioua guianensis* e *Tetragastris altissima* apresentaram maior concentração de indivíduos na menor classe diamétrica (*A. guianensis* = 90 a 95% e *T. altissima* = 40 a 56%), com redução consecutiva nas classes seguintes, não apresentando indivíduos com diâmetros ≥ 40 cm. *Cheilochlinium cognatum* não apresentou indivíduos com diâmetro superior a 19,9 cm (Figura 6). As distribuições

diamétricas das espécies mais abundantes não apresentaram diferenças significativas entre o período avaliado [KS: *B. rubescens* ($\chi^2= 2,07$ e $p= 0,35$); *A. guianensis* ($\chi^2= 0,1$ e $p= 0,95$) e *T. altissima* ($\chi^2= 2,40$ e $p= 0,30$)].

Assim como para a densidade de indivíduos, mais de 90% da área basal em todos os levantamentos pertenceram às quatro espécies mais abundantes (*B. rubescens*, *Amaioua guianensis*, *Tetragastris altissima* e *Cheilochinium cognatum*). No primeiro censo, 79% da área basal da comunidade pertenceu a espécie monodominante e em 2011 esse percentual aumentou para 85%, similar ao observado para a densidade de indivíduos.

A distribuição de área basal por classe diamétrica para as quatro espécies mais abundantes também foi similar ao observado para a densidade de indivíduos, com duas exceções, 1) *T. altissima*, que apresentou maior densidade de indivíduos e menor valor de área basal na menor classe diamétrica, e 2) *B. rubescens*, que apresentou menor densidade de indivíduos na maior classe diamétrica e menor valor de área basal na classe de menor diâmetro (Figura 7).

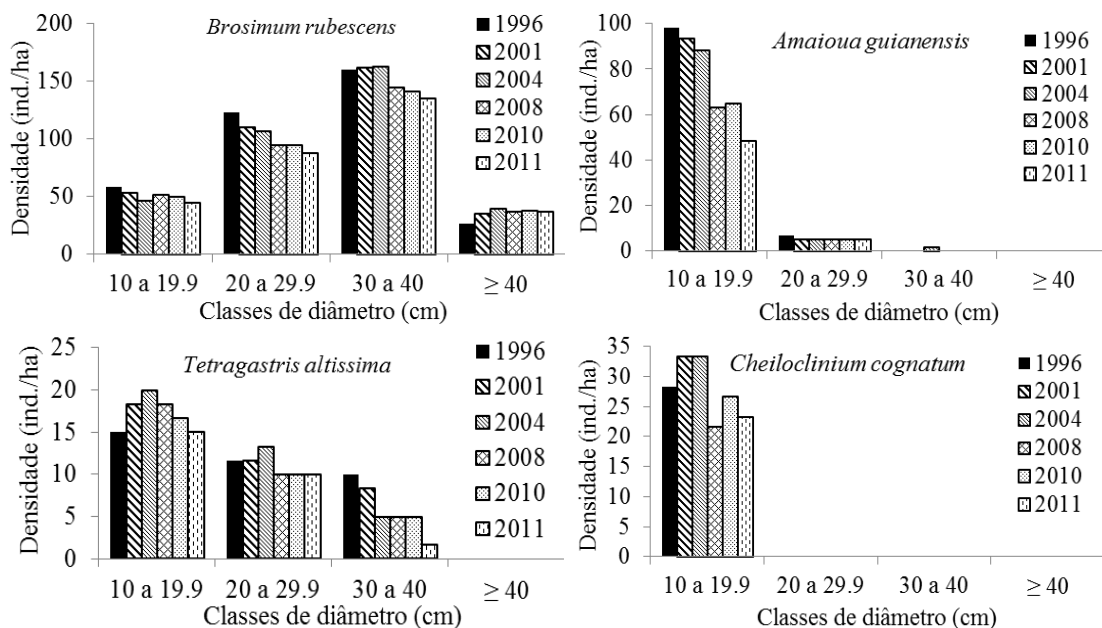


Figura 6. Distribuições de indivíduos por classe diamétricas das espécies mais abundantes (20 ind. ha⁻¹, DAP ≥ 10 cm) em seis levantamentos realizados em uma floresta monodominante, na transição Cerrado-Floresta Amazônia, Leste Mato-grossense, Brasil.

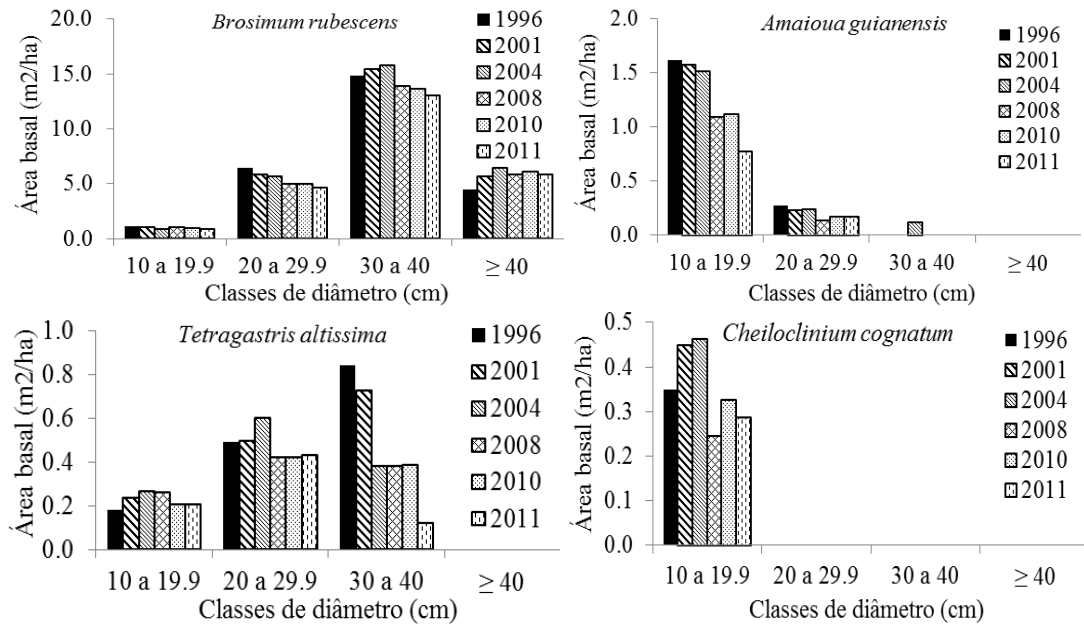


Figura 7. Distribuições área basal por classe diamétrica das espécies mais abundantes (20 ind. ha⁻¹, DAP \geq 10 cm) em seis levantamentos realizados em uma floresta monodominante, na transição Cerrado-Floresta Amazônia, Leste Mato-grossense, Brasil.

Discussão

Mudanças na riqueza, diversidade e equabilidade de espécies

Assim como observado para o presente estudo, alguns estudos realizados em florestas tropicais monodominantes reportaram baixa riqueza de espécies, comparado a florestas tropicais com ausência de monodominância, que serão aqui denominadas florestas mistas. Hart et al. (1989) registrou uma riqueza média de seis espécies (DAP \geq 10 cm) por parcelas de 25 m x 25 m em uma floresta monodominante de *Gilbertiodendron dewevrei*, enquanto que para uma floresta mista adjacente a média registrada foi de 18 espécies por parcela de mesmo tamanho e usando mesmo DAP. Read et al. (2000), em estudo realizado na Nova Caledônia, registrou uma relação monodominante/mista de até 1/6 na riqueza de espécies. Marimon (2005), em levantamentos realizados na área do presente estudo (DAP \geq 5 cm) e em uma floresta mista adjacente registrou 43 espécies para a floresta monodominante de *B. rubescens* e 84 espécies para a floresta mista. Assim, é evidente que a baixa riqueza observada no presente estudo é um padrão para florestas monodominantes, e provavelmente se deve ao fato de que a espécie dominante representa maior parte dos indivíduos e/ou área basal da comunidade (Connell e Lowman 1989).

Entretanto, a elevada redução na riqueza de espécies durante o período estudado (1996= 25 espécies e 2011= 13) sugere que esta floresta pode estar sofrendo um processo de perda na composição florística ao invés de estar passando por um processo de sucessão ecológica, onde haveria mudanças na composição de espécies (Whitmore 1990), visto que as espécies perdidas

não foram substituídas por novas e tampouco voltaram a ser reamostradas em censos posteriores. Além disso, todas as espécies que desapareceram da comunidade eram consideradas raras, e consequentemente mais susceptíveis a serem extintas da comunidade em caso de ocorrência de distúrbios (Felfili e Silva Júnior 1993; Cabrelli e Schiavini 2007).

Acredita-se que anos de baixa precipitação e com média de temperaturas mais elevadas podem estar sendo determinantes para essa perda de espécies (Figura 5), o que pode ser um indicativo de que o futuro desta floresta monodominante pode estar ameaçado, pois estudos indicam que eventos de seca parecem estar mais frequentes na região (Lewis et al. 2011). A importância da precipitação e da temperatura é corroborado pelo fato de as maiores taxas de mortalidade terem sido registradas nos três últimos levantamentos, exatamente no período onde foram registrados dois (2005 e 2010) importantes eventos de seca (Lewis et al. 2001), incluindo a baixa precipitação observada em 2007 (Figura 5). Em um estudo realizado entre 2003 e 2008 em uma floresta mista distante apenas 800m da floresta monodominante avaliada no presente estudo, Mew et al. (2011) observaram que a floresta sofreu uma retração na densidade e na biomassa dos indivíduos arbóreos, o que reforça a hipótese da influência de eventos de seca nas florestas da região.

A família mais rica em espécies no primeiro levantamento do presente estudo, Fabaceae, tem sido considerada umas das mais importantes do bioma Cerrado (Goodland 1979). Chrysobalanaceae, que foi a segunda família mais rica, têm sido apontada como comum em florestas amazônicas (Ivanauskas et al. 2004; Kunz et al. 2008). Alguns estudos relatam que espécies de diferentes biomas se sobrepõem na zona de contato entre eles, desse modo o fato de a floresta estudada estar localizada na zona de transição entre os biomas Cerrado e Floresta Amazônica justificaria a ocorrência de Fabaceae e Chrysobalanaceae como as famílias mais ricas (Marimon e Lima 2001; Silva et al. 2008; Mews 2010). Entretanto, como consequência da redução de riqueza na comunidade, no final do período avaliado apenas Fabaceae e Burseraceae apresentaram duas espécies cada, e todas as demais apresentaram apenas uma. Neste caso, as mudanças na área não se restringem às espécies, sendo que a composição das famílias também está se alterando.

A baixa diversidade de espécies, como a observada para a floresta estudada, é uma característica comum a florestas monodominantes (Connell e Lowman 1989; Hart et al. 1989; Read et al. 2000; Martijena e Bullock 1994; Marimon et al. 2001a, b). Neste caso, na presente floresta a baixa diversidade pode estar sendo influenciada pela espécie dominante, devido sua alta densidade e dominância Marimon (2005). Além disso, sugere-se que a redução observada na diversidade de espécies no intervalo de 15 anos é consequência da perda de

riqueza, pois as espécies mais abundantes foram pouco afetadas, o que pode ser visto nos valores do índice de diversidade de Simpson, que é mais afetado pelas mudanças na abundância das espécies mais comuns (Magurran 1988).

Mews et al. (2012), em estudo realizado em uma floresta mista adjacente à floresta monodominante do presente estudo encontraram um valor de diversidade ($H'(2003)= 3,34$ e $H'(2008)= 3,37$) e de uniformidade ($J(2003)= 0,75$ e $J(2008)= 0,76$) bem superior ao observado no presente estudo. A baixa uniformidade de espécies na floresta do presente estudo foi atribuída a alta densidade de indivíduos apresentada por poucas espécies, e ao elevado número de espécies raras (Tabela 2).

Mudanças na estrutura das populações e da comunidade no período estudado

As distribuições diamétricas das principais espécies na floresta estudada (*Brosimum rubescens*, *Amaioua guianensis*, *Tetragastris altissima* e *Cheiloclinium cognatum*) apresentaram padrões distintos entre si, estando de acordo com o padrão observado em outros estudos, que sugerem que as espécies apresentam padrões estruturais particulares, que refletem as estratégias adotadas por elas (Oliveira-Filho et al. 1994; Carvalho et al. 1995; Mews 2010).

A maior densidade de indivíduos na terceira classe diamétrica (30 a 40 cm) observada para *B. rubescens* indica um desequilíbrio em sua população e sugere que o futuro desta espécie pode estar comprometido, pois não há indivíduos mais jovens para compensar a mortalidade nas classes maiores (Silva-Júnior e Silva 1988; Leak 1964). Além disso, a densidade de indivíduos regenerantes de *B. rubescens* tem reduzido drasticamente nos últimos 14 anos (Capítulo 1) e a densidade de jovens ($DAP \geq 5$ e < 10 cm) para esta espécie na floresta monodominante é muito baixa (Marimon 2005). Por outro lado, conforme observado por Marimon (2005), para esta floresta, e por Oliveira-Filho et al. (1997) para uma floresta tropical semidecidual, a espécie monodominante poderia estar passando por um processo de auto-desbaste, o que explicaria a baixa densidade de indivíduos de menor diâmetro.

Apesar de as predições indicarem que o futuro desta população parece comprometido devido a baixa densidade de indivíduos jovens, diferindo do formato de J invertido, esperado para populações e comunidades em equilíbrio (Pinto e Oliveira-Filho 1999; Oliveira-Filho et al. 1994; Pires e Prance 1977), a curto prazo a monodominância desta espécie parece não estar ameaçada, visto que, apesar da redução da densidade de indivíduos e da perda de área basal, a dominância da espécie em relação a densidade de indivíduos da comunidade e ao valor de área basal aumentou no período avaliado. Neste caso, a perda de indivíduos e área basal está sendo

mais intensa para as demais populações da comunidade. Além disso, esse padrão de maior densidade de indivíduos em classes de diâmetro intermediárias foi relatado como típico para espécies exigentes de luz, e no presente estudo pode estar refletindo esta característica para a espécie monodominante (Felfili e Silva-Júnior 1988; Felfili 1997; Marimon et al. 2008).

As demais espécies com alta densidade (*A. guianensis*, *T. altissima* e *C. cognatum*) não apresentaram indivíduos com diâmetro superior a 40 cm, sendo que mais de 90% dos indivíduos de *A. guianensis* se concentraram na menor classe diamétrica, com diâmetros inferiores a 20 cm, e todos os indivíduos de *C. cognatum* se concentraram nesta classe. Isto evidencia que as espécies com maior sucesso de estabelecimento nesta floresta (codominantes) são as de subdossel, pois conseguem se estabelecer sob o dossel sombreado, tendo maior vantagem do que as espécies exigentes que luz, que precisam competir diretamente com *B. rubescens* por luminosidade (Hubbel e Foster 1987; Knight 1975).

Conclusão

Nos 15 anos avaliados a floresta monodominante de *Brosimum rubescens* passou por um processo de perda na riqueza e redução na diversidade de espécies, provavelmente potencializadas por eventos de seca que foram registrados no período estudado. As espécies mais abundantes não apresentaram alterações na ordem de densidade de indivíduos, além disso, em todos os levantamentos apenas quatro espécies apresentaram densidade superior a 20 ind.ha⁻¹. Neste caso, a redução na riqueza e diversidade de espécies ao longo do período avaliado se deveu ao elevado número de espécies raras.

A espécie monodominante apresentou redução na densidade de indivíduos e perda de área basal, provavelmente relacionados aos eventos de seca registrados no período estudado. Entretanto, a representatividade da espécie monodominante, em relação ao total de indivíduos e de área basal da comunidade aumentou no período avaliado. Assim, acredita-se que a curto prazo a monodominância nessa floresta não está ameaçada, pois os distúrbios que resultaram em perdas para a espécie monodominante afetaram também (e mais fortemente) as demais espécies da comunidade.

A maior parte dos indivíduos de *B. rubescens* apresentou diâmetros entre 30 e 40 cm, enquanto as outras espécies abundantes nesta floresta, com exceção de *T. altissima*, não apresentaram indivíduos com diâmetros superiores a 30 cm, sugerindo que as espécies de subdossel têm mais sucesso em co-ocorrer com a espécie dominante.

Agradecimentos

Ao e Sr. Jairo R. Machado por disponibilizar a área para realização deste estudo. À CAPES pela concessão de bolsa de estudos ao primeiro autor. Aos colegas Mariângela F. Abreu, Giovana Zilli, Letícia Gomes, Fernando Elias e Kelyane S. Melo, pela ajuda na coleta de dados. Ao Laboratório de Ecologia Vegetal da UNEMAT em Nova Xavantina, pelo suporte ao trabalho de campo (orientações técnicas e disponibilização de materiais) e ao CNPq/PELD (Nr. 558069/2009-6) e PROCAD/CAPES, pelo apoio financeiro. Ao projeto RAINFOR (Gordon and Betty Moore Foundation e NERC consortium AMAZONICA) e aos responsáveis pelos projetos, Dr. Jon Lloyd, Dr. Oliver Phillips e Dr. Emanuel Gloor pela concessão de parte dos dados. Agradecemos ainda aos organizadores do Workshop RAINFOR – Gordon and Betty Moore Foundation realizado em Rio Branco, Acre, Brasil, 2011, onde parte deste manuscrito foi elaborada, especialmente a Ted Feldpausch.

Referências bibliográficas

- Brose U, Martinez ND, Williams RJ. 2003. Estimating species richness: sensitivity to sample coverage and insensitivity to spatial patterns. *Ecology* 84:2364-2377.
- Cabrelli J, Schiavini I. 2007. Estrutura e composição do estrato de regeneração em um fragmento florestal urbano: implicações para a dinâmica e a conservação da comunidade arbórea. *Acta Botanica Brasilica* 21:223-233.
- Carvalho FA, Nascimento MT. 2009. Estrutura diamétrica da comunidade e das principais populações arbóreas de um remanescente de floresta atlântica submontana (Silva Jardim-RJ, Brasil). *Revista Árvore* 33(2):327-337.
- Carvalho DA, Oliveira-Filho AT, Vilela EA, Gavilanes ML. 1995. Estrutura fitossociológica de mata ripária do alto Rio Grande (Bom Sucesso, estado de Minas Gerais). *Revista Brasileira de Botânica* 18(1):39-49.
- Connell JH, Lowman MD. 1989. Low-diversity tropical rain forests: some possible mechanisms for their existence. *The American Naturalist* 134:88-119.
- Felfili JM. 1995. Growth, recruitment and mortality in the Gama gallery forest in central Brazil over a six-year period (1985-1991). *Journal of Tropical Ecology* 11:67-83.
- Felfili JM. 1997. Diameter and height distributions in a gallery forest tree community and some of its main species in central Brazil over a six-year period (1985-1991). *Revista Brasileira de Botânica* 20(2):155-162.
- Felfili JM, Silva Júnior MC. 1993. A comparative study of Cerrado (Sensu stricto) vegetation central Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 9:277-289.
- Felfili JM, Silva-Júnior MC. 1988. Distribuição dos diâmetros numa faixa de cerrado na Fazenda Água Limpa (FAL) em Brasília-DF. *Acta Botanica Brasilica* 2(1-2):85-104.

- Gentry AH. 1982. Patterns of neotropical plant species diversity. *Evolutionary Biology* 15:1-84.
- Goodland RJ. Análise ecológica da vegetação do cerrado. In: *Ecologia do Cerrado*. Goodland RJ. (Ed.). 1979. São Paulo, Brasil: USP 61-171.
- Hart TB. 1990. Monospecific dominance in tropical rain forests. *Trends in Ecology & Evolution* 5:6-11.
- Hart TB, Hart JA, Murphy PG. 1989. Monodominant and Species-Rich Forests of the Humid Tropics: Causes for Their Co-Occurrence. *The American Naturalist* 133:613-633.
- Hubbell SP, Foster RB. 1987. La estructura espacial en gran escala de un bosque neotropical. *Revista Biología Tropical* 35:7-22.
- Hutchings MJ. 1977. The structure of plant populations. In *Plant Ecology* Crawley MJ. (Ed.). Blackwell Science, Oxford 325-358.
- IBGE. 2009. Pedologia Mapa Exploratório de Solos. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro.
- Ivanauskas NM, Monteiro R. et al. 2004. Composição florística de trechos florestais na borda sul-amazônica. *Acta Amazonica* 34(3):399-413.
- Knight DH. 1975. A phytosociological analysis of species-rich tropical forest on Barro Colorado Island. Panama. *Ecological Monographs* 45:259-284.
- Kunz SH, Ivanauskas NM, Martins SV, Silva E, Stefanello D. 2008. Aspectos florísticos e fitossociológicos de um trecho de Floresta Estacional Perenifolia na Fazenda Trairão, Bacia do rio das Pacas, Querência-MT. *Acta Amazonica* 38:245-254.
- Leak WB. 1964. An expression of diameter distribution for unbalanced uneven-aged stands and forests. *Forest Science* 10:39-50.
- Lewis SL, Brando PM, Phillips OL, Heijden GMFVD, Nepstad D. 2011. The 2010 Amazon Drought. *Science* 331, 554.
- Ludwing JA, Reynolds JE. 1988. *Statistical ecology - a primer on methods and computing*. New York, United States of America: J. Wiley & Sons 337.
- Magurran AE. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. London; Croom Helm p.179.
- Marimon BS. 1998. Estrutura, composição florística e etnobotânica de floresta monodominante no Vale do Araguaia-Mato Grosso. [Dissertação de Mestrado]. Universidade de Brasília, Brasil.
- Marimon BS. 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, Brasil.

- Marimon BS, Lima ES. 2001. Caracterização fitofisionômica e levantamento florístico preliminar no pantanal dos Rios Mortes-Araguaia, Cocalinho, Mato Grosso, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 15(2):213-229.
- Marimon BS, Felfili JM, Haridasan M. 2001a. Studies in monodominant forests in eastern Mato Grosso, Brazil: I. A forest of *Brosimum rubescens* Taub. *Edinburgh Journal of Botany* 58:123-137.
- Marimon BS, Felfili JM, Haridasan M. 2001b. Studies in monodominant forests in eastern Mato Grosso, Brazil: II. a forest in the Areões Xavante Indian Reserve. *Edinburgh Journal of Botany*. 58:483-497
- Marques MCM, Joly CA. 2000. Estrutura e dinâmica de uma população de *Calophyllum brasiliense* Camb. em floresta higrófila do sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 23(1):107-112.
- Marimon BS, Felfili JM, Marimon-Junior BH, Franco AC, Fagg CW. 2008. Desenvolvimento inicial e partição de biomassa de *Brosimum rubescens* Taub. (Moraceae) sob diferentes níveis de sombreamento. *Acta Botanica Brasilica* 22:941-953.
- Martijena NE, Bullock SH. 1994. Monospecific dominance of a tropical deciduous forest in México. *Journal of Biogeography* 21:63-74.
- Mews HA. 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, Brasil.
- Mews HA, Marimon BS, Pinto JRR, Silvério DV. 2011. Dinâmica estrutural da comunidade lenhosa em Floresta Estacional Semidecidual na transição Cerrado-Floresta Amazônica, Mato Grosso, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 25(4): 845-857.
- Mews HA, Marimon BS, Ratter JA. 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 forest of the region. *Edinburgh Journal of Botany* 69(2):239-253.
- Muller-Dombois D, Ellemberg H. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. New York. J. Wiley & Sons.
- Nascimento MT, Barbosa RI, Villela DM, Proctor J. 2007. Above-ground biomass changes over an 11-year period in Amazon monodominant forest and two other lowland forests. *Plant Ecology* 192:181-192.
- Nascimento MT, Proctor J, Villela DMMU. 1997. Forest structure, floristic composition and soils of an Amazonian monodominant forest on Maraca island, Roraima, Brazil. *Edinburgh Journal of Botany* 54:1-38.
- Nascimento MT, Proctor J. 1997. Population dynamics of five tree species in a monodominant *Peltogyne* forest and two other forest types on Maracá Island, Roraima, Brazil. *Forest Ecology and Management* 94:115-128.

- Oksanen J, Blanchet FG, Kindt R, Legendre P, Hara RBO, Simpson GL, Solymos P, Stevens MHH, Wagner H. 2010. Community Ecology Package. R package. [1.17-2]. 2010.
- Oliveira-Filho AT, Mello JM, Scolforo JR. 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. Ecol.* 131:45–66.
- Oliveira-Filho AT, Scolforo JRS, Mello JM. 1994. Composição florística e estrutura comunitária de um remanescente de floresta semidecídua montana em Lavras, MG. *Revista Brasileira de Botânica* 17(2):167-182.
- Peh KS-H, Lewis SL, Lloyd J. 2011. Mechanisms of monodominance in diverse tropical tree-dominated systems. *Journal of Ecology* 99:891-898.
- Pinto JRR, Oliveira-Filho AT. 1999. Perfil florístico e estrutura da comunidade arbórea de uma floresta de vale no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 22(1):53-67.
- Pires JM, Prance GT. 1977. The Amazon Forest: a natural heritage to be preserved. In: Prance GT, Elias, TS. (Ed.). *Extinction is forever*. New York: New York Botanical Garden, 158-194.
- R Development Core Team. 2009. A language and environment for statistical computing. <http://www.R-project.org> [2.10.1]. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. 8-21-2010.
- RADAMBRASIL. 1981. Levantamento de Recursos Naturais. Ministério das Minas e Energia 25, Folha SD-22/Goiás.
- Read J, Hallam P, Cherrier J-F. 1995. The anomaly of monodominant tropical rainforests: some preliminary observations in the Nothofagus-dominated rainforests of New Caledonia. *Journal of Tropical Ecology* 11:359-389.
- Read J, Jaffré T, Godrie E, Hope GS, Veillon JM. 2000. Structural and floristic characteristics of some monodominant and adjacent mixed rainforests in New Caledonia. *Journal of Biogeography* 27:233-250.
- Richards PW. 1996. *The tropical rainforest*. Cambridge (UK): Cambridge University Press. P. 439-443.
- Siegel S, Castellan-Júnior NT. 1988. *Nonparametric statistics for the behavioral sciences*. McGraw-Hill, New York, USA.
- Silva FAM, Assad ED, Evangelista BA. 2008. Caracterização Climática do Bioma Cerrado. In: Sano SM, Almeida SM, and Ribeiro, editors. *Cerrado ecologia e flora*. Embrapa Informação Tecnológica.p. 68-88.
- Silva-Júnior MC, Silva AF. 1988. Distribuição dos diâmetros dos troncos das espécies mais importantes do cerrado na Estação Florestal de Experimentação de Paraopeba (EFLEX)-MG. *Acta Botanica Brasilica* 2(1-2):107-126.

Torti SD, Coley PD, Kursar TA. 2001. Causes and consequences of monodominance in tropical lowland forests. *The American Naturalist* 157:141-153.

Werneck MS, Franceschinelli EV, 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 TC. 1984. *Tropical rain forests in the Far East*. Clarendon Press. Pages 3-27.

Whitmore TC. 1990. Tropical Rain Forest dynamics and its implications for management. Pp.67-89. In: Gompomp A, Whitmore TC, Hadley M. (Ed.). *Rain forest regeneration and management*. Paris, UNESCO and The Part Eeon Publishing Group.

Zar JH. 2010. *Biostatistical Analisis*. Pearson, Upper Saddle River, New Jersey, USA.

APÊNDICES

Apêndice 1 – Normas gerais das revistas científicas utilizadas para redação e submissão dos artigos da presente dissertação.

O Artigo 1 foi submetido à revista Plant Ecology and Diversity, e está formatado de acordo com as normas da revista, disponíveis no endereço eletrônico:

<http://www.tandf.co.uk/journals/authors/tpedauth.asp>

O Artigo 2 está formatado de acordo com as normas da revista Plant Ecology and Diversity, disponíveis no endereço eletrônico:

<http://www.tandf.co.uk/journals/authors/tpedauth.asp>