

Kelyane da Silva Melo Santos



**DINÂMICA E SUCESSÃO DE UMA
PASTAGEM ABANDONADA NA TRANSIÇÃO
AMAZÔNIA-CERRADO, MATO GROSSO**

Nova Xavantina
Mato Grosso – Brasil
2015

Kelyane da Silva Melo Santos

**DINÂMICA E SUCESSÃO DE UMA
PASTAGEM ABANDONADA NA TRANSIÇÃO
AMAZÔNIA-CERRADO, MATO GROSSO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso – *Campus* de Nova Xavantina, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre.

Orientador: Dr. Ben Hur Marimon Junior
Coorientadora: Dra. Beatriz Schwantes Marimon

Nova Xavantina
Mato Grosso – Brasil
2015

S237d Santos, Kelyane da Silva Melo (1983 -).
Dinâmica e sucessão de uma pastagem abandonada na
transição Amazônia-Cerrado, Mato Grosso. /Kelyane da
Silva Melo Santos. – Nova Xavantina: [s.n.], 2015.

76f.: il.

Orientador: Ben Hur Marimon Junior

Co-orientador: Beatriz Schwantes Marimon

Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) –
Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT.
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e conservação,
2015.

1. Dinâmica florestal. 2. Mudanças florísticas. 3. Diversidade
– Espécies 4. Amazônia-Cerrado - Mato Grosso. I. Título.

CDU – 504(817.2)

Bibliotecária: Thais Caroline Souza Silva – CRB 1/2921.

**DINÂMICA E SUCESSÃO DE UMA PASTAGEM ABANDONADA NA
TRANSIÇÃO AMAZÔNIA-CERRADO, MATO GROSSO**

KELYANE DA SILVA MELO 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 Mestra.

Aprovada em 11 de setembro de 2015, pela BANCA EXAMINADORA:

Dr. Ben Hur Marimon Junior
Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT
Departamento de Ciências Biológicas
Orientador

Dr. Henrique Augusto Mews
Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT
Departamento de Ciências Biológicas
Membro Titular

Dra. Renata Dias Françoso Brandão
Universidade de Brasília – UnB
Departamento
Membro Titular

Dra. Beatriz Schwantes Marimon
Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT
Departamento de Ciências Biológicas
Coorientadora
Membro Suplente

*Ao meu esposo José Antônio,
meu filho Victor Lemuel e aos
meus pais Nilva e José Melo,
dedico.*

Agradecimentos

À Deus, pelo dom da vida e por ter me dado saúde e capacitado para que eu pudesse desenvolver esse estudo e concluir o curso de mestrado.

Ao meu esposo, pelo amor, carinho, dedicação e companheirismo. Afinal, tê-lo ao meu lado todos os dias me incentivando e acreditando que eu ia conseguir me reanimava, mesmo quando eu pensava que não conseguiria concluir esse trabalho ele acreditou no meu potencial. O seu apoio foi essencial durante essa jornada. Te amo José Antônio.

Ao meu filho, que me trouxe muitas alegrias durante o desenvolvimento desse trabalho, e nos momentos de estresse me encantava com sua alegria e sorriso cativante.

À minha mãe Nilva que me incentivou a estudar, me proporcionou a base educacional, me ensinou desde a infância sobre a importância e necessidade de estudar. Por causa das suas palavras, apoio e confiança não desisti dessa jornada, pois ela me ensinou a batalhar pelos meus objetivos e não parar diante das dificuldades. Obrigada mamãe.

Ao meu pai José Melo, minhas irmãs Liliane, Raquel Priscila e Sarah e irmão Lucas por me apoiar e incentivar nessa jornada, mesmo estando distantes, acreditaram em mim.

À minha família, à família do meu esposo e aos amigos pelo carinho e amizade e por terem acreditado e apoiado de alguma forma.

Ao meu orientador, Professor Dr. Ben Hur e à minha coorientadora, Dra. Beatriz Schwantes pela contribuição na minha formação profissional, apoio e compreensão durante essa jornada. O desenvolvimento desse trabalho não foi fácil, mas acreditaram em mim, e graças à ajuda e orientação de vocês, consegui finalizar. Tenho orgulho de ter sido orientada por excelentes profissionais.

Aos professores Henrique Mews e Ricardo Umetsu pelas sugestões que contribuíram para melhoria desse trabalho.

À Stefany e Simone pela ajuda nas coletas de campo, análises estatísticas e sugestões nesse trabalho, pelo apoio e amizade. Ah, não esquecendo de que algumas vezes que nos reunimos para descontrair, e mesmo assim eu aproveitava para pedir ajuda, e como sempre estavam à disposição. Obrigada meninas, que me ajudaram incondicionalmente.

Ao Paulo Morandi e Josias por tirar minhas dúvidas em estatística, discutir aspectos ecológicos sobre esse trabalho e pela amizade.

Ao Josias, Leonardo, Eddie Lenza e Edmar pela identificação de algumas espécies.

Aos colegas de laboratório Karine, Fernando, Fábio e Iraciele pela ajuda nas coletas de campo, apoio e amizade.

Aos colegas, Raiane, Karla, Bianca, Renata, Marco Bruno e Eder do Laboratório de Ecologia Vegetal pela amizade e boa convivência.

Ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da UNEMAT de Nova Xavantina por me proporcionar novos conhecimentos e experiências em ecologia.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão de bolsa de estudo. Ao CNPQ, Projeto PELD - Transição Cerrado-Floresta Amazônica: bases ecológicas e sócio-ambientais para a conservação (Etapas 1 e 2, processo n°: 403725/2012-7), pelo apoio financeiro.

Sumário

Resumo Geral.....	viii
General Abstract.....	ix
Formatação.....	x
Introdução Geral.....	1
Referências bibliográficas	3
CAPÍTULO 1: REGENERAÇÃO NATURAL E MUDANÇAS FLORÍSTICA DE UM PASTO ABANDONADO NA TRANSIÇÃO AMAZÔNIA-CERRADO, MATO GROSSO.....	5
Resumo	6
Abstract.....	7
Introdução	8
Material e métodos.....	9
Resultados e Discussão.....	11
Conclusão	35
Agradecimentos.....	35
Referências Bibliográficas.....	36
CAPÍTULO 2: DINÂMICA E SUCESSÃO DE UMA PASTAGEM ABANDONADA NA TRANSIÇÃO AMAZÔNIA-CERRADO, MATO GROSSO	44
Resumo	45
Abstract.....	46
Introdução	47
Material e métodos.....	48
Resultados.....	50
Discussão	55
Agradecimentos.....	60
Referências bibliográficas	60
Conclusão geral.....	65

RESUMO GERAL

A conversão de vegetação nativa em sistemas agropastoris na região de transição Amazônia-Cerrado tem aumentado constantemente, ocasionando a perda da biodiversidade, emissão de gases do efeito estufa e alterações no ciclo hidrológico. A recuperação dessas áreas pode levar décadas e fatores como fogo e secas severas podem comprometer tal processo. Aqui, descrevemos a composição florística, a diversidade de espécies e a dinâmica da comunidade lenhosa de um cerradão em regeneração, para entender o processo de recuperação da vegetação de uma área usada anteriormente como pastagem. Comparamos a composição florística da área de estudo com um cerrado típico e o cerradão natural adjacente. Realizamos os levantamentos em 2006, 2011 e 2013, em 50 parcelas de 10×10 m, onde medimos todos os indivíduos vivos com diâmetro ao nível do solo ($DAS_{30\text{ cm}} \geq 3$ cm). Todas as parcelas foram atingidas por um incêndio em setembro de 2008. A densidade de indivíduos, diversidade de espécies e área basal reduziram após a passagem do fogo (2011). Entretanto, entre 2011 e 2013 houve aumento significativo desses parâmetros ($p < 0,01$), caracterizando a recuperação da vegetação lenhosa pós-distúrbio. A taxa de mortalidade foi superior à de recrutamento ao longo do intervalo avaliado (2006-2011). Entre os períodos de amostragem (2006-2011 e 2011-2013), as taxas anuais médias de mortalidade e recrutamento da comunidade apresentaram diferenças significativas, com elevada taxa de mortalidade e baixa taxa de recrutamento entre 2006 e 2011, o que pode estar relacionado ao efeito do fogo. *Bauhinia brevipes* foi altamente sensível ao fogo com 100% de mortalidade. *Tachigali vulgaris*, considerada uma espécie-chave, foi beneficiada pelo fogo, com incremento médio anual de $1,98 \text{ cm ano}^{-1}$ entre 2006-2011. A ocorrência do fogo no período do estudo foi determinante na dinâmica da vegetação, retardando o processo de regeneração natural. A composição florística e estrutura da comunidade estudada assemelham-se ainda a um cerrado típico, entretanto apresentando potencial para evoluir para uma estrutura florestal similar à área adjacente de cerradão, caso não ocorram distúrbios naturais severos ou antrópicos. Nossos estudos demonstraram que 15 anos de abandono de pastagens associado a distúrbios naturais e antrópicos não são suficientes para a recuperação de savanas florestadas, como o cerradão.

Palavras-chave: Regeneração natural, cerradão, mudanças florísticas, distúrbios antrópicos, *Bauhinia brevipes*.

GENERAL ABSTRACT

The conversion of native vegetation in pastures in the transition region between Amazon and the Cerrado has constantly increased, contributing to biodiversity losses, greenhouse gas emission and changes in the hydrologic cycle. The recovery of these areas can take decades and factors such as fire and severe drought may compromise this process. We evaluated the changes in the floristic composition, diversity and dynamic of woody species during approximately eight years (2006-2013) of a cerradão in regenerating previously used as pasture and compared the floristic composition of the study area with a typical cerrado and the adjacent natural cerradão. We conducted surveys in the transition Amazon-Cerrado in Mato Grosso in 2006, 2011 and 2013, in 50 plots of 10 x 10 m, which were measured every living individuals with diameter at ground level ($DAS_{30\text{ cm}} \geq 3\text{ cm}$). All plots suffered accidental fire in September 2008. The density of individuals, richness, diversity of species and basal area reduced after the fire (2011). However, between 2011 and 2013 there was a significant increase of these parameters ($p < 0.01$), featuring the recovery of post-disturbance area. The mortality rate was higher than the recruitment along the evaluated interval (2006-2011). Between the sampling periods (2006-2011 and 2011-2013), the average of annual rates of mortality and community recruitment showed significant differences with high mortality rate and low rate of recruitment between 2006 and 2011, which may be related to the effect of fire. *Bauhinia brevipes* was highly sensitive to fire with 100% of mortality. *Tachigali vulgaris*, considered a key specie was benefited by the fire with an average annual increment of 1.98 cm ano^{-1} between 2006-2011. The occurrence of fire in the study period was determinant in the dynamic of the vegetation, slowing the process of natural regeneration. The floristic composition and the structure of the studied community still resemble to a typical cerrado, however the study area potentially may evolve to a forestal structure similar to the adjacent area of cerradão, avoiding severe natural or anthropogenic disturbances. Our study showed that 15 years of default on the pasture, associated to natural and anthropogenic disturbances were not enough to the recovery of the forest vegetation (cerradão).

Key-words: Natural regeneration, cerradão, floristic changes, anthropogenic disturbances, *Bauhinia brevipes*.

FORMATAÇÃO

A presente dissertação está dividida em dois capítulos. No primeiro capítulo avaliamos as mudanças na composição florística e na diversidade de espécies em um período de aproximadamente oito anos (2006-2013) de uma pastagem abandonada. E, comparamos a composição florística da área de estudo com um cerrado típico e um cerradão natural adjacentes na transição Amazônia-Cerrado. Com o objetivo de entender como as áreas de pastagens abandonadas na transição se regeneram, e saber quanto tempo é necessário para que a vegetação comece a recuperar a formação florestal similar à condição original de cerradão.

No segundo capítulo o nosso objetivo foi avaliar em um período de aproximadamente oito anos (2006-2013), a dinâmica da vegetação lenhosa de um cerradão em regeneração que foi usado como pastagem na transição Amazônia-Cerrado, no estado de Mato Grosso para verificar qual a influencia do fogo sobre a dinâmica da vegetação no processo de sucessão, avaliando se o período de ~15 anos de abandono da pastagem é suficiente para a recuperação dessa fitofisionomia florestal (cerradão).

INTRODUÇÃO GERAL

As Florestas tropicais da Amazônia brasileira são fortemente ameaçadas pelo desmatamento, principalmente para a formação de pastagens e lavouras (Fearnside, 2010). Segundo o citado autor, a maior concentração do desmatamento durante as duas últimas décadas ocorreu no “arco do desmatamento”, localizado na transição entre os biomas Amazônia e Cerrado no Brasil. O desmatamento contribui para a emissão de gases do efeito estufa, perda da biodiversidade e alterações no ciclo hidrológico (Fearnside, 2006; Nepstad et al., 2008; Fearnside, 2010; Bonini et al., 2014).

A Savana Florestada conhecida como cerradão possui dossel contínuo e elevada biomassa (Durigan, 2009; Ratter et al., 1973; Veloso et al., 1991). As queimadas, atualmente mais constantes, podem comprometer a estrutura (Medeiros & Miranda, 2005) florestal desta fitofisionomia. Pois, quanto mais intensas e frequentes as queimadas, maior será o efeito de abertura da vegetação, ocorrendo o contrário em situação de proteção ao fogo, quando um processo dinâmico conduz a sucessão ecológica em direção à fitofisionomia florestal (Pivello & Coutinho, 1996; Durigan & Ratter, 2006; Hoffmann et al., 2012). Desta forma, a combinação de pastejo de gado e fogo contribuem para o estabelecimento e manutenção da vegetação em sua forma savânica e não florestal (Pivello & Coutinho, 1996; Hoffmann et al., 2004).

Períodos de seca severa, como os ocorridos em 2005 e 2010 na transição entre os biomas Amazônia e Cerrado (Lewis et al., 2011; Marengo et al., 2011), alteram a estrutura e dinâmica da vegetação florestal (Brando et al., 2014; Marimon et al., 2014). Nesses períodos mais secos o estabelecimento de plântulas é limitado (Marimon et al., 2012) e, conseqüentemente, afeta o processo de sucessão ecológica.

A conversão de áreas de pastagem abandonada em florestas secundárias contribui para a manutenção da biodiversidade e assimilação de carbono, além de proporcionar serviços ecossistêmicos importantes (Aide et al., 1995; Silver et al., 2000; Wandelli & Fearnside, 2015). Entretanto, a absorção de carbono através do recrescimento da floresta secundária é pequena quando comparada com a emissão ocasionada pelo desmatamento (Fearnside, 2006).

O histórico de uso de pastagens influencia no processo de sucessão após o abandono da área, de forma que, quanto mais intenso e prolongado o uso, a regeneração em formação florestal se torna mais lenta (Uhl et al., 1988). Ao longo do processo de

sucessão ecológica ocorrem mudanças tanto na composição de espécies quanto na biomassa e no papel funcional das mesmas na comunidade (Aide et al., 1995). A forma e a velocidade dessas mudanças dependem da capacidade de regeneração das espécies, as quais são dependentes do banco de sementes, brotação de troncos e raízes, propágulos vegetativos, entrada de sementes por dispersão, intensidade e tempo de duração do distúrbio (Uhl et al., 1988).

Em regiões tropicais o conhecimento sobre a dinâmica das populações e comunidades vegetais no processo de sucessão natural é pouco conhecido (Soares et al., 2006). Por isso, é importante o monitoramento da biodiversidade e a avaliação do comportamento da comunidade com relação a sua estabilidade espaço-temporal, considerando dados demográficos, composição florística, taxa de renovação (*turnover*) de espécies, recrutamento, crescimento, mortalidade, biologia das espécies e produção de biomassa. Estas variáveis fornecem informações fundamentais sobre o funcionamento da comunidade ao longo do tempo e respostas das mesmas aos distúrbios (Libano & Felfili, 2006).

Estudos de áreas florestais em regeneração natural são importantes também para subsidiar gestão, conservação e restauração de áreas degradadas. Estes estudos podem ser ainda mais importantes quando realizados na região de transição entre os dois maiores biomas brasileiros, a Amazônia e o Cerrado, uma zona de transição denominada de ‘arco do desmatamento’, sendo considerada seriamente ameaçada pelo forte avanço de atividades agropecuárias e seus efeitos colaterais, como o fogo.

Diante desse cenário, avaliamos as mudanças temporais na composição florística, diversidade e dinâmica de espécies lenhosas e um período de aproximadamente oito anos (2006-2013) de um cerradão em regeneração que foi usado como pastagem. E, comparamos a composição florística da área de estudo com um cerrado típico e um cerradão natural adjacentes para saber de que forma a comunidade em sucessão está evoluindo para o clímax.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aide, T.M.; Zimmerman, J.K.; Herrera, L.; Rosario, M. & Serrano, M. Forest recovery in abandoned tropical pastures in Puerto Rico. **Forest Ecology and Management**, 77: 77-86, 1995.

Brando, P.M.; Balch, J.K.; Nepstad, D.C.; Morton, D.C.; Putz, F.E.; Coe, M.T.; Silvério, D.; Macedo, M.N.; Davidson, E.A.; Nóbrega, C.C.; Alencar, A. & Soares-Filho, B.S. Abrupt increases in Amazonian tree mortality due to drought-fire interactions. **Proceedings of the National Academy of Sciences USA**, 111(17): 6347-6352, 2014.

Bonini, I.; Rodrigues, C.; Dallacort, R.; Marimon Junior, B.H. & Carvalho, M.A.C. Rainfall and deforestation in the municipality of Colíder, southern Amazon. **Revista Brasileira de Meteorologia** (Impresso), 29(4): 483-493, 2014.

Durigan, G. & Ratter, J.A. Successional Changes In Cerrado And Cerrado/Forest Ecotonal Vegetation In Western São Paulo State, Brazil, 1962-2000. **Edinburgh Journal of Botany**, 63(1): 119-130, 2006.

Fearnside, P.M. Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle. **Acta Amazonica**, 36(3): 395-400, 2006.

Fearnside, P.M. Consequências do desmatamento da Amazônia. **Scientific American Brasil Especial Biodiversidade**, 2010: 54-59, 2010.

Franczak, D.D.; Marimon, B.S.; Marimon-Junior, B.H.; Mews, H.A.; Maracahipes, L. & Oliveira, E.A. Changes in the structure of a savanna forest over a six-year period in the Amazon-Cerrado transition, Mato Grosso state, Brazil. **Rodriguésia** 62(2): 425-436, 2011.

Hoffmann, W.A.; Orthen, B. & Franco, A.C. Constraints to seedling success of savanna and forest trees across the savanna-forest boundary. **Oecologia**, 140:252-260, 2004.

Hoffmann, W.A.; Geiger, E.L., Gotsch, S.G.; Rossatto, D.R., Silva, L.C.R.; Lau, O.L.; Haridasan, M. & Franco A.C. Ecological thresholds at the savanna-forest boundary: how plant traits, resources and fire govern the distribution of tropical biomes. **Ecology Letters**, 15: 759-768, 2012.

Lewis, S.L., Brando, P.M., Phillips, O.L., Heijden, G.M.F., Nepstad, D. The 2010 Amazon Drought. **Science**, 331:554-555, 2011.

Libano, A.M. & Felfili, J.M. Mudanças temporais na composição florística e na diversidade de um cerrado *sensu stricto* do Brasil Central em um período de 18 anos (1985-2003). **Acta Botanica Brasilica**, 20(4): 927-936, 2006.

Marengo, J.A.; Tomasella, J.; Alves, L.M.; Soares, W.R. & Rodriguez, D.A. The drought of 2010 in the context of historical droughts in the Amazon region. **Geophysical Research Letters**, 38:1-5, 2011.

Marimon, B.S.; Felfili, J.M.; Fagg, C.W.; Marimon-Junior, B.H.; Umetsu, R.K.; Oliveira-Santos, C.; Morandi, P.S.; Lima, H.S. & Nascimento, A.R.T. Monodominance in a forest of *Brosimum rubescens* Taub. (Moraceae): Structure and dynamics of natural regeneration. **Acta Oecologica**, 43:134-139, 2012.

Marimon, B.S.; Marimon-Junior, B.H.; Feldpausch, T.R.; Oliveira-Santos, C.; Mews, H.A.; Lopez-Gonzalez, G.; Lloyd, J.; Franczak, D.D.; Oliveira, E.A.; Maracahipes, L.; Miguel, A.; Lenza, E. & Phillips, O.L. Disequilibrium and hyperdynamic tree turnover at the forest-cerrado transition zone in southern Amazonia. **Plant Ecology & Diversity**, 7:281-292, 2014.

Medeiros, M.B. & Miranda, H.S. Mortalidade pós-fogo em espécies lenhosas de campo sujo submetido a três queimadas prescritas anuais. **Acta botanica brasílica**, 19(3): 493-500. 2005.

Nepstad, D.C.; Stickler, C.M.; Soares-Filho B. & Merry, F. Interactions among Amazon land use, forests and climate: prospects for a near-term forest tipping point. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, 363(1498): 1737-1746, 2008.

Pivello, V.R. & Coutinho, L.M. A qualitative successional model to assist in the management of Brazilian cerrados. **Forest Ecology and Management**, 87: 127-138, 1996.

Silver, W.L.; Ostertag, R. & Lugo, A.E. The Potential for Carbon Sequestration Through Reforestation of Abandoned Tropical Agricultural and Pasture Lands. **Restoration Ecology**, 8(4): 394-407, 2000.

Soares, J.J.; Souza, M.H.A.O. & Lima, M.I.S. Twenty years of post-fire plant succession in a "Cerrado", São Carlos, SP, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 66(2B): 587-602, 2006.

Uhl, C.; Buschbacher, R. & Serrao, E.A.S. Abandoned pastures in eastern Amazonia. I. Patterns of plant succession. **Journal of Ecology**, 76(3): 663-681, 1988.

Wandelli, E.V. & Fearnside, P.M. Secondary vegetation in central Amazonia: Land-use history effects on aboveground biomass. **Forest Ecology and Management**, 347: 140-148, 2015.

**CAPÍTULO 1: REGENERAÇÃO NATURAL E MUDANÇAS FLORÍSTICA DE
UM PASTO ABANDONADO NA TRANSIÇÃO AMAZÔNIA-CERRADO, MATO
GROSSO**

REGENERAÇÃO NATURAL E MUDANÇAS FLORÍSTICA DE UM PASTO ABANDONADO NA TRANSIÇÃO AMAZÔNIA-CERRADO, MATO GROSSO

RESUMO

Em um cenário de grande conversão de áreas naturais para pastagens e lavouras é importante entender como áreas alteradas mudam e se regeneram após o abandono. Aqui, avaliamos as mudanças na composição florística e na diversidade de espécies em um período de aproximadamente oito anos (2006-2013) em um cerradão em regeneração usado anteriormente como pastagem na transição Amazônia-Cerrado em Mato Grosso. Nós medimos todos os indivíduos vivos com diâmetro ao nível do solo ($DAS_{30\text{ cm}} \geq 3\text{ cm}$), em 2006, 2011 e 2013, em 50 parcelas de $10 \times 10\text{ m}$. Em setembro de 2008, todas as parcelas foram atingidas por um incêndio. Registramos redução significativa na densidade de indivíduos e na diversidade de espécies entre 2006 e 2011 o que pode estar relacionado com os efeitos do fogo. Entretanto, entre 2011 e 2013 houve aumento significativo desses parâmetros ($p < 0,05$), caracterizando a recuperação da área pós-distúrbio. Em termos florísticos, a comunidade assemelha-se ainda a um cerrado típico, porém apresenta a ocorrência conjunta de espécies que tipificam um cerradão. O fogo pode ter atrasado o processo de recuperação da área, demonstrando que as alterações antrópicas promovem mudanças severas e de longo prazo no ambiente. Assim, 15 anos após o abandono da pastagem associado ao fogo e seca severa não foram suficientes para recuperar a formação florestal similar à condição original de cerradão.

Palavras-chave: Cerradão, fogo, distúrbios antrópicos.

ABSTRACT

In a scenery of great conversion of natural areas for pasture and farming it is important to understand how altered areas change and regenerate after impacts. Here, we evaluate the changes in the floristic composition and in the diversity of species in a period of approximately eight years (2006-2013) in a cerradão under regeneration initially used as pasture in the transition Amazon-Cerrado in Mato Grosso. In 2006, 2011 and 2013, in 50 sub-plots of 10 × 10 m, we measured all living individuals with diameter at (DAS_{30 cm}) ≥ 3 cm from the ground. In September of 2008, all the portions were reached by fire. We recorded a significant reduction in the density of individuals and in the diversity of species between 2006 and 2011, effects probably related to fire. However, between 2011 and 2013 there was a significant increase in these parameters ($p < 0.05$), featuring the recovering of the area after the disturbance. In terms of floristic, the community still resembles to a typical cerrado, however it has the joint occurrence of typical species of cerradão. The fire may have delayed the recovery process of the area, showing the anthropic alterations promoting severe and long term changes in the environment. Thus, 15 years after pasture abandonment associated with fire and severe drought were not enough to recover the forest formation similar to the original condition of cerradão.

Key words: Cerradão, fire, anthropogenic disturbances.

INTRODUÇÃO

O desmatamento de áreas naturais para ocupação humana aliado ao fogo promove o desaparecimento de muitas espécies nativas dos biomas Amazônia e Cerrado (Fiedler et al., 2004; Fearnside, 2005). A vegetação da zona de transição entre os referidos biomas passou por impactos negativos, com reduções contínuas desde o início da década de 1970 devido ao desenvolvimento agropecuário (Fearnside, 2005; Brannstrom et al., 2008; Marimon et al., 2014). Dessa forma, a conversão e a descaracterização de áreas naturais ocasionadas por distúrbios antrópicos tornou-se uma grave ameaça à biodiversidade.

O desmatamento tem aumentando continuamente, principalmente na transição entre os biomas Amazônia e Cerrado, região do “arco do desmatamento” (Cohen et al., 2007), sendo a pecuária a atividade que mais tem impulsionado o desmatamento nesses dois biomas (Felfili et al., 2004; Nepstad et al., 2008). O desmatamento causa vários impactos ambientais, como emissão de gases do efeito estufa, perda da biodiversidade e dos serviços ambientais (Silver et al., 2000; Fearnside, 2006; Nepstad et al., 2008).

A recuperação florestal em áreas de pastagem abandonada é dependente do histórico de uso, de forma que, quanto mais intenso e prolongado o uso, mais lenta se torna a regeneração (Uhl et al., 1988). Em condições de áreas abandonadas, a gramínea forrageira não é suprimida, e ela tende a dificultar o estabelecimento e crescimento de espécies lenhosas nativas, ainda, a compactação do solo ocasionada pelo pisoteio animal influencia negativamente a regeneração natural (Cheung et al., 2009).

Além disso, o aumento da incidência de incêndios contribui para o estabelecimento e manutenção da vegetação em sua forma savânica e não florestal (Hoffmann et al., 2004; Pivello & Coutinho, 1996). Quando a vegetação passa por corte raso ou é exposta ao fogo ela é revertida em formas mais abertas (Durigan & Ratter, 2006). Segundo estes autores, atualmente deveríamos estar vivendo um período de expansão florestal natural, entretanto, fatores antrópicos como a criação de gado e incêndios impedem esta expansão.

Períodos de seca severa, como os registrados em 2005 e 2010 na região do presente estudo (Lewis et al., 2011; Marengo et al., 2011; Marimon et al., 2014), também podem ser graves o suficiente para alterar a estrutura e dinâmica florestal na região de transição entre os biomas Amazônia e Cerrado (Brando et al., 2014; Marimon et al., 2014). Estudos ecológicos sobre os processos de recuperação florestal contribuem na elaboração de projetos de manejo e recuperação em áreas tropicais, além de esclarecer aspectos

importantes da dinâmica sucessional (Aide et al., 1995). Estes estudos podem ser ainda mais importantes quando realizados em áreas em regeneração localizadas na transição Amazônia-Cerrado, visto que esta zona de transição abrange 6.000 km de contato entre os dois maiores biomas brasileiros e atualmente é também denominada de ‘arco do desmatamento’, sendo considerada seriamente ameaçada pelo forte avanço de atividades agropecuárias.

Para a compreensão das mudanças nas comunidades vegetais é necessário realizar a avaliação de sua composição e diversidade de espécies ao longo do tempo (Almeida et al., 2014). Diante disso, nós avaliamos as mudanças na composição florística e na diversidade de espécies em um período de aproximadamente oito anos (2006-2013) de uma pastagem abandonada, a qual a gramínea forrageira (*Urochloa brizantha*) não foi suprimida. E, comparamos a composição florística da área de estudo com um cerrado típico e um cerradão natural adjacentes na transição Amazônia-Cerrado. O objetivo é entender como as áreas de pastagens abandonadas na transição se regeneram, e saber quanto tempo é necessário para que a vegetação comece a recuperar a formação florestal similar à condição original de cerradão.

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado em uma área de cerradão em regeneração no Parque Municipal do Bacaba (14°41’S e 52°20’O), no município de Nova Xavantina-MT, na região de transição entre a Amazônia e o Cerrado. O Parque abrange área de aproximadamente 500 ha, com vegetação predominante de cerrado típico em contato com áreas de florestas de galeria e cerradão (Abad & Marimon, 2008). O clima da região é do tipo Aw, de acordo com a classificação de Köppen, com um período frio e seco (de abril a setembro) e outro quente e úmido (de outubro a março) (Silva et al., 2008), com precipitação anual de 1.300 a 1.500 mm e média mensal de temperatura de 25°C (Marimon et al., 2010). O relevo é plano a suavemente ondulado, com solo distrófico, álico, ácido, profundo e bem drenado (Marimon Junior & Haridasan, 2005), com altitude média de 346 m (Marimon et al., 2010).

Na década de 1950, a área de estudo formava área contínua de cerradão (Reis et al., 2015b), e a partir de 1960 foi introduzida pastagem exótica (*Urochloa brizantha* – uma espécie de gramínea C₄; Dias-Filho, 2002) e gado bovino. A partir de 1991, a criação de

gado foi reduzida gradativamente até seu encerramento, em dezembro de 1998 (A.L. Santos, Com. pessoal). Após a retirada do gado, a área foi abandonada e não houve nenhuma intervenção humana para suprimir a gramínea forrageira e facilitar a recuperação das espécies nativas lenhosas. As espécies vegetais da vegetação adjacente começaram a se estabelecer, no entanto, a recuperação da vegetação natural nessa área foi afetada ainda pela ocorrência de uma queimada acidental ocorrida em setembro de 2008.

Em 2006, nós estabelecemos 50 parcelas permanentes de 10 × 10 m, onde amostramos todas as plantas vivas com diâmetro ao nível do solo ($DAS_{30\text{ cm}} \geq 3\text{ cm}$). Medimos o diâmetro, identificamos e inserimos placas numeradas nos troncos de todas as plantas. Em 2011 e 2013, remedimos todas as plantas sobreviventes e incluímos aquelas que atingiram o diâmetro mínimo de inclusão (recrutas). Para os indivíduos que apresentaram ramificações, cada ramo que atingiu o critério mínimo de inclusão foi considerado como um novo indivíduo. Para a identificação do material botânico, nós coletamos amostras e as comparamos com o acervo da coleção do Herbário NX, *Campus* da UNEMAT de Nova Xavantina-MT, além de consultas a bibliografias e especialistas. Classificamos as famílias botânicas de acordo com o sistema APG III (2009), com revisão e atualização dos nomes dos táxons na Lista de Espécies da Flora do Brasil (2014).

Classificamos as espécies em relação aos habitats preferenciais de acordo com Mendonça et al. (2008) e com especialistas na flora da região. Usamos, para esse fim, classes exclusivas e comuns às fitofisionomias de cerrado típico e cerradão. Nós também classificamos as espécies de acordo com a ocorrência nos domínios fitogeográficos da Amazônia, Cerrado, Caatinga, Mata Atlântica, Pantanal e Pampa, com base na Lista de Espécies da Flora do Brasil (2014). Consideramos as espécies que ocorrem apenas no Cerrado como endêmicas para esse domínio fitogeográfico.

Além disso, classificamos as espécies quanto à síndrome de dispersão em três categorias: anemocóricas (dispersão pelo vento), autocóricas (dispersão por gravidade e/ou explosiva, *i.e.*, autodispersão) e zoocóricas (dispersão por animais) (Van Der Pijl, 1982). No caso da dispersão por animais, consideramos apenas a categoria mais abrangente de zoocoria, sem a caracterização do agente específico. Realizamos a classificação das espécies apenas para aquelas identificadas até o nível específico.

Para a comparação do número de indivíduos entre os inventários, utilizamos o teste não paramétrico de *Friedman*, seguido pelo teste de Wilcoxon com correção de Bonferroni. Comparamos a riqueza de espécies entre os inventários por meio de Análise de

Variância (ANOVA) de medidas repetidas, seguida pelo teste *post hoc* de Tukey. Calculamos o índice de valor de importância (IVI) para todas as espécies em cada inventário (2006, 2011 e 2013) (Müller-Dombois & Elleberg, 1974) no programa Fitopac 2.1 (Shepherd, 2010).

Para entender como a diversidade de espécies está mudando ao longo do tempo, usamos as medidas de riqueza, perfis de diversidade baseado na série exponencial de Rényi (Tóthmérész, 1995) e o índice de Shannon (H'). Para verificar se há diferenças nos valores de H' entre os inventários, aplicamos o teste *t* de Hutcheson (Zar, 2010). Para calcular a uniformidade (equabilidade) utilizamos o índice de Pielou (J') (Magurran, 1988). Avaliamos a similaridade florística entre os anos inventariados. Comparamos também a similaridade florística da área estudada com uma área de cerrado típico e outra de cerradão preservado adjacentes, para verificar se a vegetação está recuperando a formação florestal similar ao cerradão. Para esta análise, consideramos apenas os indivíduos com $DAS_{30\text{ cm}} \geq 5\text{ cm}$ (Mews et al., 2011; Franczak et al., 2011). Os resultados do segundo e do terceiro inventários foram comparados com dados não publicados das mesmas áreas. Para avaliar a similaridade florística utilizamos o índice de Sørensen (CCs), que é qualitativo (Brower & Zar, 1977) e o índice de Morisita (I_m), que é quantitativo (Magurran, 1988).

Para a comparação do número de espécies e do número de indivíduos exclusivos e comuns às fitofisionomias de cerrado típico e cerradão entre os anos inventariados (2006, 2011 e 2013) realizamos o teste não paramétrico de *Friedman* seguido pelo teste *post hoc* de Wilcoxon, com correção de Bonferroni. A mesma análise foi utilizada para comparar o número de espécies e o número de indivíduos entre as síndromes de dispersão (Zoo, Ane e Auto) entre os anos inventariados. Realizamos todos os testes estatísticos no programa PAST 2.15 (Hammer et al., 2001) e adotamos o nível de significância de 5% para todas as análises.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

No primeiro inventário (2006) registramos maior número de indivíduos, com redução no inventário realizado cerca de dois anos e meio após o fogo (2011), seguido por aumento no terceiro inventário (2013), realizado cinco anos após o fogo (Friedman, $\chi^2 = 97,52$; $p < 0,0001$) (Tabelas 1 e 2). De modo semelhante, a riqueza de espécies registrada inicialmente (98 espécies) diminuiu após a passagem do fogo (80) e aumentou no terceiro inventário (87) ($F_{(2, 147)} = 140$; $p < 0,0001$). Apesar do aumento do número de indivíduos e

da riqueza de espécies no último intervalo (2011-2013), a comunidade ainda não recuperou o número de indivíduos e a riqueza de espécies registrados inicialmente em 2006, resultando em redução significativa em um intervalo de quase oito anos ($p \leq 0,001$) (Tabela 2).

Os distúrbios de pastejo e fogo eliminam muitas árvores, ocasionando áreas abertas. No caso estudado, além desses distúrbios antrópicos, a comunidade passou por dois períodos de seca severa, em 2005 e 2010 (Lewis et al., 2011; Marengo et al., 2011; Marimon et al., 2014), os quais podem ter contribuído para atrasar ainda mais o processo de regeneração da área. Períodos secos podem atrasar a recuperação de uma comunidade florestal, pois a baixa umidade no solo limita o estabelecimento de novas plântulas (Marimon et al., 2012), o que conseqüentemente, atrasa o processo de recuperação da formação vegetal.

A redução seguida do aumento no número de indivíduos pode estar relacionada à presença de algumas espécies sensíveis ao fogo, que apresentaram perdas (e.g., *Aspidosperma multiflorum*, *Bauhinia brevipes*, *Roupala montana*) e outras mais resistentes ou resilientes, que apresentaram ganhos (e.g., *Leptolobium dasycarpum*, *Machaerium acutifolium*) em momentos diferentes (Tabela 1). Este padrão foi similar ao registrado em outros estudos (Lima et al., 2009; Almeida et al., 2014; Reis et al., 2015a), que verificaram a redução de indivíduos ocasionada pelo fogo, com o aumento em períodos subseqüentes sem a ocorrência desse tipo de distúrbio.

A regeneração de espécies lenhosas em áreas que foram utilizadas para pastagem pode ser iniciada pela brotação de caules e raízes de árvores que não foram removidos totalmente no corte, além de outros mecanismos, como o banco de sementes e a dispersão, que dependerão da proximidade da área em regeneração com uma fonte natural de propágulos (Uhl et al., 1988). Áreas protegidas de distúrbios tendem a desenvolver uma formação vegetal com maior densidade (Durigan & Ratter, 2006; Pivello & Coutinho, 1996). O contrário acontece em situação de fogo, pois este pode atrasar a recuperação florestal após o abandono da pastagem (Uhl et al., 1988).

Considerando apenas os indivíduos com $DAS \geq 5$ cm, a riqueza florística registrada no primeiro inventário na área estudada (75 espécies) foi menor do que a riqueza em outras áreas localizadas na mesma Unidade de Conservação e que foram usadas para comparação. Um cerrado típico estudado por Mews et al. (2011) apresentou 80 espécies, o cerradão adjacente apresentou 87 espécies (Franczak et al., 2011) e um outro cerradão em

regeneração após 36 anos de corte raso (distante 600 m da área estudada), apresentou 98 espécies (Reis et al., 2015b). Neste caso, sugerimos que a menor riqueza registrada no primeiro inventário na área do presente estudo em relação às demais áreas comparadas pode estar relacionada ao tempo de regeneração (1998-2006), que ainda estaria em um estágio sucessional inicial em 2006.

Uhl et al. (1988) registraram rápida recuperação de uma área de pastagem abandonada submetida a uso leve, porém, conforme aumentou a intensidade do distúrbio a recuperação tornou-se mais lenta e a riqueza florística diminuiu. Assim, a intensidade e frequência de distúrbios podem contribuir tanto para o aumento quanto para a diminuição de espécies em uma comunidade (Lima et al., 2009; Peixoto et al., 2012). Além disso, algumas características, como a época do ano, horário e quantidade de biomassa seca na ocasião do fogo também podem ocasionar mais ou menos danos na vegetação lenhosa (Lima et al., 2009) por influenciar a intensidade das chamas.

Em todas as parcelas amostradas no último inventário no cerradão em regeneração ainda havia a presença de capim braquiária (*Urochloa brizantha*), com quase 30% das parcelas apresentando elevada incidência de capim, o qual ocupava 50% ou mais da parcela. Provavelmente, esse foi um dos fatores que contribuiu para alta inflamabilidade da área e os impactos severos (redução na riqueza de espécies e número de indivíduos) no inventário após o fogo. Áreas protegidas do fogo por longo período favorecem o acúmulo de altas cargas de combustível (Miranda et al., 1993), principalmente no caso do presente estudo, pois havia pelo menos 20 anos sem ocorrência de fogo no local. Somado a isso, em 2005 ocorreu uma seca severa na região (Lewis et al., 2011; Marengo et al., 2011; Marimon et al., 2014), que também pode ter favorecido o acúmulo de biomassa seca. Ainda, o fogo torna-se mais intenso no final da estação seca devido às condições climáticas nessa época (Gill et al., 1996).

Diante disso, a ocorrência do fogo no final da estação seca (setembro), associada à biomassa seca acumulada provavelmente contribuíram para elevar a temperatura da queimada o suficiente ao ponto de ocasionar danos na vegetação, tal como foi observado. Entretanto, apesar das mudanças ocasionadas pelo fogo e dos distúrbios registrados no inventário realizado após o fogo, vale ressaltar que a riqueza e o número de indivíduos aumentaram no último intervalo, sugerindo uma possível recuperação da área pós-queimada.

Tabela 1 – Espécies lenhosas amostradas em um cerradão em regeneração na transição Amazônia-Cerrado, Mato Grosso. Espécies classificadas em ordem decrescente segundo o Índice de Valor de Importância (IVI) registrado no último inventário (2013). N= número de indivíduos; CT = cerrado típico; CD = cerradão; CT-CD= ocorrência comum em cerrado típico e cerradão; SD = Síndrome de dispersão; Ane = anemocórica; Aut = autocórica; Zoo = zoocórica; NI = não identificada.

Espécies	Família	N			IVI			Habitat	SD
		2006	2011	2013	2006	2011	2013		
<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	Vochysiaceae	206	166	183	20,96	32,21	31,06	CT	ane
<i>Qualea multiflora</i> Mart.	Vochysiaceae	225	160	168	20,50	26,58	24,44	CD	ane
<i>Aspidosperma multiflorum</i> A.DC.	Apocynaceae	236	128	174	18,44	21,88	23,11	CT-CD	ane
<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne	Fabaceae	216	99	114	17,97	16,13	15,02	CD	zoo
<i>Eugenia aurata</i> O.Berg	Myrtaceae	298	105	108	21,39	15,02	12,77	CT	zoo
<i>Myrcia lanuginosa</i> O.Berg	Myrtaceae	147	76	95	12,65	11,96	11,70	CT	zoo
<i>Tachigali vulgaris</i> L.G.Silva & H.C.Lima	Fabaceae	59	21	17	8,83	14,00	11,31	CD	ane
<i>Qualea parviflora</i> Mart.	Vochysiaceae	54	46	51	6,36	10,4	10,06	CT	ane
<i>Roupala montana</i> Aubl.	Proteaceae	61	36	51	7,67	8,89	9,96	CT-CD	ane
<i>Connarus suberosus</i> Planch.	Connaraceae	110	50	56	10,1	8,88	8,33	CT	zoo
<i>Mezilaurus crassiramea</i> (Meisn.) Taub. ex Mez	Lauraceae	73	51	52	7,62	9,70	8,32	CT	zoo
<i>Buchenavia tomentosa</i> Eichler	Combretaceae	37	30	29	6,02	8,02	7,41	CD	zoo
<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	Sapindaceae	44	20	65	4,91	3,46	7,34	CD	zoo
<i>Terminalia argentea</i> Mart.	Combretaceae	45	30	32	6,19	7,34	7,09	CD	ane
<i>Diospyros hispida</i> A.DC.	Ebenaceae	84	14	52	7,78	2,50	6,18	CT	zoo
<i>Rourea induta</i> Planch.	Connaraceae	43	18	39	4,46	3,62	5,82	CT	zoo
<i>Andira cujabensis</i> Benth.	Fabaceae	45	23	24	5,27	5,12	4,88	CD	zoo
<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	Fabaceae	20	29	32	2,52	4,92	4,83	CT-CD	ane
<i>Curatella americana</i> L.	Dilleniaceae	15	16	17	2,58	4,85	4,63	CT	zoo
<i>Stryphnodendron rotundifolium</i> Mart.	Fabaceae	21	22	22	3,93	5,07	4,49	CT	zoo
<i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart.	Apocynaceae	45	26	28	4,64	4,82	4,32	CT	ane
<i>Psidium</i> sp.	Myrtaceae	19	21	22	2,65	4,72	4,26	NI	NI
<i>Luetzelburgia praecox</i> (Harms) Harms	Fabaceae	21	15	20	3,03	3,71	3,93	CT	ane

Espécies	Família	N			IVI			Habitat	SD
		2006	2011	2013	2006	2011	2013		
<i>Annona coriacea</i> Mart.	Annonaceae	35	21	22	3,56	3,95	3,55	CT-CD	zoo
<i>Erythroxylum suberosum</i> A.St.-Hil.	Erythroxylaceae	57	17	23	5,27	3,12	3,54	CT	zoo
<i>Diplopterys pubipetala</i> (A.Juss.) W.R.Anderson & C.C.Davis	Malpighiaceae	42	9	24	3,80	1,89	3,19	CT	ane
<i>Leptolobium dasycarpum</i> Vogel	Fabaceae	5	11	21	0,67	1,89	2,97	CT	ane
<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott	Anacardiaceae	14	8	14	1,92	1,96	2,83	CD	ane
<i>Byrsonima pachyphylla</i> A.Juss.	Malpighiaceae	15	14	14	1,71	2,97	2,64	CT	zoo
<i>Licania humilis</i> Cham. & Schtdl.	Chrysobalanaceae	13	6	15	1,63	1,21	2,47	CT	zoo
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	Myrtaceae	8	11	12	1,24	2,26	2,23	CT	zoo
<i>Eriotheca gracilipes</i> (K.Schum.) A.Robyns	Malvaceae	10	9	9	1,45	2,31	2,15	CD	ane
<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.	Annonaceae	10	4	13	1,35	1,07	2,13	CD	zoo
<i>Ouratea hexasperma</i> (A.St.-Hil.) Baill.	Ochnaceae	2	5	13	0,27	1,11	2,07	CD	zoo
<i>Dipteryx alata</i> Vogel	Fabaceae	3	3	3	1,49	2,12	1,95	CD	zoo
<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	Bignoniaceae	21	8	11	2,47	1,68	1,90	CT-CD	ane
<i>Couepia grandiflora</i> (Mart. & Zucc.) Benth.	Chrysobalanaceae	13	9	9	1,53	1,94	1,65	CT	zoo
<i>Emmotum nitens</i> (Benth.) Miers	Icacinaceae	4	6	8	1,02	1,72	1,64	CD	zoo
<i>Erythroxylum tortuosum</i> Mart.	Erythroxylaceae	40	2	9	4,14	0,46	1,57	CT-CD	zoo
<i>Mimosa laticifera</i> Rizzini & A.Mattos	Fabaceae	5	9	6	1,03	2,32	1,49	CT-CD	ane
<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.	Lythraceae	11	5	6	1,54	1,43	1,42	CT	ane
<i>Tachigali aurea</i> Tul.	Fabaceae	6	4	4	1,09	1,48	1,36	CT	ane
<i>Bauhinia brevipes</i> Vogel	Fabaceae	246	-	7	17,16	-	1,28	CT	aut
<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil.	Erythroxylaceae	-	7	7	-	1,40	1,23	CT	zoo
<i>Salvertia convallariodora</i> A.St.-Hil.	Vochysiaceae	9	5	5	1,05	1,32	1,20	CT	ane
<i>Ouratea spectabilis</i> (Mart.) Engl.	Ochnaceae	7	4	6	0,90	0,91	1,17	CT	zoo
<i>Aspidosperma subincanum</i> Mart.	Apocynaceae	6	4	6	0,87	1,03	1,16	CD	ane
<i>Strychnos pseudoquina</i> A.St.-Hil.	Loganiaceae	9	6	6	1,01	1,31	1,12	CT-CD	zoo
<i>Vatairea macrocarpa</i> (Benth.) Ducke	Fabaceae	10	3	6	1,31	0,75	1,11	CD	ane

Espécies	Família	N			IVI			Habitat	SD
		2006	2011	2013	2006	2011	2013		
<i>Eugenia puniceifolia</i> (Kunth) DC.	Myrtaceae	8	3	5	1,24	0,81	1,06	CT-CD	zoo
<i>Heteropterys byrsonimifolia</i> A.Juss.	Malpighiaceae	16	3	8	1,93	0,51	1,03	CT	ane
<i>Aspidosperma macrocarpon</i> Mart.	Apocynaceae	6	4	6	0,78	0,97	0,96	CT	ane
<i>Byrsonima coccolobifolia</i> Kunth	Malpighiaceae	6	5	5	0,64	1,04	0,93	CT-CD	zoo
<i>Erythroxylum engleri</i> O.E.Schulz	Erythroxylaceae	13	-	5	1,51	-	0,93	CT	zoo
<i>Dimorphandra mollis</i> Benth.	Fabaceae	21	26	4	5,64	8,85	0,92	CT	zoo
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	Fabaceae	6	4	4	0,85	1,07	0,92	CT-CD	ane
<i>Guapira noxia</i> (Netto) Lundell	Nyctaginaceae	7	3	4	0,96	0,70	0,87	CT	zoo
<i>Aspidosperma nobile</i> Müll.Arg.	Apocynaceae	3	2	3	0,44	0,51	0,63	CT	ane
<i>Platypodium elegans</i> Vogel	Fabaceae	2	3	3	0,30	0,70	0,61	CD	ane
<i>Leptolobium elegans</i> Vogel	Fabaceae	19	2	3	2,21	0,50	0,61	CT-CD	ane
<i>Guapira graciliflora</i> (Mart. ex Schmidt) Lundell	Nyctaginaceae	4	1	3	0,49	0,25	0,59	CD	zoo
<i>Syagrus flexuosa</i> (Mart.) Becc.	Arecaceae	1	2	2	0,14	0,52	0,53	CT	zoo
<i>Mouriri elliptica</i> Mart.	Melastomataceae	3	2	4	0,33	0,46	0,52	CT	zoo
<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth.	Fabaceae	2	1	1	0,27	0,42	0,45	CT	ane
<i>Brosimum gaudichaudii</i> Trécul	Moraceae	5	2	3	0,58	0,44	0,44	CT-CD	zoo
<i>Luehea candicans</i> Mart. & Zucc.	Malvaceae	-	2	2	-	0,46	0,42	CD	ane
<i>Myrcia camapuanensis</i> N.Silveira	Myrtaceae	1	2	2	0,14	0,45	0,38	CT	zoo
<i>Himatanthus obovatus</i> (Müll.Arg.) Woodson	Apocynaceae	-	2	2	-	0,43	0,37	CT	ane
<i>Zeyheria montana</i> Mart.	Bignoniaceae	7	1	2	0,79	0,22	0,37	CT.	ane
<i>Serjania caracasana</i> (Jacq.) Willd.	Sapindaceae	-	-	2	-	-	0,37	CT-CD	ane
<i>Alchornea discolor</i> Poepp.	Euphorbiaceae	1	1	3	0,14	0,22	0,34	CD	aut
<i>Byrsonima verbascifolia</i> (L.) DC.	Malpighiaceae	2	1	1	0,30	0,29	0,30	CT	zoo
<i>Hirtella glandulosa</i> Spreng.	Chrysobalanaceae	3	-	2	0,28	-	0,27	CD	zoo
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Salicaceae	4	2	2	0,54	0,30	0,26	CT	zoo
<i>Pouteria ramiflora</i> (Mart.) Radlk.	Sapotaceae	1	1	1	0,17	0,29	0,26	CT-CD	zoo

Espécies	Família	N			IVI			Habitat	SD
		2006	2011	2013	2006	2011	2013		
<i>Davilla elliptica</i> A.St.-Hil.	Dilleniaceae	1	1	1	0,19	0,30	0,25	CT	zoo
<i>Eugenia gemmiflora</i> O.Berg	Myrtaceae	1	1	1	0,17	0,26	0,21	CT-CD	zoo
<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc.	Calophyllaceae	1	1	1	0,14	0,25	0,21	CT	ane
<i>Plathymenia reticulata</i> Benth.	Fabaceae	-	1	1	-	0,23	0,21	CT	ane
<i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.	Myrtaceae	1	1	1	0,14	0,24	0,20	CD	zoo
<i>Vochysia rufa</i> Mart.	Vochysiaceae	1	1	1	0,14	0,24	0,20	CT	ane
<i>Cybistax antisyphilitica</i> (Mart.) Mart.	Bignoniaceae	3	1	1	0,45	0,23	0,20	CT-CD	ane
<i>Anacardium occidentale</i> L.	Anacardiaceae	13	1	1	1,17	0,23	0,19	CT-CD	zoo
<i>Heisteria ovata</i> Benth.	Olacaceae	-	-	1	-	-	0,19	CD	zoo
<i>Vernonia</i> sp. 2	Asteraceae	-	-	1	-	-	0,19	NI	NI
<i>Vernonia</i> sp. 1	Asteraceae	1	-	1	0,17	-	0,18	NI	NI
<i>Senna</i> sp.	Fabaceae	-	-	1	-	-	0,18	NI	NI
<i>Cnidocolus urens</i> (L.) Arthur	Euphorbiaceae	7	1	-	0,83	0,22	-	CT	aut
<i>Dioclea latifolia</i> Benth.	Fabaceae	21	-	-	2,44	-	-	CD	aut
<i>Eugenia</i> sp.	Myrtaceae	15	-	-	1,80	-	-	NI	NI
<i>Byrsonima laxiflora</i> Griseb.	Malpighiaceae	6	-	-	1,38	-	-	CD	zoo
<i>Bauhinia rufa</i> (Bong.) Steud.	Fabaceae	5	-	-	0,63	-	-	CT-CD	aut
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Fabaceae	5	-	-	0,59	-	-	CD	zoo
<i>Cybianthus detergens</i> Mart.	Primulaceae	3	-	-	0,41	-	-	CT	ane
<i>Kielmeyera speciosa</i> A.St.-Hil.	Calophyllaceae	2	-	-	0,33	-	-	CT	ane
<i>Cordia sessilis</i> (Vell.) Kuntze	Rubiaceae	3	-	-	0,31	-	-	CD	zoo
<i>Luehea paniculata</i> Mart. & Zucc.	Malvaceae	2	-	-	0,31	-	-	CD	ane
<i>Tocoyena formosa</i> (Cham. & Schltdl.) K.Schum.	Rubiaceae	2	-	-	0,28	-	-	CT	zoo
<i>Bauhinia</i> sp.	Fabaceae	2	-	-	0,27	-	-	NI	NI
<i>Copaifera martii</i> Hayne	Fabaceae	2	-	-	0,27	-	-	CT-CD	zoo
<i>Palicourea rigida</i> Kunth	Rubiaceae	2	-	-	0,27	-	-	CT	zoo

Espécies	Família	N			IVI			Habitat	SD
		2006	2011	2013	2006	2011	2013		
Myrtaceae - N.I.	Myrtaceae	2	-	-	0,20	-	-	NI	NI
<i>Acacia</i> sp.	Fabaceae	1	-	-	0,14	-	-	NI	NI
Não identificada	Não identificada	1	-	-	0,13	-	-	NI	NI
<i>Peixotoa psilophylla</i> C.E.Anderson	Malpighiaceae	1	-	-	0,13	-	-	CT	ane
<i>Waltheria communis</i> A.St.-Hil.	Malvaceae	1	-	-	0,13	-	-	CT-CD	aut
Total		2971	1476	1824	300	300	300		

Tabela 2 – Características da vegetação lenhosa de uma área de cerradão em regeneração na transição Amazônia-Cerrado, Mato Grosso.

Parâmetros	2006	2011	2013
Número de indivíduos	2971	1476	1824
Número de espécies	98	80	87
Número de gêneros	71	61	66
Número de famílias	33	30	32
Índice de diversidade de espécies de Shannon (H')	3,52	3,44	3,55
Equabilidade de Pielou (J')	0,77	0,79	0,79
SPAC*	24 (26,4)	19 (24,1)	20 (24,1)
SPCA*	53 (58,3)	47 (59,5)	50 (60,3)
SPAD*	28 (30,8)	25 (31,7)	26 (31,4)
Similaridade florística	Sørensen	Morisita	
CD 2006 e CD 2011	0,85	0,88	
CD 2011 e CD 2013	0,95	0,98	
CD 2006 e CD 2013	0,85	0,88	
CD 2006 x CT 2006	0,66	0,41	
CD 2011 x CT 2011	0,70	0,41	
CD 2013 x CT 2013	0,73	0,42	
CD 2006 x CN 2005	0,52	0,19	
CD 2011 x CN 2010	0,51	0,15	
CD 2013 x CN 2013	0,50	0,12	

CD= cerradão em regeneração; CT= cerrado típico; CN= cerradão natural. SPAC= número de espécies que ocorrem apenas no Cerrado, SPCA= número de espécies que ocorrem no Cerrado e na Amazônia, incluindo outros domínios fitogeográficos, SPAD= número de espécies com ampla distribuição (ocorrem em quatro, cinco ou seis domínios fitogeográficos). * = considerando apenas o nível de espécie. Porcentagens entre parênteses.

No segundo inventário, realizado cerca de dois anos e meio após o fogo, desapareceram 22 espécies e surgiram apenas quatro novas (*Erythroxylum deciduum*, *Himatanthus obovatus*, *Luehea candicans* e *Plathymenia reticulata*) (Tabela 1). Entre as 22 espécies desaparecidas no segundo inventário, apenas quatro reapareceram no terceiro (*Bauhinia brevipes*, *Erythroxylum engleri*, *Hirtella glandulosa* e *Vernonia* sp.1), quando também ocorreu o recrutamento de quatro novas espécies (*Serjania caracasana*, *Heisteria ovata*, *Senna* sp. e *Vernonia* sp. 2) e a perda de uma (*Cnidocolus urens*) (Tabela 1).

No período estudado (2006-2013) houve acréscimo total de oito espécies e a perda de 19 (Tabela 1), resultando em um balanço negativo para a comunidade. Em áreas de cerrado *stricto sensu* e cerradão submetidas ao fogo (Felfili et al., 2000; Reis et al., 2015a) também foi registrado balanço negativo para a comunidade devido à ação deletéria do fogo na flora lenhosa. De acordo com Felfili et al. (2000), as espécies raras normalmente são mais suscetíveis, tanto ao desaparecimento quanto ao aparecimento,

pois qualquer variação na taxa de mortalidade e recrutamento pode limitar a presença ou ausência dessas espécies na comunidade.

No presente estudo, o desaparecimento de espécies não foi restrito somente às de baixa abundância ou raras. Por exemplo, registramos a exclusão local de *Bauhinia brevipes* (246 indivíduos) e *Dioclea latifolia* (21 indivíduos) (Tabela 1). Este resultado diferiu de outros trabalhos, nos quais o desaparecimento das espécies se limitou às de baixa abundância ou raras (Felfili et al., 2000; Mews et al., 2011; Almeida et al., 2014; Gomes et al., 2014; Oliveira et al., 2014; Reis et al., 2015a).

Assim, observamos que não somente as espécies raras podem ser suscetíveis ao fogo, como observado na maioria dos estudos, mas as abundantes e com alto valor de importância (IVI) também podem estar sujeitas a exclusão local, dependendo das características intrínsecas de cada espécie e das condições ambientais às quais são submetidas. Neste caso, a elevada severidade do fogo, sugerida para a área do presente estudo, pode ter sido a causa determinante para a exclusão local de algumas espécies, e conseqüentemente, atrasado o processo de regeneração da área. Ou seja, as respostas das espécies ao fogo desempenham papel fundamental na dinâmica da vegetação (Hoffmann et al., 2009; Hoffmann et al., 2012), interferindo no processo de regeneração natural, especialmente em formações florestais, como é o caso do cerradão avaliado.

Considerando todas as espécies amostradas, cerca de 65% apresentaram redução da densidade absoluta no intervalo de quase oito anos (Tabelas 1 e 3). A densidade absoluta de 75,5% das espécies diminuiu no inventário realizado após o fogo (2011), enquanto no intervalo sem distúrbios (2011-2013), apenas 6% das espécies diminuíram a densidade (Tabelas 1 e 3). Mudanças na abundância ao longo do tempo podem ser observadas entre as 49 espécies de maior abundância (Figura 1). Algumas como *Ouratea hexasperma*, *Leptolobium dasycarpum*, *Emmotum nitens* e *Machaerium acutifolium* apresentaram tendência crescente na densidade absoluta entre os intervalos. Por outro lado, outras como *Erythroxylum suberosum*, *Eugenia aurata*, *Erythroxylum tortuosum* e *Bauhinia brevipes* apresentaram maior densidade em 2006, seguida de redução após o fogo, e nenhuma recuperação da densidade absoluta no último inventário (Figura 1), sendo estas espécies consideradas sensíveis ao fogo (Gomes et al., 2014).

Tabela 3- Variações na densidade absoluta (ind. ha⁻¹) das espécies lenhosas em área de cerrado em regeneração na transição Amazônia-Cerrado, Mato Grosso. Valores entre parênteses representam porcentagens.

Parâmetros	2006-2011	2011-2013	2006-2013
Espécies que aumentaram a densidade	17 (16,7)	55(62,5)	25 (23,6)
Espécies que diminuíram a densidade	77 (75,5)	5 (5,7)	69 (65,1)
Espécies que mantiveram a densidade	8 (7,9)	28 (31,9)	12 (11,3)

Em cada intervalo consideramos as espécies presentes em pelo menos um dos anos avaliados.

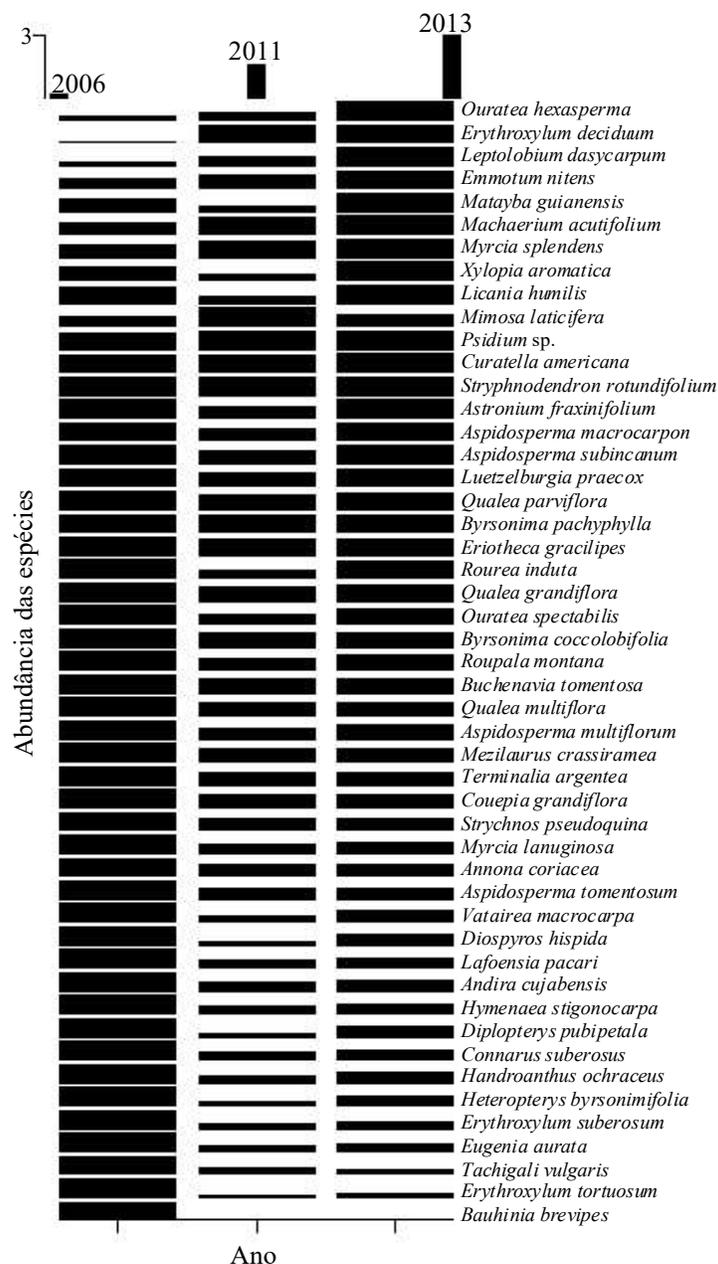


Figura 1: Ordenação das espécies com base na média ponderada da abundância de indivíduos de um cerrado em regeneração na transição Amazônia-Cerrado, Mato Grosso.

As 10 espécies mais importantes da comunidade representaram entre 52 e 55,6% do IVI e 55,8 e 61,5% do número total de indivíduos nos três inventários (Tabela 1). Entre as espécies mais importantes em pelo menos um dos inventários, *Qualea grandiflora*, *Q. multiflora*, *Hymenaea stigonocarpa*, *Q. parviflora*, *Roupala montana*, *Connarus suberosus* e *Diospyros hispida* são de ampla distribuição no Cerrado, ocorrem em mais de 50% das 376 áreas de Cerrado e Savana Amazônica amostradas por Ratter et al. (2003), e são consideradas espécies dominantes da vegetação arbórea do Cerrado (Bridgewater et al., 2004).

Segundo Andrade et al. (2002), espécies que apresentam elevado valor de importância possuem maior sucesso na exploração dos recursos do habitat. Assim, considerando que as espécies do cerrado que apresentam cascas mais espessas são mais resistentes ao fogo e apresentam maior chance de sobreviver após uma queimada (Hoffmann et al. 2009; Hoffmann et al. 2012; Miranda et al., 1993; Ribeiro et al., 2012), podemos sugerir que algumas dentre as de maior importância no presente estudo, como *Qualea grandiflora*, *Diospyros hispida* e *Connarus suberosus* (Lorenzi, 2002) podem estar se beneficiando da casca mais grossa para ocupar posições de destaque na comunidade. Entretanto, mesmo espécies com características de resistência ao fogo também reduziram a densidade absoluta após o fogo no presente estudo, o que reforça a importância de preservação deste cerradão.

Outro fator que provavelmente contribuiu para a elevada representatividade das espécies de maior IVI no cerradão em regeneração é o fato da área apresentar dossel aberto, o que possibilita maior incidência de luz. Neste caso, espécies classificadas como pioneiras, como *Tachigali vulgaris* e *Roupala montana*, e também as clímaxes exigentes de luz como *Myrcia lanuginosa* e *Aspidosperma multiflorum* (Felfili et al., 1999; Miguel & Marimon, 2008; Reis et al., 2013) podem se destacar.

Dentre as espécies mais importantes, sete se mantiveram entre as 10 principais nos três inventários, *Qualea grandiflora*, *Q. multiflora*, *Aspidosperma multiflorum*, *Hymenaea stigonocarpa*, *Eugenia aurata*, *Myrcia lanuginosa* e *Tachigali vulgaris* (Tabela 1), sugerindo alta resistência aos distúrbios de fogo e seca ocorridos na área, pois, mesmo com a mortalidade de muitos indivíduos, estas espécies se mantiveram entre as de maior importância na comunidade. Reis et al. (2015a) observaram aumento na densidade de *Aspidosperma multiflorum* após a ocorrência de fogo em um cerradão, sugerindo ser esta uma espécie beneficiada pelo fogo. Gomes et al. (2014) classificaram

Myrcia lanuginosa como espécie resiliente ao fogo, mostrando redução na densidade absoluta após o fogo, mas com ampla recuperação após quatro anos.

Comparando as 10 espécies de maior IVI da área em regeneração com um cerrado típico (Mews et al., 2011) localizado na mesma unidade de conservação, observamos que quatro espécies (*Qualea grandiflora*, *Q. multiflora*, *Q. parviflora* e *Roupala montana*) apareceram entre as 10 de maior IVI nas duas áreas. Quando as espécies de maior IVI do presente estudo são comparadas com o cerradão natural adjacente (Franczak et al., 2011), observamos apenas três (*Aspidosperma multiflorum*, *Tachigali vulgaris* e *Roupala montana*) em comum. Apesar das 10 espécies de maior importância no presente estudo serem pouco representadas nas áreas comparadas, a maioria, exceto *Bauhinia brevipes*, apresenta elevado valor de importância em outros estudos realizados em áreas naturais de cerrado rupestre, cerrado típico, cerrado denso e cerradão (Meira Neto & Saporetti Júnior, 2002; Ratter et al., 2003; Assunção & Felfili, 2004; Libano & Felfili, 2007; Lima et al., 2009; Gomes et al., 2011; Solórzano et al., 2012; Aquino et al., 2014; Pereira et al., 2015; Maracahipes-Santos et al., 2015).

A maioria das espécies de maior importância do presente estudo também foi amostrada por Mews et al. (2011) e Franczak et al. (2011), entretanto com baixos valores de IVI. Apesar de elevada similaridade florística da área do presente estudo com o cerrado típico, a diferença nas espécies de maior IVI, provavelmente está relacionada ao fato da área estar em processo de recuperação. Reis et al. (2015b) observaram que a regeneração natural de um cerradão quase quatro décadas após corte raso é um processo lento e a comunidade ainda se encontra em estado intermediário de sucessão. Diante disso, reforçamos a necessidade de proteção da área estudada contra distúrbios antrópicos para permitir o processo de regeneração natural.

Acréscimos e decréscimos nos parâmetros que compõem o IVI contribuíram para que ocorressem mudanças de posição das espécies, como é o caso de *Eugenia aurata*, que no primeiro inventário ocupou a primeira posição e nos outros dois a quinta (Figura 2). Em geral, o fator mais importante para aquelas espécies que apresentaram mudanças de posição do IVI foi a redução do número de indivíduos, como registrado para *Bauhinia brevipes*, *Connarus suberosus* e *Diospyros hispida*. A mudança na classificação de importância é determinada pela flutuação das populações em respostas diante dos distúrbios (Almeida et al., 2014), como fogo e seca severa ocorridos na área do presente estudo.

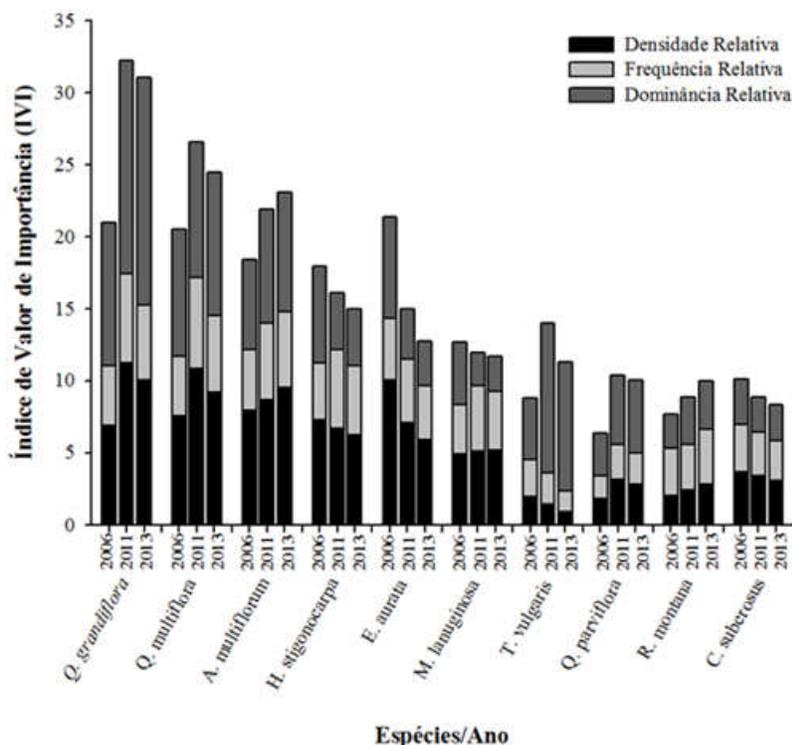


Figura 2: Distribuição do índice de valor de importância das 10 principais espécies amostradas em uma área de cerrado em regeneração na transição Amazônia-Cerrado, Mato Grosso. As espécies estão classificadas em ordem decrescente do IVI de 2013.

A maioria dos indivíduos de *Bauhinia brevipes*, *Connarus suberosus* e *Diospyros hispida* mortos no primeiro intervalo (2006-2011), apresentavam diâmetros do caule abaixo de 7 cm, o que provavelmente influenciou na mortalidade de muitos indivíduos destas espécies, pois, indivíduos de menor porte são mais propensos aos danos causados pelo fogo e seca (Hoffmann & Solbrig, 2003; Fiedler et al., 2004; Marimon et al., 2014). Para espécies de Cerrado, a espessura da casca é dependente do diâmetro (Hoffmann et al., 2003; Hoffmann & Solbrig, 2003). Neste caso, intervalos longos entre distúrbios antrópicos são importantes para que as árvores possam acumular casca e alcançar maiores classes de tamanho (Hoffmann et al., 2009; Hoffmann et al., 2012).

A espécie *Bauhinia brevipes* se destacou no primeiro inventário devido à elevada abundância (246 indivíduos), porém, apresentando-se como uma espécie sensível ao fogo, pois registramos a morte de todos os indivíduos no inventário realizado após o fogo, e baixa abundância (sete indivíduos) no último inventário (Tabela 1). O fato do fogo ter ocorrido no período de floração (junho a setembro) e frutificação

(setembro e outubro) (Sá et al., 2009) de *B. brevipes*, e esta ser uma espécie de hábito arbustivo (Vaz & Tozzi, 2003), provavelmente foram os fatores que mais contribuíram para a exclusão local da espécie.

Além de *Bauhinia brevipes*, outras espécies do mesmo gênero (*Bauhinia rufa* e *Bauhinia* sp.), registradas no primeiro inventário, também foram excluídas localmente após o fogo (Tabela 1). Fiedler et al. (2004) observaram em uma área de cerrado que *Bauhinia rufa* não foi registrada três anos após um incêndio, o que os autores consideraram baixa resistência da espécie ao fogo, tal como verificado, no presente estudo, para outras espécies do gênero *Bauhinia*.

A pequena mudança de posições de *Mezilaurus crassiramea* entre os inventários (12^a, 9^a e 11^a) pode indicar que esta espécie é resistente ao fogo. Moraes (2005) considera *M. crassiramea* uma espécie que sobrevive bem ao fogo. No entanto, Gomes et al. (2014) observaram em um cerrado rupestre, distante apenas 1 km da área do presente estudo, redução da densidade de *M. crassiramea* após o fogo, a qual se manteve nos inventários seguintes, de forma que consideraram esta espécie como sensível ao fogo.

Esses resultados díspares sugerem que as respostas aos distúrbios podem variar inclusive entre populações da mesma espécie, dependendo das condições ambientais e estruturais das comunidades onde elas se encontram. O crescimento lento de *M. crassiramea* (Lorenzi, 2002) também pode ser um dos fatores para o qual a espécie ainda não recuperou a densidade de indivíduos registrada inicialmente. Estes resultados nos levam a concluir ainda que muitas informações sobre espécies tropicais devem ser sempre analisadas com cautela, pois os resultados podem variar drasticamente conforme as condições ambientais.

Roupala montana apresentou tendência crescente da densidade e dominância relativas nos períodos avaliados (Figura 2). Mesmo que essa espécie apresente redução da abundância de indivíduos após eventos de fogo (Hoffman, 1998; Almeida et al., 2014), como observado no presente estudo, o fato de também apresentar reprodução vegetativa pode aumentar a sua taxa de sobrevivência após queimadas (Hoffmann, 1998; Hoffmann, 1999), visto que a partir da rebrota, o tamanho mínimo reprodutivo é atingido rapidamente (Hoffmann & Solbrig, 2003). Com isso, após a ocorrência de distúrbios, *R. montana* consegue recuperar rapidamente a densidade populacional, sendo que essas características foram importantes para que essa espécie se destacasse na comunidade estudada.

Tachigali vulgaris apresentou tendência decrescente na densidade de indivíduos ao longo do tempo. No entanto, a dominância relativa da espécie foi determinante para que ocupasse posição de destaque (Figura 2). *T. vulgaris* é uma espécie pioneira de crescimento rápido, heliófita, adaptada a ambientes perturbados (Felfili, 1995; Felfili et al., 1999) e de grande importância em áreas de cerradão (Franczak et al., 2011; Marimon et al., 2006; Marimon Junior & Haridasan, 2005; Silvério et al., 2010), o que contribuiu para que a mesma se destacasse na área estudada.

Os resultados de *Tachigali vulgaris* no presente estudo corroboram com estudos realizados por Nardoto et al. (2006) e Elias et al. (2013), em áreas submetidas ao fogo, os quais observaram a redução na densidade populacional dessa espécie. Reis et al. (2015a) observaram aumento substancial na área basal de *T. vulgaris* aproximadamente quatro anos após a queimada, em uma área de cerradão adjacente à do presente estudo, enquanto, que em área não queimada observaram aumento na densidade de indivíduos.

Um fator a ser considerado é que a redução da densidade de indivíduos na comunidade diminui a competição por luz, água e nutrientes, tornando-os disponíveis aos indivíduos sobreviventes (Lima et al., 2009), o que provavelmente contribuiu para o incremento em área basal após a ocorrência do fogo. Assim, sugerimos que para a manutenção populacional de *T. vulgaris* é necessário que haja supressão do fogo no cerradão em regeneração, a fim de evitar a mortalidade dos indivíduos, pois, vale ressaltar que essa é uma espécie-chave no cerradão, mas possui ciclo de vida e ganho de biomassa curtos (Franczak et al., 2011; Reis et al., 2015a).

Dentre as famílias com maior riqueza de espécies ocorreu pouca mudança entre os inventários. As de maior riqueza de espécies foram Fabaceae (23, 17 e 19 espécies em 2006, 2011 e 2013, respectivamente), Myrtaceae (10, 8, 8) Malpighiaceae (7, 5 e 5), Apocynaceae (5, 6 e 6) e Vochysiaceae (5, em cada inventário) (Tabela 1). A elevada representatividade de Fabaceae pode estar relacionada à sua maior resistência às condições edáficas e climáticas adversas (Lima et al., 2006) predominantes no Cerrado. Além disso, muitas espécies dessa família apresentam capacidade de fixação de nitrogênio, o que lhes conferem vantagem competitiva em solos distróficos (Goodland, 1979; Haridasan, 2005), visto que a maior absorção de N é graças às associações simbióticas em suas raízes (Santos et al., 2008). Assim, espécies com estratégias para melhor aproveitamento desse nutriente apresentam vantagem competitiva e melhor desempenho em áreas degradadas (Nogueira et al., 2012).

As famílias mais ricas no presente estudo também foram bem representadas em áreas naturais de cerrado sentido restrito (Batalha et al., 1997; Felfili et al., 2000; Felfili et al., 2002; Neri et al., 2007; Lima et al., 2009; Almeida et al., 2014), cerradão (Silva & Felfili, 2012) e em florestas de galeria (Felfili, 1995; Marimon & Lima, 2001). Mesmo se tratando de uma área que foi alterada, o cerradão em regeneração apresenta um padrão florístico próximo ao registrado em áreas naturais do Cerrado.

Foi registrada elevada diversidade de espécies nos três inventários com diferenças significativas entre os períodos (Tabela 2). Observamos redução na diversidade de espécies no inventário realizado após o fogo (2011) ($t = 2,18$, $p = 0,03$), seguido de aumento no intervalo seguinte ($t = -2,49$, $p = 0,01$), sugerindo que o fogo teve influência na diversidade de espécies da comunidade. A equabilidade registrada nos três inventários foi elevada e os valores foram similares, indicando baixa dominância ecológica das espécies (Tabela 2).

Os perfis de diversidade evidenciam menor diversidade no inventário de 2011, independentemente da métrica usada (Figura 3). Os valores de diversidade e equabilidade registrados no presente estudo estão dentro da faixa de variação registrados em áreas de cerrado *s.s.* que também foram submetidas ao fogo (Almeida et al., 2014; Gomes et al., 2011; Lima et al., 2009; Mews et al., 2011) e para áreas de cerradão natural (Marimon Junior & Haridasan, 2005; Solórzano et al., 2012). Diante disso, a área estudada seguiu o padrão de diversidade esperado para áreas de cerrado típico e cerradão, com pequenas alterações para o período após o fogo, contudo, mantendo a diversidade elevada.

Das 106 espécies amostradas, 75 foram registradas nos três levantamentos, nove ocorreram em dois e 22 em apenas um levantamento. Foram registradas 18 espécies exclusivas do primeiro levantamento e quatro no último, sendo que em 2011 não houve nenhuma espécie exclusiva (Tabela 1). A similaridade florística entre os três inventários foi elevada (Tabela 2), sendo observada maior similaridade entre 2011 e 2013 (Figura 1). Esse resultado pode ser explicado pela ausência de distúrbios nesse período, além do menor intervalo entre os inventários.

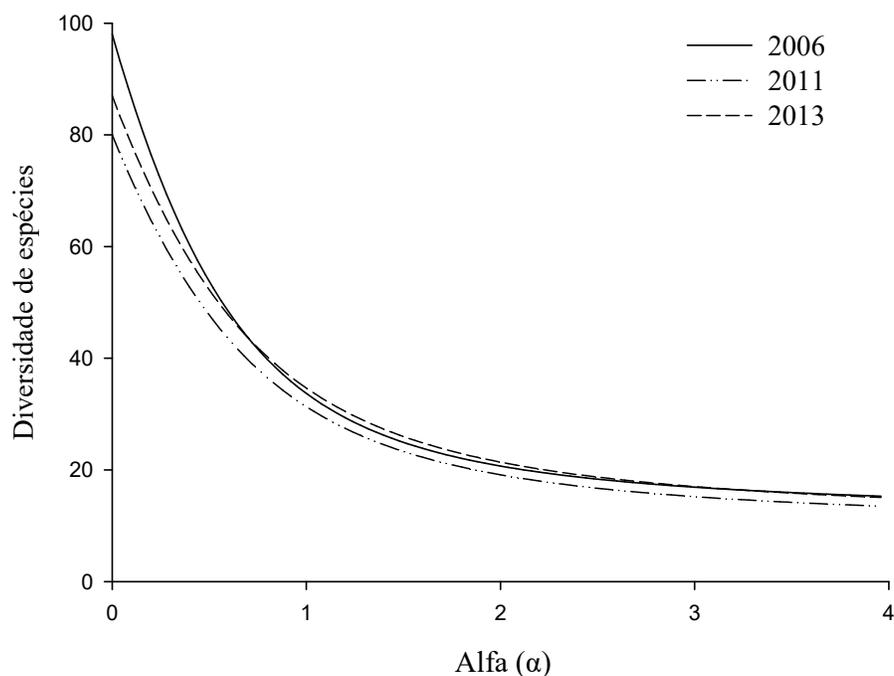


Figura 3: Perfis de diversidade da vegetação lenhosa em inventários realizados em diferentes anos (2006, 2011 e 2013) na área de cerrado em regeneração na transição Amazônia-Cerrado, Mato Grosso.

A similaridade florística da área de estudo com um cerrado típico e um cerradão localizados na mesma unidade de conservação foi elevada nos três inventários, considerando-se o índice de Sørensen (CCs). Entretanto, pelo índice de Morisita (I_m), o qual também considera a abundância das espécies, a similaridade foi baixa entre os três inventários (veja Tabela 2). O índice de Sørensen indica semelhança na composição de espécies, mas há diferenças na estrutura das comunidades comparadas, como pode ser observado pelo índice de Morisita.

Das 49 espécies de maior abundância na área estudada, há maior semelhança na composição e abundância das espécies compartilhadas com o cerrado típico, em todos os inventários (Figura 4, 5 e 6), indicando que a área em regeneração se assemelha mais a um cerrado típico do que a um cerradão. Essa sobreposição das espécies entre as áreas, mas com abundância das populações ainda muito diferentes reforça a necessidade de preservação da comunidade estudada para que a área consiga retornar à sua condição original, um cerradão.

A elevada similaridade florística pode ser explicada pela proximidade da área do presente estudo e as duas outras áreas comparadas (cerrado típico e cerradão), as quais são fontes de propágulos. Por outro lado, quando se leva em conta a densidade das espécies, os baixos valores alcançados pelo índice de similaridade podem estar relacionados à influência dos distúrbios de pastejo e fogo (Durigan & Ratter, 2006; Pivello, 2011) ocorridos na área do presente estudo, os quais afetaram a estrutura da comunidade. A maior similaridade florística da área estudada com o cerrado típico sugere que após os distúrbios ocorridos na área, a comunidade está floristicamente mais semelhante ao cerrado típico (distante 1 km em linha reta da área de estudo) em comparação com o cerradão (ao lado).

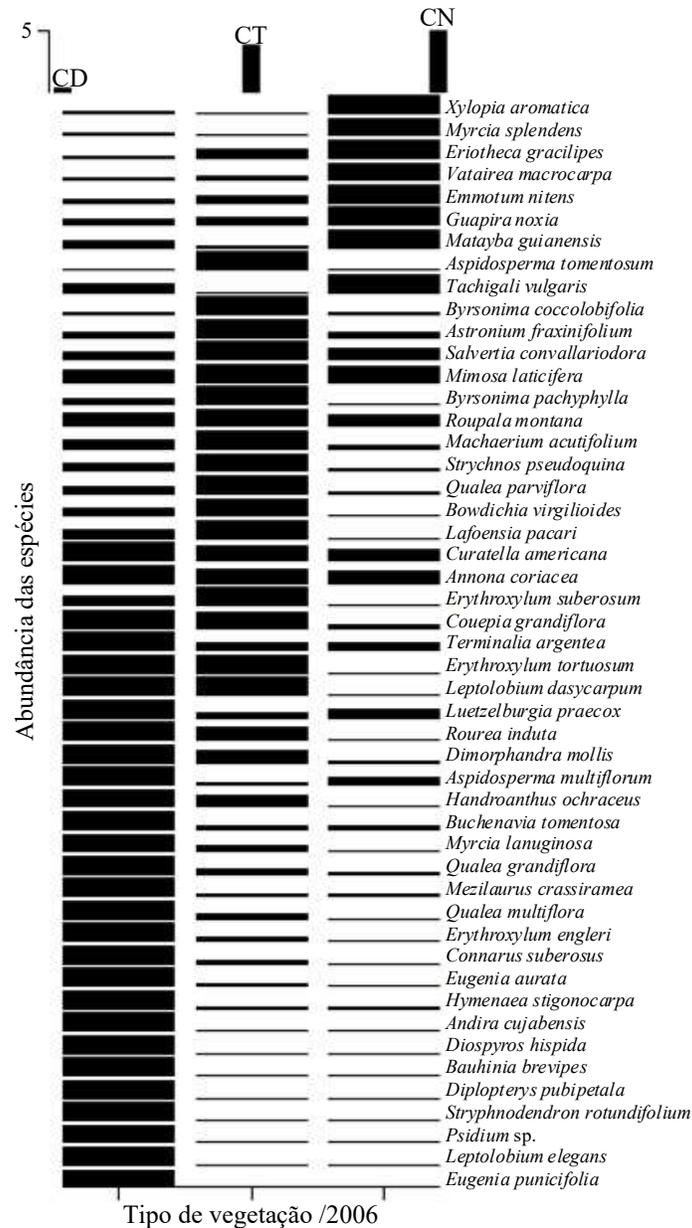


Figura 4: Ordenação das espécies amostradas em 2006 com base na média ponderada da abundância de indivíduos de acordo com o tipo de vegetação na transição Amazônia-Cerrado, Mato Grosso. CD= cerradão em regeneração; CT= cerrado típico e CN= cerradão natural.

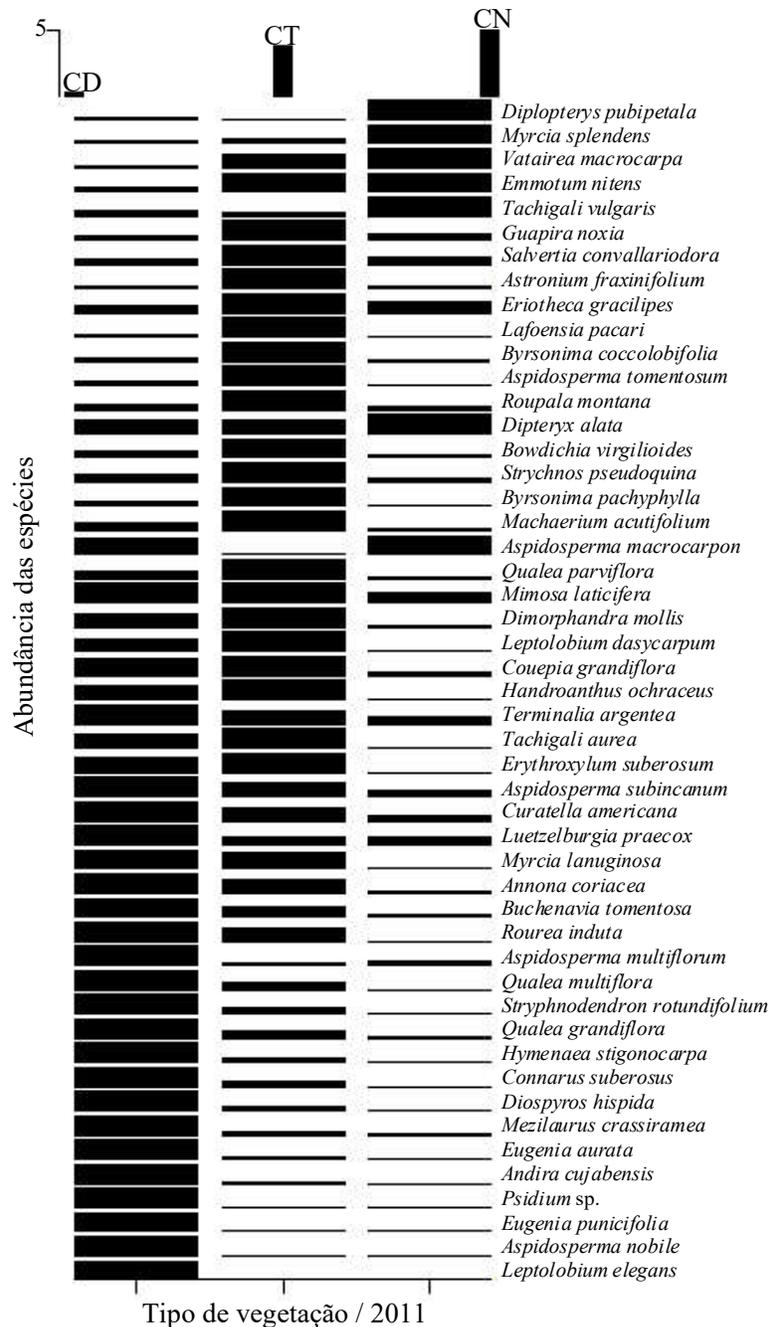


Figura 5: Ordenação das espécies amostradas em 2011 com base na média ponderada da abundância de indivíduos de acordo com o tipo de vegetação na transição Amazônia-Cerrado, Mato Grosso. CD= cerradão em regeneração; CT= cerrado típico e CN= cerradão natural.

Reis et al. (2015b) observaram que uma área de cerradão em regeneração após 36 anos de corte raso, apresenta maior similaridade florística com um cerradão preservado do que com áreas de cerrado típico. Durigan & Ratter (2006) também observaram que após um período de 38 anos ocorre a redução nas formas de vegetação

aberta (cerrado *s.s.* e campo cerrado) e o aumento para a formação florestal (cerradão) devido à redução de distúrbios. Diante disso, acreditamos que com um período maior de proteção contra distúrbios antrópicos, especialmente o fogo, a área do presente estudo apresentará uma comunidade bastante próxima de uma estrutura de cerradão, praticamente retornando à forma florestal.

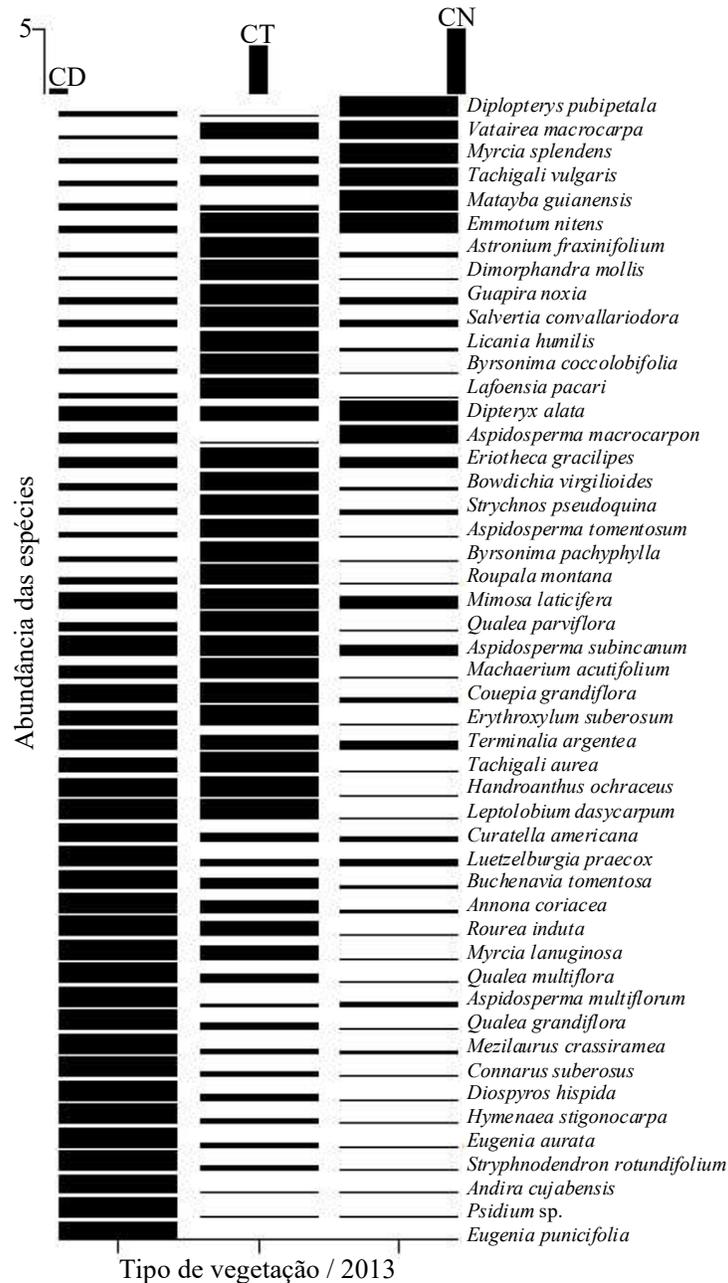


Figura 6: Ordenação das espécies amostradas em 2013 com base na média ponderada da abundância de indivíduos de acordo com o tipo de vegetação na transição Amazônia-Cerrado, Mato Grosso. CD= cerradão em regeneração; CT= cerrado típico e CN= cerradão natural.

Segundo Solórzano et al. (2012), a ocorrência conjunta de *Emmotum nitens*, *Qualea grandiflora*, *Tachigali vulgaris*, *Copaifera langsdorffii*, *Vatairea macrocarpa* e *Bowdichia virgilioides* tipifica um cerradão. No presente estudo, registramos todas essas espécies em 2006 (antes do fogo), entretanto, *C. langsdorffii* não foi observada em 2011 e 2013 (após o fogo). Neste caso, a recorrência de incêndios poderá ser um fator determinante para o retorno da área estuda à sua estrutura original (cerradão), sendo essencial que o fogo não ocorra para garantir o estabelecimento e a expansão destas espécies na área de estudo. Apesar da similaridade florística da área estudada ser menor com o cerradão, as espécies indicativas de cerradão já estão presentes e podem contribuir para o desenvolvimento desta para uma formação florestal.

Em relação às espécies classificadas como preferenciais por uma fitofisionomia (CT= cerrado típico e CD= cerradão) ou que ocorrem em ambas, registramos diferenças significativas na riqueza de espécies e número de indivíduos, tanto entre as fitofisionomias quanto entre os inventários (Tabela 4). Nos três inventários observamos maior riqueza de espécies e número de indivíduos preferenciais por cerrado típico (Tabela 4), corroborando com o índice de similaridade de Sørensen e o gráfico composto (Figura 4, 5 e 6).

Tabela 4- Número de espécies e número de indivíduos preferenciais e generalistas em duas fitofisionomias em área de cerradão em regeneração na transição Amazônia-Cerrado, Mato Grosso. Fito= fitofisionomia CT= preferenciais em cerrado típico, CD= preferenciais em cerradão e CT-CD= ocorrem em cerrado típico e cerradão. Valores entre () representam as porcentagens.

Fito	Número de espécies			Número de indivíduos		
	2006	2011	2013	2006	2011	2013
CT	46 (50,5) ^{Aa}	42 (53,2) ^{Ba}	43 (51,8) ^{Ca}	1655 (56,5) ^{Aa}	763 (52,4) ^{Ba}	926 (51,5) ^{Ca}
CD	25 (27,5) ^{Ab}	20 (25,3) ^{Bb}	22 (26,5) ^{Cb}	778 (26,5) ^{Ab}	433 (29,8) ^{Bb}	536 (29,8) ^{Cb}
CT-CD	20 (22) ^{Ac}	17 (21,5) ^{Bc}	18 (21,7) ^{Cc}	497 (17) ^{Ac}	259 (17,8) ^{Bc}	337 (18,7) ^{Cc}
Friedman	$\chi^2 = 278,54; p < 0,001$			$\chi^2 = 261,62; p < 0,001$		

Realizamos a classificação das espécies apenas para aquelas identificadas até o nível específico. Letras iguais maiúsculas nas linhas não diferem entre os inventários e letras iguais minúsculas nas colunas não diferem entre as fitofisionomias pelo teste de Wilcoxon com correção de Bonferroni ($p < 0,05$).

Entre os anos inventariados, as espécies de CT apresentaram maior proporção em 2011, seguida de redução em 2013. Por outro lado, as espécies exclusivas de CD e aquelas que ocorrem em ambas as fitofisionomias (CT-CD) apresentaram maior proporção em 2006, seguidas por redução no segundo inventário (pós-fogo) e aumento

no terceiro (Tabela 4). A maior riqueza de espécies de CT, registrada no segundo inventário pode ser atribuída às adaptações ao fogo que as espécies de cerrado típico apresentam em comparação com as de cerradão (Ratter et al., 1997; Oliveira-Filho & Ratter, 2002; Durigan & Ratter, 2006; Hoffmann et al., 2009; Hoffmann et al., 2012). Por fim, no intervalo 2011-2013, período em que não foi registrado fogo, as espécies classificadas como de CD voltaram a aumentar.

Em relação à distribuição fitogeográfica das espécies amostradas na área de estudo, verificamos que todas apresentam registro de ocorrência no Cerrado e 59% com registro de ocorrência na Amazônia, constatando que até o presente momento há maior influência de espécies de formações savânicas. Apesar de mais da metade das espécies ter registro para a Amazônia, é provável que o clima sazonal da transição Amazônia-Cerrado e o evento do fogo podem limitar a entrada de espécies tipicamente amazônicas (Méio et al., 2003).

Quando comparamos a riqueza de espécies em relação às síndromes de dispersão, registramos diferenças significativas entre as síndromes e entre os inventários (Tabela 5). Em 2006, houve predomínio de espécies zoocóricas, seguido por anemocóricas e autocóricas. Nos dois inventários seguintes, as espécies zoocóricas e anemocóricas não diferiram, apresentando maior proporção em relação às autocóricas (Tabela 5).

Tabela 5- Síndromes de dispersão das espécies e número de indivíduos lenhosos em área de cerradão em regeneração na transição Amazônia-Cerrado, Mato Grosso. SD = síndrome de dispersão; Ane = anemocórica; Aut = autocórica; Zoo = zoocórica. Valores entre () representam as porcentagens.

SD	Número de espécies			Número de indivíduos		
	2006	2011	2013	2006	2011	2013
Zoo	49 (53,8) ^{Aa}	42 (53,2) ^{Ba}	45 (54,2) ^{Ca}	1464(50) ^{Aa}	693 (47,6) ^{Ba}	881 (49) ^{Ca}
Ane	36 (39,6) ^{Ab}	35 (44,3) ^{Ba}	36 (43,4) ^{Ca}	1185 (40,4) ^{Ab}	760 (52,3) ^{Ba}	908 (50,5) ^{Ca}
Aut	6 (6,6) ^{Ac}	2 (2,5) ^{Bb}	2 (2,4) ^{Bb}	281 (9,6) ^{Ac}	2 (0,1) ^{Bb}	10 (0,5) ^{Bb}
Friedman	$\chi^2 = 334,43; p < 0,001$			$\chi^2 = 331,69; p < 0,001$		

Realizamos a classificação das espécies apenas para aquelas identificadas até o nível específico. Letras iguais maiúsculas nas linhas não diferem entre os inventários e letras iguais minúsculas nas colunas não diferem entre os habitats pelo teste de Wilcoxon com correção de Bonferroni ($p < 0,05$).

No segundo inventário, realizado após o fogo, tanto a proporção de espécies zoocóricas quanto o número de indivíduos sofreram uma redução, voltando a subir no terceiro inventário, realizado cinco anos após o incêndio. Com as espécies anemocóricas aconteceu exatamente o contrário (Tabela 5). No período de regeneração inicial da área,

provavelmente os animais tiveram maior contribuição na dispersão dos propágulos, entretanto, devido ao distúrbio do fogo, a vegetação foi afetada e as espécies zoocóricas diminuíram a representatividade.

Com isso, considerando a importância das espécies zoocóricas no fornecimento de recursos para diversos grupos animais, contribuindo na manutenção da fauna local (Moreira & Carvalho, 2013), verifica-se que o fogo pode ter sido severo a ponto de alterar inclusive o processo de dispersão da comunidade. A maior proporção de indivíduos autocóricos em 2006 deve-se a espécie *Bauhinia brevipes* que apresentou elevada densidade no primeiro inventário, no entanto, a mortalidade de todos os indivíduos dessa espécie alterou a proporção das síndromes.

CONCLUSÃO

Na condição atual, as características florísticas e estruturais da área ainda a caracterizam como um cerrado típico. Entretanto, considerando as mudanças ocorridas na comunidade ao longo do tempo, sugerimos que a comunidade tem potencial para evoluir para uma formação florestal, caso não venha a sofrer distúrbios antrópicos ou alterações microclimáticas severas por longo período.

Nossos resultados indicam que a área ainda está em processo de sucessão ecológica e 15 anos após o abandono da pastagem associado ao fogo e seca severa não foram suficientes para a recuperação da composição florística e estrutura semelhante à fitofisionomia florestal adjacente (cerradão). Por isso, reforçamos a necessidade de supressão do fogo na área do presente estudo, sugerindo o mesmo para outras áreas de cerradão em regeneração utilizada como pastagem, destacando a necessidade de práticas de preservação para permitir o processo de recuperação florestal.

AGRADECIMENTOS

À equipe do Laboratório de Ecologia Vegetal da Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT de Nova Xavantina pela ajuda em campo. Aos biólogos Josias, Leonardo e Edmar pela identificação de alguns espécimes. Ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da UNEMAT de Nova Xavantina pelo apoio logístico; à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES)

pela concessão de bolsa de estudo. Ao CNPQ, Projeto PELD - Transição Cerrado-Floresta Amazônica: bases ecológicas e sócio-ambientais para a conservação (Etapas 1 e 2, processo n°: 403725/2012-7), pelo apoio financeiro.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abad, J.C.S. & Marimon, B.S. Caracterização e diagnóstico ambiental do Parque Municipal do Bacaba, Nova Xavantina (MT). *In: Santos, J.E.; Galbiati, C. (Org.). Gestão e Educação Ambiental: Água, Biodiversidade e Cultura*, 1ed. São Carlos: RiMa, 1: 23-56, 2008.

Aide, T.M.; Zimmerman, J.K.; Herrera, L.; Rosario, M. & Serrano, M. Forest recovery in abandoned tropical pastures in Puerto Rico. **Forest Ecology and Management**, 77: 77-86, 1995.

Almeida, R.F.; Fagg, C.W.; Oliveira, M.C.; Munhoz, C.B.R.; Lima, A.S. & Oliveira, L.S. B. Mudanças florísticas e estruturais no cerrado *sensu stricto* ao longo de 27 anos (1985-2012) na Fazenda Água Limpa, Brasília, DF. **Rodriguésia**, 65(1): 1-19, 2014.

Andrade, L.A.Z.; Felfili, J.M. & Violatti, L. Fitossociologia de uma área de cerrado denso na RECOR-IBGE, Brasília-DF. **Acta botânica brasílica**, 16(2): 225-240, 2002.

APG III – The angiosperm phylogeny group. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Botanical Journal of the Linnean Society**, 161: 105-121, 2009.

Aquino, F.G.; Pereira, C.S.; Passos, F.B. & Oliveira, M.C. Composição florística e estrutural de um cerrado sentido restrito na Área de Proteção de Manancial Mestre D’Armas, Distrito Federal. **Bioscience Journal**, 30(2): 565-575, 2014.

Batalha, M.A.; Aragaki S. & Mantovani W. Florística do cerrado em Emas (Pirassununga, SP). **Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo**, 16: 49-64, 1997.

Brando, P.M.; Balch, J.K.; Nepstad, D.C.; Morton, D.C.; Putz, F.E.; Coe, M.T.; Silvério, D.; Macedo, M.N.; Davidson, E.A.; Nóbrega, C.C.; Alencar, A. & Soares-Filho, B.S. Abrupt increases in Amazonian tree mortality due to drought-fire interactions. **Proceedings of the National Academy of Sciences USA**, 111(17): 6347-6352, 2014.

Brannstrom, C.; Jepson, W.; Filippi, A.M.; Redo, D.; Xu, Z., Ganesh, S. Land change in the Brazilian Savanna (Cerrado), 1986–2002: Comparative analysis and implications for land-use policy. **Land Use Policy**, 25: 579-595, 2008.

Bridgewater, S.; Ratter, J.A. & Ribeiro, J.F. Biogeographic patterns, β -diversity and dominance in the cerrado biome of Brazil. **Biodiversity and Conservation**, 13: 2295-2318, 2004.

Brower, J.E. & Zar, J.H. **Field and laboratory methods for general ecology**. W. C. Brown Co. Pub., Iowa, 1977.

Cheung, K.C., Marques, M.C., & Liebsch, D. Relação entre a presença de vegetação herbácea e a regeneração natural de espécies lenhosas em pastagens abandonadas na Floresta Ombrófila Densa do Sul do Brasil. **Acta botanica brasílica**, 23(4): 1048-1056, 2009.

Cohen, J.C.P.; Beltrao, J.C.; Gandu, A.W. & Silva, R.R. Influência do desmatamento sobre o ciclo hidrológico na Amazônia. **Ciência e Cultura**, 59(3): 36-39, 2007.

Dias-Filho, M.B. Photosynthetic light response of the C4 grasses *Brachiaria brizantha* and *B. humidicola* under shade. **Scientia Agricola**, 59(1): 65-68, 2002.

Durigan, G. & Ratter, J.A. Successional changes in Cerrado and Cerrado/Forest ecotonal vegetation in western São Paulo State, Brazil, 1962-2000. **Edinburgh Journal of Botany**, 63(1): 119-130, 2006.

Elias, F.; Marimon, B.S.; Reis, S.M.A.; Forsthofer, M.; Gomes, L.; Morandi, P.S. & Marimon-Junior, B.H. Dinâmica da distribuição espacial de populações arbóreas, ao longo de uma década, em cerradão na transição Cerrado-Amazônia, Mato Grosso. **Biota Amazônia**, 3(3): 1-14, 2013.

Fearnside, P.M. Desmatamento na Amazônia brasileira: história, índices e conseqüências. **Megadiversidade**, 1(1): 113-126, 2005.

Fearnside, P.M. Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle. **Acta Amazonica**, 36(3): 395-400, 2006.

Felfili, J.M. Diversity, struture and dynamics of a gallery forest in central Brazil. **Vegetatio**, 117: 1-15, 1995.

Felfili, J.M.; Hilgert, L.F.; Franco, A.C.; Sousa-Silva, J.C.; Rezende, A.V. & Nogueira, M.V.P. Comportamento de plântulas de *Sclerolobium paniculatum* Vog. var. *rubiginosum* (Tul.) Benth. sob diferentes níveis de sombreamento, em viveiro. **Revista Brasileira de Botânica**, 22(2): 297-301, 1999.

Felfili, J.M., Rezende, A.V., Silva Jr., M.C. & Silva, M.A. Changes in the floristic composition of cerrado *sensu stricto* in Brazil over a nine-year period. **Journal of Tropical Ecology**, 16: 579-590, 2000.

Felfili, J.M.; Nogueira, P.E.; Silva Júnior, M.C.; Marimon, B.S. & Delitti, W.B.C. Composição florística e fitossociologia do cerrado sentido restrito no município de Água Boa, MT. **Acta Botanica Brasílica**, 16(1): 103-112, 2002.

Felfili, J.M.; Silva Júnior, M.C.; Sevilha, A.C.; Fagg, C.W.; Walter, B.M.T.; Nogueira, P.E. & Rezende, A.V. Diversity, floristics and structural patterns of cerrado vegetation in central Brazil. **Plant Ecology**, 175: 37-46, 2004.

Fiedler, N.C.; Azevedo, I.N.C.; Rezende, A.V.; Medeiros, M.B. & Venturoili, F. Efeito de incêndios florestais na estrutura e composição florística de uma área de cerrado *sensu stricto* na Fazenda Água Limpa-DF. **Revista Árvore**, 28(1): 129-138, 2004.

- Franczak, D.D.; Marimon, B.S.; Marimon-Junior, B.H.; Mews, H.A.; Maracahipes, L. & Oliveira, E.A. Changes in the structure of a savanna forest over a six-year period in the Amazon-Cerrado transition, Mato Grosso state, Brazil. **Rodriguésia**, 62(2): 425-436, 2011.
- Gill, A.M.; Moore, P.H.R. & Williams, R.J. Fire weather in the wet-dry tropics of the World Heritage Kakadu National Park, Australia. **Australian Journal of Ecology**, 21: 302-308, 1996.
- Gomes, L.; Lenza, E.; Maracahipes, L.; Marimon, B.S. & Oliveira E.A. Comparações florísticas e estruturais entre duas comunidades lenhosas de cerrado típico e cerrado rupestre, Mato Grosso, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, 25(4): 865-875. 2011.
- Gomes, L.; Maracahipes, L.; Marimon, B.S.; Reis, S.M.; Elias, F.; Maracahipes, L.; Marimon-Junior, B.H.; Lenza, E. Post-fire recovery of savanna vegetation from rocky outcrops. **Flora**, 209: 201-208, 2014.
- Goodland, R.J. Análise ecológica da vegetação do cerrado. *In*: Goodland, R.J. (ed.) **Ecologia do Cerrado**. São Paulo: USP, p.61-171, 1979.
- Hammer, Ø; Harper, D.A.T. & Ryan, P.D. **PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis**. *Palaeontologia Electronica*, 4(1): 9p. 2001.
- Haridasan, M. Competição por nutrientes em espécies arbóreas do Cerrado. *In*: Scariot, A.; Sousa-Silva, J.C. & Felfili, J.M. (Orgs.). **Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação**. Brasília, Ministério do Meio Ambiente, 168-178, 2005.
- Hoffmann, W.A. Post-burn reproduction of woody plants in a neotropical savanna: the relative importance of sexual and vegetative reproduction. **Journal of Applied Ecology**, 35: 422-433, 1998.
- Hoffmann, W.A. Fire and population dynamics of woody plants in a Neotropical Savanna: Matrix model projections. **Ecology**, 80(4): 1354-1369, 1999.
- Hoffmann, W.A., & Solbrig O.T. The role of topkill in the differential response of savanna woody plants to fire. **Forest Ecology and Management**, 180: 273-286, 2003.
- Hoffmann, W.A., Orthen, B. & Nascimento, P.K.V. Comparative fire ecology of tropical savanna and forest trees. **Functional Ecology**, 17: 720-726, 2003.
- Hoffmann, W.A.; Orthen, B. & Franco, A.C. Constraints to seedling success of savanna and forest trees across the savanna-forest boundary. **Oecologia**, 140: 252-260, 2004.
- Hoffmann, W.A.; Adasme, R.; Haridasan, M.; Carvalho, M.T; Geiger, E.L.; Pereira, M.A.B.; Gotsch, S.G. & Franco, A.C. Tree topkill, not mortality, governs the dynamics of savanna-forest boundaries under frequent fire in central Brazil. **Ecology**, 90(5): 1326-1337, 2009.
- Hoffmann, W.A.; Geiger, E.L., Gotsch, S.G.; Rossatto, D.R., Silva, L.C.R.; Lau, O.L.; Haridasan, M. & Franco, A.C. Ecological thresholds at the savanna-forest boundary: how plant traits, resources and fire govern the distribution of tropical biomes. **Ecology Letters**, 15(7): 759-768, 2012.

Lewis, S.L.; Brando, P.M.; Phillips, O.L.; Heijden, G.M.F. & Nepstad, D. The 2010 Amazon Drought. **Science**, 331: 554-555, 2011.

Libano, A.M. & Felfili, J.M. Fitossociologia de um cerrado *sensu stricto* no Brasil Central ao longo de 18 anos. **Revista Brasileira de Biociências, Porto Alegre**, 5(2): 90-92, 2007.

Lima, D.M.; Alcantara, G.B.; Bortolini, M.F.; Fanti, F.P.; Biasi, L.A.; Quoirin, M.; Koehler, H.S. & Zuffellato-Ribas, K.C. Substratos e concentrações de ácido naftaleno acético no enraizamento de estacas semilenhosa de *Calliandra selloi* e *Calliandra tweediei*. **Scientia Agraria**, 7(1-2): 105-111, 2006.

Lima, E.S.; Lima, H.S. & Ratter, J.A. Mudanças pós-fogo na estrutura e composição da vegetação lenhosa, em um cerrado mesotrófico, no período de cinco anos (1997-2002) em Nova Xavantina – MT. **Cerne**, 15(4): 468-480, 2009.

Lista de Espécies da Flora do Brasil. **Jardim Botânico do Rio de Janeiro**. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso em: 21 Nov. 2014.

Lorenzi, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. Nova Odessa, SP: Plantarum, v.1 e 2, 2002. 384 p.

Magurran, A.E. **Ecological diversity and its measurement**. Croom Helm., London. 179p. 1988.

Maracahipes Santos, L.; Lenza, E.; Dos Santos, J.O.; Marimon, B.S.; Eisenlohr, P.V. ; Marimon Junior, B.H.; Feldpausch, T.R. Diversity, floristic composition, and structure of the woody vegetation of the Cerrado in the Cerrado-Amazon transition zone in Mato Grosso, Brazil. **Brazilian Journal of Botany**, 38: 1-11, 2015.

Marengo, J.A.; Tomasella, J.; Alves, L.M.; Soares, W.R. & Rodriguez, D.A. The drought of 2010 in the context of historical droughts in the Amazon region. **Geophysical Research Letters**, 38: 1-5, 2011.

Marimon, B.S. & Lima, E.S. Caracterização fitofisionômica e levantamento florístico preliminar no Pantanal dos Rios Mortes-Araguaia, Cocalinho, Mato Grosso, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, 15(2): 213-229, 2001.

Marimon, B.S.; Felfili, J.M. & Lima, E.S. Floristics and phytosociology of the Gallery Forest of the Bacaba Stream, Nova Xavantina, Mato Grosso, Brazil. **Edinburgh Journal of Botany**, 59(2): 303-318, 2002.

Marimon, B.S.; Lima, E.S.; Duarte, T.G.; Chieregatto, L.C. & Ratter, J.A. Observations on the vegetation of northeastern Mato Grosso, Brazil. IV.* An analysis of the Cerrado–Amazonian forest ecotone. **Edinburgh Journal of Botany**, 63(2-3): 323-341, 2006.

Marimon, B.S.; Felfili, J.M.; Lima, E.S.; Duarte, W.M.G. & Marimon-Júnior, B.H. Environmental determinants for natural regeneration of gallery forest at the Cerrado/Amazonia boundaries in Brazil. **Acta Amazonica**, 40(1): 107-118, 2010.

Marimon, B.S.; Felfili, J.M.; Fagg, C.W.; Marimon-Junior, B.H.; Umetsu, R.K.; Oliveira-Santos, C.; Morandi, P.S.; Lima, H.S. & Nascimento, A.R.T. Monodominance

in a forest of *Brosimum rubescens* Taub. (Moraceae): Structure and dynamics of natural regeneration. **Acta Oecologica**, 43: 134-139, 2012.

Marimon, B.S.; Marimon-Junior, B.H.; Feldpausch, T.R.; Oliveira-Santos, C.; Mews, H.A.; Lopez-Gonzalez, G.; Lloyd, J.; Franczak, D.D.; Oliveira, E.A.; Maracahipes, L.; Miguel, A.; Lenza, E. & Phillips, O.L. Disequilibrium and hyperdynamic tree turnover at the forest-cerrado transition zone in southern Amazonia. **Plant Ecology & Diversity** (Print), 7: 281-292, 2014.

Marimon Júnior, B.H. & Haridasan, M. Comparação da vegetação arbórea e características edáficas de um cerradão e um cerrado *stricto sensu* em áreas adjacentes sobre solo distrófico no leste de Mato Grosso, Brasil. **Acta Botanica Brasílica**, 19(4): 913-926, 2005.

Méio, B.B.; Freitas, C.V.; Jatobá, L.; Silva, M.E.F.; Ribeiro, J.F. & Henriques, R.P.B. Influência da flora das florestas Amazônica e Atlântica na vegetação do cerrado *sensu stricto*. **Revista Brasileira de Botânica**, 26(4): 437-444, 2003.

Meira Neto, J.A. & Saporetti Júnior, A.W. Parâmetros fitossociológicos de um cerrado no Parque Nacional da Serra do Cipó, MG. **Revista Árvore**, 26(5): 645-648, 2002.

Mendonça, R.C.; Felfili, J.M.; Walter, B.M.T.; Silva-Júnior, M.C.; Rezende, A.V.; Filgueiras, T.S.; Nogueira, P.E. & Fagg, C.W. Flora Vascular do Bioma Cerrado. Checklist com 12.356 espécies. *In*: Sano, S.M.; Almeida, S.P. & Ribeiro, J.F. (eds.). **Cerrado: Ecologia e Flora**. Embrapa Cerrados. – Brasília – DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2: 417-1279, 2008.

Mews, H.A., Marimon, B.S., Maracahipes, L., Franczak, D.D. & Marimon-Junior, B.H. Dinâmica da comunidade lenhosa de um Cerrado Típico na região Nordeste do Estado de Mato Grosso, Brasil. **Biota Neotropica**, 11(1): 73-82, 2011.

Miguel, A. & Marimon, B.S. Mudanças na composição florística e na biodiversidade de espécies em três áreas da mata de galeria do córrego Bacaba (Nova Xavantina, MT). *In*: Santos, J.E.; Galbiati, C. (Org.). **Gestão e Educação Ambiental. Água, Biodiversidade e Cultura**. 1ed. São Carlos: Editora Rima, 1: 93-116, 2008.

Miranda, A.C.; Miranda, H.S.; Dias, I.F.O. & Dias, B.F.S. Soil and air temperatures during prescribed cerated fires in Central Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, 9: 313-320, 1993.

Moraes, P.L.R. Sinopse das Lauráceas nos estados de Goiás e Tocantins, Brasil. **Biota Neotropica**, 5(2): 1-18, 2005.

Moreira, B. & Carvalho, F.A. A comunidade arbórea de um fragmento urbano de Floresta Atlântica após 40 anos de sucessão secundária (Juiz de Fora, Minas Gerais). **Biotemas**, 26(2): 59-70, 2013.

Müller-Dombois, D. & Ellemberg, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. J. Wiley & Sons, New York. 1974. 574p.

Nardoto, G.B.; Bustamante, M.M.C.; Pinto, A.S. & Klink, C.A. Nutrient use efficiency at ecosystem and species level in savanna areas of Central Brazil and impacts of fire. **Journal of Tropical Ecology**, 22(2): 191-201, 2006.

Nepstad, D.C.; Stickler, C.M.; Soares-Filho B. & Merry, F. Interactions among Amazon land use, forests and climate: prospects for a near-term forest tipping point. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, 363(1498): 1737-1746, 2008.

Neri, A.V.; Meira-Neto, J.A.A.; Silva, A.F.; Martins, S.V. & Saporetti Junior, A.W. Composição florística de uma área de cerrado *sensu stricto* no município de Senador Modestino Gonçalves, Vale do Jequitinhonha (MG) e análise de similaridade florística de algumas áreas de Cerrado em Minas Gerais. **Revista Árvore**, 31(6): 1109-1119, 2007.

Nogueira, N.O.; Oliveira, O.M.; Martins, C.A.S. & Bernardes, C.O. Utilização de leguminosas para recuperação de áreas degradadas. **Enciclopédia Biosfera**, 8(14): 2121-2131, 2012.

Oliveira, A.P; Schiavini I.; Vale, V.S; Lopes, S.F; Arantes, C.S; Gusson, A.E; Prado-Junior J.A & Dias-Neto, O.C. Mortality, recruitment and growth of the tree communities in three forest formations at the Panga Ecological Station over ten years (1997-2007). **Acta Botanica Brasilica**, 28(2): 234-248, 2014.

Oliveira-Filho, A.T. & Ratter, J.A. Vegetation Physiognomies and Woody Flora of the Cerrado Biome. p. 91-120. *In*: Oliveira, P.S.; Marquis, R.J. **The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical Savanna**. New York: Columbia University Press, 2002.

Peixoto, K.S.; Sanchez, M.; Pedroni, F.; Ribeiro, M.N.; Facure, K.G.; Gomes-Klein, V.L. & Guilherme, F.A.G. Dinâmica da comunidade arbórea em uma floresta estacional semidecidual sob queimadas recorrentes. **Acta Botanica Brasilica**, 26(3): 697-708, 2012.

Pereira, F.C.; Lenza, E.; Maracahipes-Santos, L.; Mews, H.A.; Gomes, L.; Lima, S.L. & Melo-Santos, K.S. Comparação dos métodos de parcelas e pontos-quadrantes para descrever uma comunidade lenhosa de Cerrado Típico. **Biotemas**, 28(2): 61-72, 2015.

Pivello, V.R. The use of fire in the Cerrado and Amazonian rainforests of Brazil: past and present. **Fire Ecology**, 7(1): 24-39, 2011.

Pivello, V.R. & Coutinho, L.M. A qualitative successional model to assist in the management of Brazilian cerrados. **Forest Ecology and Management**, 87: 127-138, 1996.

Ratter, J.A.; Ribeiro, J.F. & Bridgewater, S. The Brazilian Cerrado Vegetation and Threats to its Biodiversity. **Annals of Botany**, 80: 223-230, 1997.

Ratter, J.A.; Bridgewater; S. & Ribeiro, J.F. Analysis of the floristic composition of the Brazilian Cerrado vegetation. III: Comparison of the woody vegetation of 376 areas. **Edinburgh Journal of Botany**, 60(1): 57-109, 2003.

Reis, S.M. **Efeito de diferentes distúrbios sobre a dinâmica da vegetação lenhosa em cerradões na transição Cerrado-Floresta Amazônica, Leste de Mato Grosso.** Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação). UNEMAT – 2013. 66p.

Reis, S.M.; Lenza, E. Marimon, B.S.; Gomes, L.; Forsthofer, M.; Morandi, P.S.; Marimon-Junior, B.H.; Feldpausch, T.R. & Elias, F. Post-fire dynamics of the woody vegetation of a savanna forest (Cerradão) in the Cerrado-Amazon transition zone. **Acta Botanica Brasilica**, 29(3): 408-416, 2015a.

Reis, S.M.; Marimon, B.S.; Marimon-Junior, B.H.; Gomes, L.; Morandi, P.S.; Freire, E.G.; Lenza, E. The resilience of cerradão woodland following clear-cutting in the Savanna/Amazon Transition Zone. **Bioscience Journal** (UFU. Impresso), 2015b.

Ribeiro, M.N.; Sanchez, M.; Pedroni, F. & Peixoto, K.S. Fogo e dinâmica da comunidade lenhosa em cerrado sentido restrito, Barra do Garças, Mato Grosso. **Acta Botanica Brasilica**, 26(1): 203-217, 2012.

Sá, C.E.M.; Silveira, F.A.O.; Santos, J.C.; Isaias, R.M.S. & Fernandes, G.W. Anatomical and developmental aspects of leaf galls induced by *Schizomyia macrocapillata* Maia (Diptera: Cecidomyiidae) on *Bauhinia brevipes* Vogel (Fabaceae). **Revista brasileira de Botânica**, 32(2): 319-327, 2009.

Santos, D.R.; Costa, M.C.S.; Miranda, J.R.P.; Santos, R.V. Micorriza e rizóbio no crescimento e nutrição em N e P de mudas de angico-vermelho. **Caatinga**, 21: 76-82, 2008.

Shepherd, G.J. **Fitopac 2.1.** Manual do usuário. Campinas: UNICAMP, 2010.

Silva, F.A.M.; Assad, E.E. & Evangelista, B.A. 2008. Caracterização Climática do Bioma Cerrado. p.69-88. *In*: Sano, S.M.; Almeida, S.P. & Ribeiro, J.F. **Cerrado: Ecologia e Flora**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, v. 1, 2008.

Silva, J.S.; Felfili, J.M. Floristic composition of a conservation area in the Federal District of Brazil. **Brazilian Journal of Botany**, 35(4): 385-395, 2012.

Silver, W.L.; Ostertag, R. & Lugo, A.E. The potential for carbon sequestration through reforestation of abandoned tropical agricultural and pasture lands. **Restoration Ecology**. 8(4): 394-407, 2000.

Silvério, D.V.; Mews, H.A.; Lenza, E. & Marimon, B.S. Impactos do agrupamento de *Actinocladum verticillatum* (Nees) McClure ex Soderstr. (POACEAE) sobre a vegetação lenhosa de duas fitofisionomias de Cerrado na transição Cerrado-Floresta Amazônica, leste de Mato Grosso, Brasil. **Acta Amazonica**, 40(2): 347-356, 2010.

Solórzano, A.; Pinto, J.R.R.; Felfili, J.M. & Hay, J.D.V. Perfil florístico e estrutural do componente lenhoso em seis áreas de cerradão ao longo do bioma Cerrado. **Acta Botanica Brasilica**, 26(2): 328-341, 2012.

Tóthmérész, B. Comparison of different methods for diversity ordering. **Journal of Vegetation Science**, 6: 283-290, 1995.

Uhl, C.; Buschbacher, R. & Serrao, E.A.S. Abandoned pastures in eastern Amazonia. I. Patterns of plant succession. **Journal of Ecology**, 76: 663-681, 1988.

Van Der Pijl, L. **Principles of dispersal in higher plants**. New York, United States of America: Springer Verlag, 1982.

Vaz, A.M.S.F. & Tozzi, A.M.G.A. *Bauhinia* ser. *Cansenia* (Leguminosae: Caesalpinioideae) no Brasil. **Rodriguésia**, 54(83): 55-143, 2003.

Zar, J.H. **Biostatistical Analysis**. 5ª Edição. Pearson Prentice-Hall, Upper Saddle River, New Jersey, 944 p. 2010.

**CAPÍTULO 2: DINÂMICA E SUCESSÃO DE UMA PASTAGEM
ABANDONADA NA TRANSIÇÃO AMAZÔNIA-CERRADO, MATO GROSSO**

DINÂMICA E SUCESSÃO DE UMA PASTAGEM ABANDONADA NA TRANSIÇÃO AMAZÔNIA-CERRADO, MATO GROSSO

RESUMO

Nosso objetivo foi avaliar, em um período de aproximadamente oito anos (2006-2013), a dinâmica da vegetação lenhosa de um cerradão em regeneração para verificar se ~15 anos de abandono da pastagem é suficiente para a recuperação dessa fitofisionomia florestal. Nós medimos todos os indivíduos vivos com diâmetro ao nível do solo ($DAS_{30\text{ cm}} \geq 3\text{ cm}$), em 2006, 2011 e 2013, em 50 parcelas de $10 \times 10\text{ m}$. Em setembro de 2008, todas as parcelas foram atingidas por um incêndio. Registramos redução significativa da densidade absoluta e da área basal no período do estudo. As taxas anuais médias de mortalidade e recrutamento da comunidade apresentaram diferenças significativas entre os períodos de amostragem (2006-2011 e 2011-2013), com maior taxa de mortalidade do que recrutamento no período do estudo (2006-2013). *Bauhinia brevipes* foi altamente sensível ao fogo, apresentando 100% de mortalidade. Áreas em regeneração devem ser rigorosamente monitoradas com relação à entrada de fogo, visto que este pode ser determinante na dinâmica da vegetação, recuando e atrasando o processo e até impedindo que a condição original possa ser restituída. Concluimos que 15 anos de abandono da pastagem, associados com distúrbios naturais e antrópicos, não foram suficientes para a recuperação da fitofisionomia florestal adjacente de cerradão, apesar desta vegetação ser naturalmente dominada por espécies pioneiras de crescimento rápido.

Palavras-chave: Savana florestada, fogo, *Bauhinia brevipes*.

ABSTRACT

Our objective was to evaluate in a period around eight years (2006-2013) the dynamic of woody vegetation of a cerrado in regeneration, in order to verify if about 15 years of pasture default is enough to the recovery of this forest vegetation type. We measured all living individuals with diameter at ground level ($DAS_{30\text{ cm}} \geq 3\text{ cm}$), in 2006, 2011 and 2013, in sub-plots of $10 \times 10\text{ m}$. In September of 2008, all plots were burned by an accidental fire. We recorded significant reduction in the absolute density and basal area during the study period. The average annual rates of mortality and community recruitment show significant differences between the periods of sampling (2006-2011 and 2011-2013), with higher mortality rate of the recruitment in the study period (2006-2013). *Bauhinia brevipes* was highly sensitive to fire, showing 100% of mortality. Regenerating areas should be closely monitored in relation to fire input, as this can be crucial in the dynamic of the vegetation, retreating and delaying the process and even preventing the return of original condition. We conclude that 15 years of pasture default associated with natural and anthropic disturbances were not sufficient for the recovery of the forest vegetation type adjacent to cerrado, despite of this type of vegetation is naturally dominated by pioneer species of rapid growth.

Key-words: Forested savanna, fire, *Bauhinia brevipes*.

INTRODUÇÃO

A conversão de áreas florestais para áreas de pastagem, com a inclusão de queimadas no processo, representa impacto significativo no ciclo do carbono, com a atmosfera e a floresta perdendo a capacidade de armazenamento e acúmulo de carbono e resultando em mudanças climáticas globais (Silver et al., 2000; Nepstad et al., 2008). A recuperação de áreas florestais degradadas contribui com a assimilação de carbono e proporciona a manutenção dos serviços ecossistêmicos (Silver et al., 2000). Entretanto, em áreas utilizadas para pastagem, o processo de recuperação florestal pode ser lento, especialmente devido à compactação do solo, ao esgotamento de nutrientes e às queimadas ocasionais (Fearnside, 2006).

Incêndios causados por ações humanas, com intuito de implantar culturas agrícolas ou renovar pastagens, muitas vezes ultrapassam os limites demarcados e alcançam áreas vizinhas (Nepstad et al., 2008; Pivello, 2011), afetando a vegetação natural. O fogo causa a morte de muitas árvores, resseca o sub-bosque e aumenta as cargas de combustível, aumentando com isso o risco de outras queimadas na área e conduzindo à degradação florestal (Fearnside, 2005; Nepstad et al., 2008). As respostas das espécies savânicas e florestais ao fogo têm papel fundamental na dinâmica da vegetação, o fogo pode ser um fator determinante na delimitação das fronteiras entre a vegetação savânica e a florestal (Hoffmann et al., 2009).

Em 2005 e 2010, a região do presente estudo, na transição entre os biomas Amazônia e Cerrado, foi afetada por eventos de seca severa (Lewis et al., 2011; Marengo et al., 2011; Marimon et al., 2014), os quais foram graves o suficiente para alterar a estrutura e a dinâmica florestal na região (Brando et al., 2014; Marimon et al., 2014). Considerando que a sucessão das comunidades vegetais pode ser direcionada por fatores abióticos, como o clima, e ainda fatores bióticos, o monitoramento desses fatores contribui para a compreensão da dinâmica das comunidades (Almeida et al., 2014).

A dinâmica da vegetação durante o processo de sucessão, ainda é pouco conhecida em regiões tropicais (Soares et al., 2006). Neste contexto, o nosso objetivo foi avaliar em um período de aproximadamente oito anos (2006-2013), a dinâmica da vegetação lenhosa de um cerradão em regeneração que foi usado como pastagem na transição Amazônia-Cerrado, no estado de Mato Grosso para verificar qual a influencia do fogo sobre a dinâmica da vegetação no processo de sucessão, avaliando se o período

de ~15 anos de abandono da pastagem é suficiente para a recuperação dessa fitofisionomia florestal (cerradão).

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado em uma área de cerradão em regeneração no Parque Municipal do Bacaba (14°41'S e 52°20'O), município de Nova Xavantina, Mato Grosso, na região de transição entre os dois maiores biomas brasileiros, a Amazônia e o Cerrado. O Parque abrange área de aproximadamente 500 ha, com vegetação predominante de cerrado típico em contato com áreas de florestas de galeria e cerradão (Abad & Marimon, 2008). O clima da região é do tipo Aw, de acordo com a classificação de Köppen, com um período frio e seco (de abril a setembro) e outro quente e úmido (de outubro a março) (Silva et al., 2008), com precipitação anual de 1.300 a 1.500 mm e média mensal de temperatura de 25°C (Marimon et al., 2010). O relevo é plano a suave-ondulado, com solo distrófico, álico, ácido, profundo e bem drenado, com altitude média de 346 m (Marimon Junior & Haridasan, 2005; Marimon et al., 2010).

A vegetação da área desse estudo formava uma área contínua de cerradão na década de 1950 (Reis et al., 2015a) e em 1960 foi desmatada para a introdução da pastagem exótica, *Urochloa brizantha* (uma espécie de gramínea C₄; Dias-Filho, 2002) e de gado bovino. A partir de 1991, iniciou-se a redução gradativa da criação de gado, o qual teve o encerramento em dezembro de 1998 (A. L. Santos, Com. pessoal). Após a retirada do gado a área foi abandonada permitindo o estabelecimento de espécies vegetais da vegetação adjacente (cerradão), mas a gramínea forrageira não foi suprimida. Em setembro de 2008, a recuperação da vegetação natural nessa área foi afetada pela ocorrência de uma queimada acidental.

Em 2006, estabelecemos 50 parcelas permanentes de 10 × 10 m, onde amostramos todas as plantas vivas com diâmetro ao nível do solo ($DAS_{30\text{ cm}} \geq 3\text{ cm}$). Medimos o diâmetro, identificamos e inserimos placas numeradas nos troncos de todas as plantas. Em 2011 e 2013, remedimos todas as plantas sobreviventes e incluímos aquelas que atingiram o diâmetro mínimo de inclusão (recrutas). Para as plantas que apresentaram ramificações, cada ramo que atingiu o critério mínimo de inclusão foi considerado como um indivíduo.

Para a identificação do material botânico, coletamos as amostras e as comparamos com o acervo da coleção do Herbário NX, *Campus* da UNEMAT de Nova

Xavantina-MT, além de consultas a bibliografias e especialistas. Classificamos as famílias botânicas de acordo com o sistema APG III (2009), com revisão e atualização dos nomes dos táxons na Lista de Espécies da Flora do Brasil (2014).

Comparamos a área basal entre os inventários (2006, 2011 e 2013) utilizando o teste não paramétrico de *Friedman* seguido pelo teste *post hoc* de Wilcoxon, com correção de Bonferroni. Realizamos estas análises no programa PAST 2.15 (Hammer et al., 2001) e adotamos o nível de significância de 5%. Com base nos dados dos três inventários (2006, 2011 e 2013), calculamos para a comunidade e para as principais espécies (≥ 45 indivíduos) de 2006, as taxas anuais médias de mortalidade, recrutamento (Sheil et al., 1995; 2000) e *turnover* (Korning & Balslev, 1994). Esses parâmetros foram calculados em relação ao número de indivíduos e área basal e às perdas e ganhos em área basal (Guimarães et al., 2008).

Para comparar as taxas anuais médias de mortalidade e recrutamento entre os períodos de estudo (2006-2011 e 2011-2013) nós utilizamos o teste não paramétrico Wilcoxon para amostras dependentes. Para a realização desta análise utilizamos o programa PAST 2.15 (Hammer et al., 2001) e adotamos o nível de significância de 5%. Observamos as variações temporais, em intervalos fixos de classes diamétricas, a partir do número de indivíduos e da área basal que permaneceu, recrutou, imigrou e emigrou nas classes (Lieberman et al., 1985).

Calculamos o incremento médio anual em diâmetro (IMA) expresso em cm ano^{-1} a partir da diferença do DAS na segunda e primeira medições, dividida pelo tempo transcorrido em anos (Encinas et al., 2005). Para cada período amostrado (2006-2011, 2011-2013 e 2006-2013) determinamos a média anual para a comunidade e para as principais espécies que apresentaram no mínimo 45 indivíduos em 2006. Apresentamos o gráfico do IMA por classe de diâmetro para as espécies que apresentaram acima de 205 indivíduos em 2006, exceto para *Bauhinia brevipes*, pois todos os indivíduos dessa espécie morreram no segundo inventário. Com o aumento da duração de intervalos entre os inventários, as taxas calculadas acima podem diminuir, com isso para corrigir o viés associado a essa variação aplicamos o fator de correção proposto por Lewis et al. (2004) com a fórmula $\lambda_{\text{corr}} = \lambda \times t^{0,08}$, onde: λ é a taxa e t é a amplitude do intervalo em anos.

RESULTADOS

Entre 2006 e 2013, a densidade absoluta (2006= 5.942, 2011= 2.950, 2013= 3.648 ind.ha⁻¹) diminuiu significativamente entre os levantamentos (*Friedman*, $\chi^2= 97,52$; $p<0,01$) (Capítulo 1). De modo semelhante, a área basal também diminuiu no período (2006= 14,88; 2011= 12,86; 2013= 13,60 m² ha⁻¹) (*Friedman*, $\chi^2 = 17,92$; $p\leq 0,01$), devido a maior taxa anual média de mortalidade em relação à taxa anual média de recrutamento (Tabelas 1 e 2). A comunidade apresentou maior taxa de perda do que taxa de ganho em área basal no período estudado (2006-2013) (Tabela 2). As espécies *Bauhinia brevipes* e *Diospyros hispida* apresentaram tanto as maiores taxas de perda (2006-2011), quanto, maior taxa de ganho (2011-2013) em área basal no período total do estudo (Tabela 2).

As taxas de mortalidade foram maiores no intervalo 2006-2011 do que entre 2011 e 2013, tanto para os indivíduos ($z = 6,15$; $p < 0,01$) quanto para área basal ($z = 6,10$; $p < 0,01$) (Tabelas 1 e 2). Considerando os mesmos intervalos, as taxas de recrutamento entre 2011 e 2013 foram maiores, tanto em relação ao número de indivíduos ($z = 2,74$; $p = 0,01$) quanto em área basal ($z = 3,10$; $p < 0,01$) (Tabelas 1 e 2).

Com exceção de *Tachigali vulgaris*, as principais espécies apresentaram maior taxa de mortalidade do que recrutamento, em relação ao número de indivíduos, entre 2006 e 2011 e o inverso no período de 2011 a 2013 (Tabela 1). Em relação a área basal, as principais espécies apresentaram padrão diverso entre os períodos (Tabela 2). No período de aproximadamente oito anos (2006-2013) os maiores valores de taxa de mortalidade e recrutamento da comunidade foram registrados na menor classe de diâmetro (Figura 1).

Tabela 1. Parâmetros de dinâmica expressos em número de indivíduos das populações das principais espécies e da comunidade lenhosa de um cerradão em regeneração na transição Amazônia-Cerrado em Mato Grosso, entre 2006 e 2011, 2011 e 2013 e 2006 e 2013.

Espécie	NI			2006-2011			2011-2013			2006-2013		
	2006	2011	2013	m	r	t	m	r	t	m	r	t
<i>Eugenia aurata</i>	298	105	108	23,06	2,02	67,98	0,81	1,98	78,22	15,56	1,73	79,56
<i>Bauhinia brevipes</i>	246	0	7	100,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	100,00	100,00	95,11
<i>Aspidosperma multiflorum</i>	236	128	174	17,95	5,48	19,88	0,66	12,82	70,93	12,27	8,17	14,33
<i>Qualea multiflora</i>	225	160	168	12,78	5,65	16,59	1,06	3,08	56,76	8,69	4,63	21,28
<i>Hymenaea stigonocarpa</i>	216	99	114	25,71	10,84	13,41	1,72	7,43	31,87	17,85	9,56	15,48
<i>Qualea grandiflora</i>	206	165	183	9,37	4,64	18,64	0,51	4,77	96,58	6,18	4,51	21,28
<i>Myrcia lanuginosa</i>	147	76	95	28,87	16,90	9,19	2,83	11,63	19,52	21,21	15,81	10,20
<i>Connarus suberosus</i>	110	50	56	19,48	3,38	34,05	0,85	5,49	60,81	13,37	4,17	28,49
<i>Diospyros hispida</i>	84	14	52	44,55	14,72	25,42	3,08	45,67	15,16	33,00	27,82	8,10
<i>Mezilaurus crassiramea</i>	73	51	52	10,03	2,32	34,02	2,53	3,32	31,65	7,56	2,77	31,84
<i>Roupala montana</i>	61	36	51	15,05	4,07	23,79	1,18	14,80	40,68	10,47	8,04	13,94
<i>Tachigali vulgaris</i>	59	21	17	21,23	0,00	1,91	13,33	5,15	14,86	18,53	1,83	93,27
<i>Erythroxylum suberosum</i>	57	17	23	29,11	5,94	30,39	7,89	19,10	7,99	23,01	11,66	16,52
<i>Qualea parviflora</i>	54	46	51	5,07	1,52	45,11	0,00	4,26	10,31	3,32	2,49	35,30
<i>Terminalia argentea</i>	45	30	32	18,02	9,93	11,30	2,87	5,49	23,93	13,51	8,97	13,67
Comunidade	2971	1476	1824	21,24	7,35	16,84	2,27	10,70	23,78	14,99	8,53	15,20

NI= número de indivíduos; m= taxa anual média de mortalidade (% ano⁻¹); r= taxa anual média de recrutamento (% ano⁻¹) e t= turnover em número de indivíduos.

Tabela 2. Parâmetros de dinâmica expressos em área basal ($m^2 ha^{-1}$) e incremento médio anual em diâmetro (IMA, $cm ano^{-1}$) das populações das principais espécies e da comunidade lenhosa de um cerradão em regeneração na transição Amazônia-Cerrado nos períodos de 2006 a 2011, 2011 a 2013 e 2006 a 2013, Mato Grosso.

Espécie	2006-2011						2011-2013						2006-2013					
	M	r	p	g	t	IMA	m	r	p	g	t	IMA	m	R	p	g	t	IMA
<i>Eugenia aurata</i>	17,91	1,08	17,95	1,29	101,42	-0,02	3,86	1,30	0,76	1,42	143,10	-0,10	13,50	1,04	12,15	1,24	114,16	-0,05
<i>Bauhinia brevipes</i>	100,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	100,00	0,00	0,00	100,00	100,00	100,00	100,00	159,15	0,00
<i>Aspidosperma multiflorum</i>	0,00	1,66	10,65	3,23	30,75	0,38	0,00	3,36	0,38	3,62	204,29	0,08	0,00	2,64	7,17	3,84	22,65	0,26
<i>Qualea multiflora</i>	3,41	1,74	8,29	2,36	34,82	0,17	0,00	0,71	0,55	0,95	143,07	0,15	1,03	1,44	5,57	2,07	41,02	0,16
<i>Hymenaea stigonocarpa</i>	18,62	4,67	18,04	4,80	4,04	-0,02	0,00	2,50	0,65	3,16	122,02	0,04	12,76	4,42	12,27	4,81	26,26	-0,02
<i>Qualea grandiflora</i>	0,00	1,02	4,21	2,29	46,05	0,37	0,00	0,77	0,12	1,03	634,31	0,20	0,00	0,98	2,75	2,09	49,79	0,31
<i>Myrcia lanuginosa</i>	22,79	7,58	24,50	8,06	17,26	0,03	1,13	5,71	1,50	6,25	44,66	0,05	17,57	8,95	17,23	9,30	16,46	-0,02
<i>Connarus suberosus</i>	9,95	1,49	12,23	1,85	50,33	0,08	0,00	1,56	0,58	1,74	118,50	0,04	6,39	1,58	8,33	1,91	48,47	0,06
<i>Diospyros hispida</i>	45,23	8,43	44,26	8,52	54,71	-0,07	0,00	33,18	1,51	34,03	31,20	0,23	32,67	20,66	31,89	20,71	13,84	-0,04
<i>Mezilaurus crassiramea</i>	3,26	1,14	6,86	1,64	51,37	0,14	4,48	1,07	1,62	1,21	79,09	-0,07	4,05	1,48	5,00	1,78	48,08	0,05
<i>Roupala montana</i>	0,00	0,58	7,88	2,00	71,52	0,49	0,41	3,20	0,56	3,67	128,28	0,06	0,00	2,08	5,42	3,00	27,52	0,29
<i>Tachigali vulgaris</i>	0,00	0,00	12,70	5,29	3,33	1,98	3,79	0,12	6,65	0,51	402,52	0,61	0,00	0,04	14,43	3,86	548,76	1,58
<i>Erythroxylum suberosum</i>	21,82	2,68	25,15	3,59	47,65	0,09	0,43	9,36	5,05	9,88	13,32	0,15	16,12	6,49	19,30	7,08	20,80	0,09
<i>Qualea parviflora</i>	0,00	0,27	1,83	1,45	142,32	0,41	0,00	0,64	0,03	0,85	63,62	0,17	0,00	0,42	1,19	1,52	107,88	0,32
<i>Terminalia argentea</i>	2,62	1,78	9,40	2,60	32,62	0,35	0,00	0,95	1,23	1,47	80,42	0,29	0,89	2,12	6,32	2,82	29,05	0,30
Comunidade	5,00	1,78	13,10	3,25	34,36	0,27	0,24	2,59	2,83	2,98	33,35	0,13	3,74	2,45	9,71	4,23	27,41	0,20

m= taxa anual média de mortalidade (% ano⁻¹); r= taxa anual média de recrutamento (% ano⁻¹); p= taxa anual média de perda em área basal (% ano⁻¹); g= taxa anual de ganho em área basal (% ano⁻¹) e t= turnover em área basal.

Bauhinia brevipes apresentou a maior taxa de mortalidade e maior taxa de perda em área basal entre 2006 e 2011 (Tabelas 1 e 2). *Diospyros hispida*, no intervalo de 2006 a 2011, que inclui o ano em que ocorreu a queimada (2008), foi a espécie que apresentou a segunda maior taxa anual média de mortalidade. No intervalo de 2011 a 2013, período sem distúrbios, ambas as espécies apresentaram as maiores taxas de recrutamento (Tabelas 1 e 2).

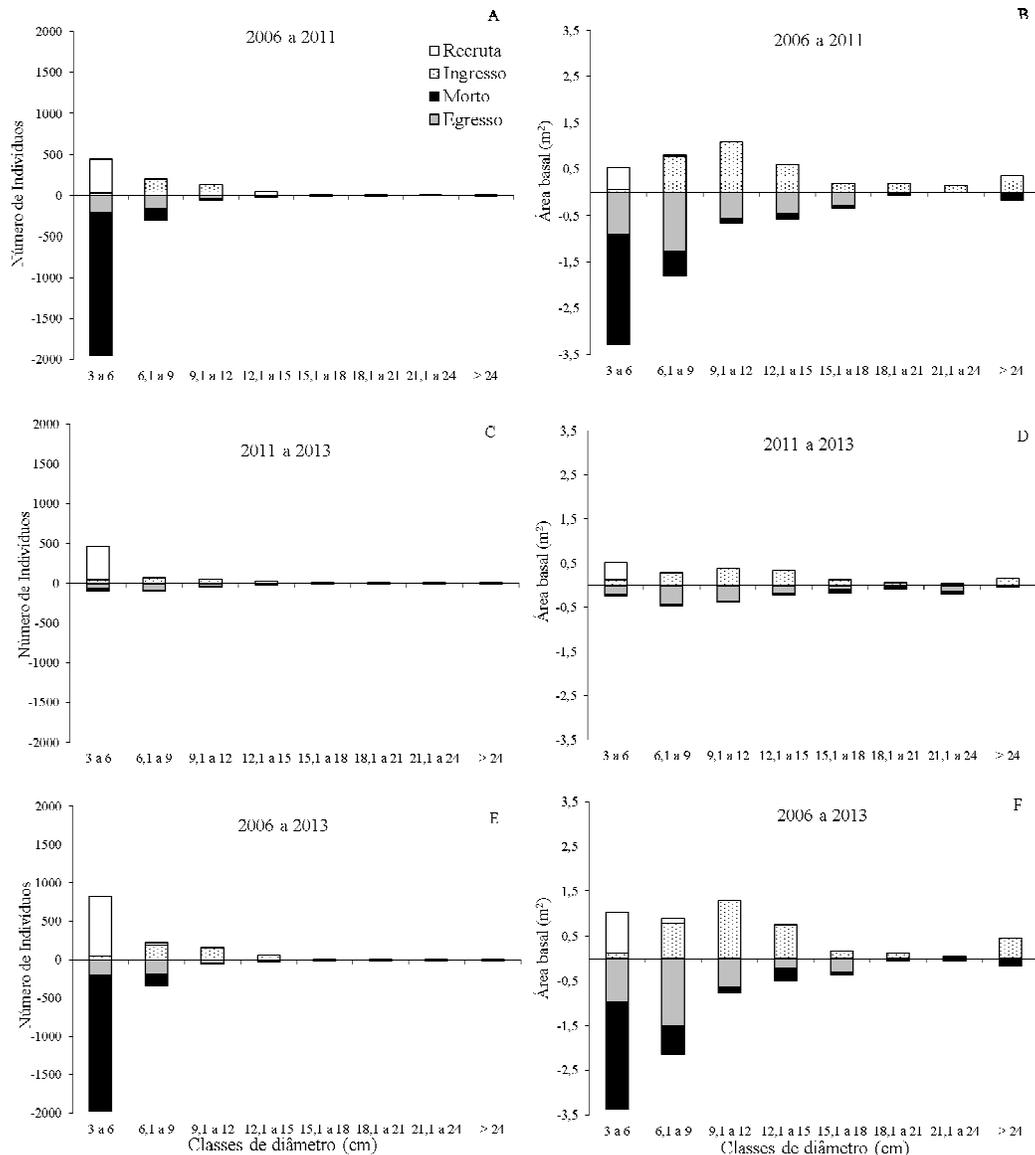


Figura 1: Dinâmica estrutural da comunidade lenhosa em número de indivíduos e em área basal por classe de diâmetro de um cerrado em regeneração na transição Amazônia-Cerrado, nos períodos de 2006 a 2011, 2011 a 2013 e 2006 a 2013, Mato Grosso.

O *turnover* foi elevado em todos os intervalos variando de 15,2 a 23,8 anos quando consideramos o número de indivíduos e de 27,4 a 34,4 anos para a área basal (Tabelas 1 e 2). O incremento médio anual da comunidade foi de $0,20 \text{ cm ano}^{-1}$ entre 2006 e 2013, sendo que, entre 2006 e 2011, no intervalo em que ocorreu a queimada, foi registrado maior incremento médio em relação ao período que não ocorreu distúrbio na área (Tabela 2).

A espécie *Tachigali vulgaris* apresentou o maior incremento médio anual, tanto em relação às demais espécies quanto em relação à comunidade, com $1,98 \text{ cm ano}^{-1}$ entre 2006 e 2011 (Tabela 2). As espécies *Qualea grandiflora* e *Aspidosperma multiflorum* apresentaram incremento médio anual maior e *Eugenia aurata*, *Hymenaea stigonocarpa* e *Qualea multiflora* apresentaram incremento médio inferior ao registrado para a comunidade no período de 2006 a 2013 (Figura 2).

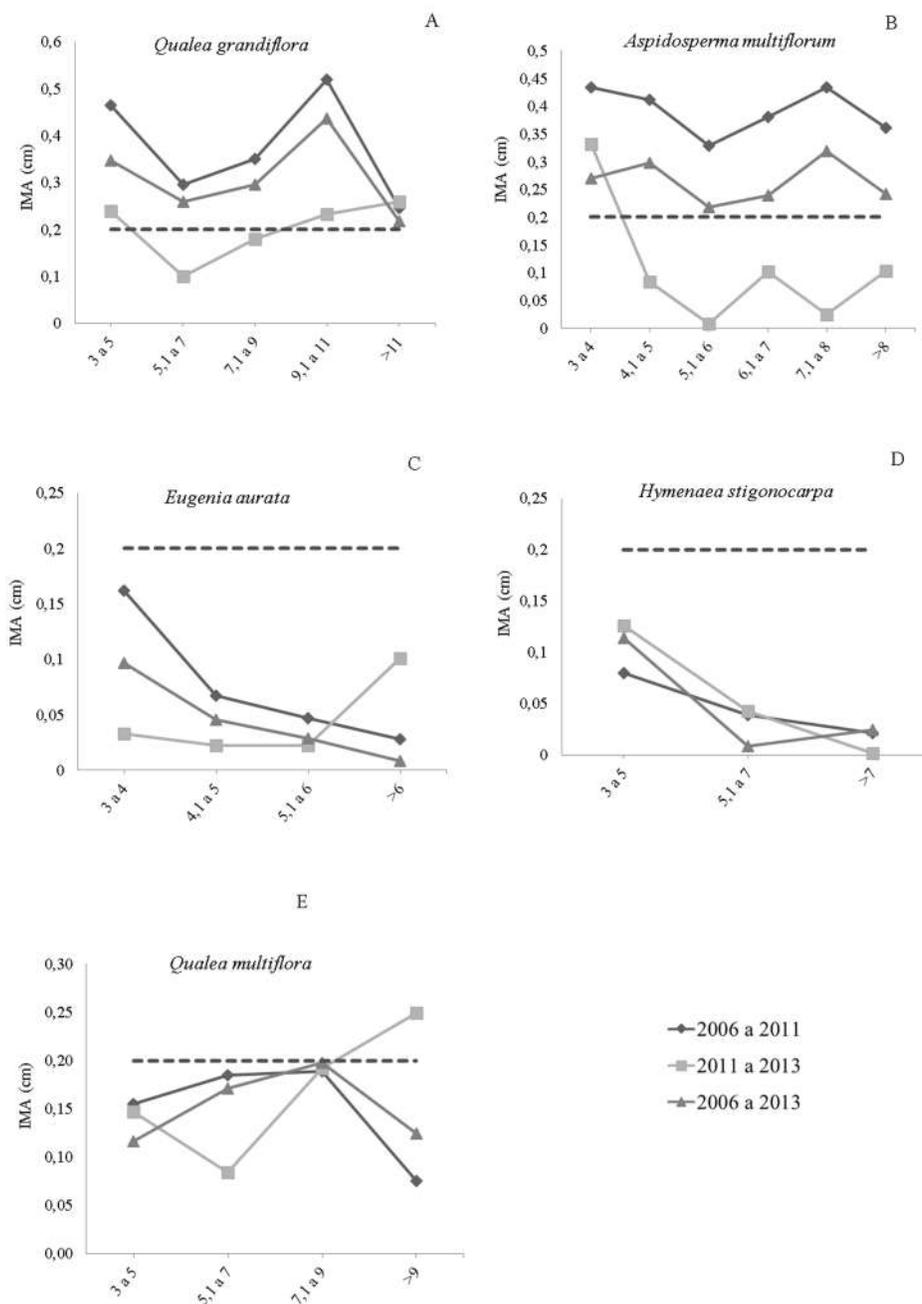


Figura 2: Incremento médio anual por classe de diâmetro de algumas espécies de um cerradão em regeneração na transição Amazônia-Cerrado, Mato Grosso. A linha tracejada representa o incremento médio anual da comunidade ($0,20 \text{ cm. ano}^{-1}$) entre 2006 e 2013.

DISCUSSÃO

A redução da densidade absoluta e da área basal registradas no segundo inventário (2011) e a elevada taxa de mortalidade registrada no período entre 2006 e

2011 podem ser atribuídas ao fogo ocorrido na área em 2008, bem como a eventos de seca severa ocorridos na região em 2007 e 2010 (Marengo et al., 2011; Brando et al. 2014; Marimon et al., 2014). Outro aspecto que reforça a interferência destes distúrbios na redução da densidade e da área basal e elevada mortalidade entre 2006 e 2011 é o fato de, no último inventário (2013), a densidade absoluta e a área basal terem apresentado aumentos de até 24% e o valor da taxa de mortalidade entre 2011 e 2013, período sem distúrbios, ter reduzido em mais de 50%. O mesmo padrão foi observado para a maioria das espécies presentes na área. O presente estudo apresentou resultados similares aos observados por outros autores, que realizaram para diferentes fitofisionomias do Cerrado (Hoffman & Solbrig, 2003; Almeida et al., 2014; Oliveira et al., 2014; Reis et al., 2015a).

Os valores de área basal da comunidade estudada, registrados nos três inventários, foram próximos aos valores encontrados em cerrado típico (12,52 e 14,54 m² ha⁻¹; Mews et al., 2011), e inferiores aos valores encontrados em cerradão natural (21,38 a 25,95 m² ha⁻¹; Franczack et al., 2011) adjacentes. Mesmo que a área basal do presente estudo tenha sido similar ao do cerrado típico, vale destacar que amostramos indivíduos com diâmetro menor ($DAS_{30\text{ cm}} \geq 3\text{ cm}$) do que as áreas comparadas ($DAS_{30\text{ cm}} \geq 5\text{ cm}$), e com isso incluímos maior número de indivíduos de pequeno porte. Nesse caso, esses resultados indicam que a comunidade estudada encontra-se em um processo de sucessão que pode ter sido prejudicado ou retardado pela ocorrência do fogo.

Segundo Tabarelli & Mantovani (1999) em processos de regeneração natural de florestas espera-se o aumento da área basal na comunidade, o que foi observado aqui apenas no período (2011-2013) quando nenhum distúrbio foi registrado. Outro fator que indica um retrocesso na regeneração da área é o fato do número de indivíduos e o valor da área basal, registrados no último inventário, terem ainda que aumentar em 63% e 10%, respectivamente, até atingirem o valor registrado no primeiro inventário (antes dos distúrbios). Períodos longos de uso da terra associados a queimadas tem impactos negativos no processo de sucessão e no acúmulo de biomassa, tornando mais lenta a regeneração natural (Wandelli & Fearnside, 2015).

Por exemplo, uma área de cerrado *sensu stricto* em Brasília-DF submetida a duas queimadas, mesmo decorridos 11 anos desde o corte raso, não conseguiu recuperar a área basal original (Rezende et al., 2005). Reis et al. (2015b), estudando um cerradão em regeneração, em uma área próxima ao presente estudo, observaram

que foram necessários 36 anos para que a área basal fosse similar a um cerradão natural adjacente. Por fim, Aide et al. (1995) e Wandelli & Fearnside (2015) observaram que a recuperação florestal em áreas de pastagens abandonadas é muito lenta.

Diante disso, sugerimos que áreas que estão em regeneração, em unidades de conservação ou reservas legais de propriedades particulares, devem ser monitoradas e a entrada do fogo deve ser rigorosamente controlada, especialmente em formações florestais, como a do presente estudo. Caso medidas de controle não sejam adotadas, a área em regeneração corre o risco de jamais alcançar uma condição similar àquela encontrada anteriormente ao corte da vegetação original e formações florestais como o cerradão podem se manter indefinidamente na condição de cerrado ralo, cerrado típico ou cerrado denso, dependendo da frequência e intensidade dos distúrbios.

As maiores taxas de mortalidade e recrutamento nas menores classes de diâmetro corroboraram com outros estudos realizados na região de transição entre a Amazônia e o Cerrado (Marimon et al., 2014; Reis et al., 2015a). Neste caso, os indivíduos com menor diâmetro são mais afetados por apresentarem casca menos espessa, e conseqüentemente, menor resistência ao fogo e a seca (Hoffmann & Solbrig, 2003; Medeiros & Miranda, 2005; Hoffmann et al., 2012; Marimon et al., 2014). Para a comunidade estudada esse efeito foi ainda mais acentuado pelo fato dela estar em processo de regeneração, e por conta disso apresentar muitos indivíduos de menor porte, portanto, mais suscetíveis ao fogo.

A elevada taxa de mortalidade registrada para *Bauhinia brevipes* ($100\% \text{ ano}^{-1}$) difere do padrão encontrado em outros estudos, onde geralmente, as espécies que são excluídas localmente, são raras ou de baixa abundância (Felfili et al., 2000; Oliveira et al., 2014; Reis et al., 2015b). Lima et al. (2009), estudando um cerrado mesotrófico, observaram que a espécie que apresentou a maior redução na densidade após o fogo não ultrapassou 34%. No caso de *Bauhinia brevipes* e *Diospyros hispida* a elevada taxa de mortalidade também pode ser atribuída ao pequeno porte das mesmas, visto que a maioria dos indivíduos possuía diâmetro do caule inferior a 7 cm no primeiro inventário. Alta taxa de mortalidade de *Diospyros hispida* em indivíduos com diâmetros inferiores a 10 cm também foi observada por Ribeiro et al. (2012). Diante disso, observa-se a importância de proteção contra distúrbios antrópicos na área estudada para permitir que a regeneração natural da comunidade ocorra de maneira contínua, pois, as diferentes respostas das espécies perante o fogo pode afetar a

dinâmica da vegetação (Hoffmann et al., 2009; 2012), interferindo no processo de sucessão.

Os períodos de seca severa que ocorreram em 2007 e 2010 (Marengo et al., 2011; Brando et al., 2014; Marimon et al., 2014) e o fogo, que atingiu a área de estudo em 2008, cerca de 10 anos após o abandono da pastagem, afetaram negativamente o processo de regeneração da área, que originalmente era coberta por cerradão. Entretanto, a ausência de distúrbios, registrada no último período deste estudo (2011-2013), permitiu que árvores que apresentam capacidade de rebrota e a entrada de propágulos que chegam de áreas adjacentes contribuíssem para um maior recrutamento e menor taxa de mortalidade, favorecendo a continuidade da regeneração natural.

Os valores do *turnover* registrados neste estudo podem ser atribuídos às altas taxas de mortalidade e recrutamento. Neste caso, a comunidade pode ser considerada mais dinâmica em comparação com um cerradão em regeneração após 36 anos de corte raso, e também mais dinâmica que um cerradão preservado (Reis et al., 2015b) e um cerrado típico (Mews et al., 2011), muito próximos geograficamente da área aqui estudada. Apesar da elevada dinâmica da comunidade e dos indicadores de recuperação da densidade e área basal, cinco anos após o fogo ainda não foram suficientes sequer para a recuperação da condição inicial (2006), registrada dois anos e meio antes do fogo. O *turnover* registrado para *Diospyros hispida* indica que esta espécie apresentou-se mais dinâmica em relação ao número de indivíduos e área basal em comparação com as principais espécies analisadas (Tabelas 1 e 2), entretanto, esse resultado pode ser reflexo da sua resposta diante dos distúrbios, visto que ela apresentou-se sensível ao fogo.

O incremento médio anual em diâmetro da comunidade estudada (0,20 cm ano⁻¹) foi inferior ao encontrado por Mews et al. (2011) em um cerrado típico (0,31) próximo. Essa diferença pode ser atribuída ao estado de conservação da área de estudo, visto que se encontra em processo de regeneração com incidência de distúrbios. Indivíduos de classes de diâmetro maior apresentam maior incremento médio em diâmetro em relação aos de menor porte, como observado em outros estudos (Felfili, 1995b; Mews et al., 2011; Oliveira & Felfili, 2008), provavelmente devido ao fato dos maiores já estarem estabelecidos na comunidade e sofrerem menor competição.

O maior incremento médio da comunidade entre 2006 e 2011 pode estar relacionado às espécies que foram beneficiadas pelo fogo em relação ao diâmetro. As espécies *Aspidosperma multiflorum*, *Qualea grandiflora*, *Roupala montana*, *Tachigali vulgaris*, *Qualea parviflora* e *Terminalia argentea* apresentaram incremento médio anual acima da média registrada para a comunidade no período do estudo (2006 a 2013) (Tabela 2). Além disso, o incremento médio dessas espécies foi maior no período em que ocorreu o fogo (2006-2011) do que no período posterior (2011-2013) e sem distúrbios. Duas dessas espécies, *T. vulgaris* e *Q. parviflora* também apresentaram elevados incremento em outras áreas queimadas (Aquino et al., 2007; Reis et al., 2015a), indicando que estas podem ser mais resistentes a este distúrbio.

O maior incremento médio anual em diâmetro entre 2006 e 2011, após o distúrbio, pode ser explicado pela maior incidência de luz e disponibilidade de nutrientes no solo disponível às plantas sobreviventes após a queimada (Nardoto et al., 2006; Lima et al., 2009). Estes fatores também podem ter contribuído para que o maior incremento de algumas espécies ocorresse nas classes menores. Neste caso, as espécies com maior capacidade de exploração dos recursos do habitat (como *Tachigali vulgaris*, *Roupala montana* e *Qualea parviflora*) foram beneficiadas apresentando elevado incremento médio em diâmetro.

Tachigali vulgaris foi a que apresentou o maior incremento médio anual do presente estudo, em todos os períodos avaliados, sendo esta uma espécie de crescimento rápido, heliófita e adaptada a ambientes perturbados (Felfili, 1995a; Felfili et al., 1999), fato este que contribui para altas taxas de incremento em diâmetro. Entretanto, quando um indivíduo desta espécie sobrevive em um ambiente submetido ao fogo, seu incremento pode ficar ainda mais acentuado, como também observado por Reis et al. (2015a).

Para a recuperação da pastagem degradada, 15 anos de abandono não foram suficientes para o retorno da condição similar à fitofisionomia adjacente (cerradão), apesar de se tratar de uma Unidade de Conservação, com fontes de propágulos próximos. Diante disso, reforçamos que áreas florestais em processo de sucessão necessitam de proteção contra distúrbios antrópicos para permitir a sua recuperação a uma condição similar àquela registrada anteriormente, pois conforme observado no período sem distúrbios, a comunidade apresenta potencial para recuperação.

AGRADECIMENTOS

À equipe do Laboratório de Ecologia Vegetal da Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT de Nova Xavantina, pela ajuda em campo. Aos biólogos Josias, Leonardo e Edmar pela identificação de alguns espécimes. Ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da UNEMAT de Nova Xavantina pelo apoio logístico; à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão de bolsa de estudo. Ao CNPq, Projeto PELD - Transição Cerrado-Floresta Amazônica: bases ecológicas e sócio-ambientais para a conservação (Etapas 1 e 2, processo n°: 403725/2012-7), pelo apoio financeiro.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abad, J.C.S. & Marimon, B.S. Caracterização e diagnóstico ambiental do Parque Municipal do Bacaba, Nova Xavantina (MT). *In*: Santos, J.E.; Galbiati, C. (Org.). **Gestão e Educação Ambiental: Água, Biodiversidade e Cultura**. 1ed. São Carlos: RiMa, 1: 23-56, 2008.

Aide, T.M.; Zimmerman, J.K.; Herrera, L.; Rosario, M. & Serrano, M. Forest recovery in abandoned tropical pastures in Puerto Rico. **Forest Ecology and Management**, 77:77-86, 1995.

Almeida, R.F.; Fagg, C.W.; Oliveira, M.C.; Munhoz, C.B.R.; Lima, A.S. & Oliveira, L.S.B. Mudanças florísticas e estruturais no cerrado *sensu stricto* ao longo de 27 anos (1985-2012) na Fazenda Água Limpa, Brasília, DF. **Rodriguésia**, 65(1): 1-19, 2014.

APG III – **The angiosperm phylogeny group. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. Botanical Journal of the Linnean Society**, 161: 105-121, 2009.

Aquino, F.G.; Walter, B.M.T. & Ribeiro, J.F. Dinâmica de populações de espécies lenhosas de cerrado, Balsas, Maranhão. **Revista Árvore**, 31(5): 793-803, 2007.

Brando, P.M.; Balch, J.K.; Nepstad, D.C.; Morton, D.C.; Putz, F.E.; Coe, M.T.; Silvério, D.; Macedo, M.N.; Davidson, E.A.; Nóbrega, C.C.; Alencar, A. & Soares-Filho, B.S. Abrupt increases in Amazonian tree mortality due to drought-fire interactions. **Proceedings of the National Academy of Sciences USA**, 111(17): 6347-6352, 2014.

Dias-Filho, M.B. Photosynthetic light response of the C4 grasses *Brachiaria brizantha* and *B. humidicola* under shade. **Scientia Agricola**, 59: 65-68, 2002.

Encinas, J.I.; Silva, G.F. & Pinto, J.R.R. Idade e crescimento das árvores. Brasília-DF: EdUnB, v. 7. **Comunicações Técnicas Florestais**, 2005.

- Fearnside, P.M. Desmatamento na Amazônia brasileira: história, índices e conseqüências. **Megadiversidade**, 1(1): 113-126, 2005.
- Fearnside, P.M. Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle. **Acta Amazonica**, 36(3): 395-400, 2006.
- Felfili, J.M. Diversity, structure and dynamics of a gallery forest in central Brazil. **Vegetatio**, 117:1-15, 1995a.
- Felfili, J.M. Growth, recruitment and mortality in the Gama gallery forest in central Brazil over a six-year period (1985-1991). **Journal of Tropical Ecology**, 11(1): 67-83, 1995b.
- Felfili, J.M.; Hilgert, L.F.; Franco, A.C.; Sousa-Silva, J.C.; Rezende, A.V. & Nogueira, M.V.P. Comportamento de plântulas de *Sclerolobium paniculatum* Vog. var. *rubiginosum* (Tul.) Benth. sob diferentes níveis de sombreamento, em viveiro. **Revista Brasileira de Botânica**, 22 (2): 297-301, 1999.
- Felfili, J.M., Rezende, A.V., Silva Jr., M.C. & Silva, M.A. Changes in the floristic composition of cerrado *sensu stricto* in Brazil over a nine-year period. **Journal of Tropical Ecology**, 16:579-590, 2000.
- Felfili, J.M.; Silva Júnior, M.C.; Sevilha, A.C.; Fagg, C.W.; Walter, B.M.T.; Nogueira, P.E. & Rezende, A.V. Diversity, floristics and structural patterns of cerrado vegetation in central Brazil. **Plant Ecology**, 175: 37-46, 2004.
- Franczak, D.D.; Marimon, B.S.; Marimon-Junior, B.H.; Mews, H.A.; Maracahipes, L. & Oliveira, E.A. Changes in the structure of a savanna forest over a six-year period in the Amazon-Cerrado transition, Mato Grosso state, Brazil. **Rodriguésia**, 62(2): 425-436, 2011.
- Guimarães, J.C.C.; Van Den Berg, E.; Castro, G.C.; Machado, E.L.M. & Oliveira-Filho, A.T. Dinâmica do componente arbustivo-arbóreo de uma floresta de galeria aluvial no planalto de Poços de Caldas, MG, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, 31: 621-632, 2008.
- Hammer, Ø; Harper, D.A.T. & Ryan, P.D. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica**, 4(1), 9p, 2001.
- Hoffmann, W.A., & Solbrig O.T. The role of topkill in the differential response of savanna woody plants to fire. **Forest Ecology and Management**, 180:273-286, 2003.
- Hoffmann, W.A.; Adasme, R.; Haridasan, M.; Carvalho, M.T; Geiger, E.L.; Pereira, M.A.B.; Gotsch, S.G. & Franco, A.C. Tree topkill, not mortality, governs the dynamics of savanna-forest boundaries under frequent fire in central Brazil. **Ecology**, 90(5): 1326-1337, 2009.
- Hoffmann, W.A.; Geiger, E.L., Gotsch, S.G.; Rossatto, D.R., Silva, L.C.R.; Lau, O.L.; Haridasan, M. & Franco A.C. Ecological thresholds at the savanna-forest boundary: how plant traits, resources and fire govern the distribution of tropical biomes. **Ecology Letters**, p. 1-10, 2012.

Korning, J. & Balslev, H. Growth rates and mortality patterns of tropical lowland tree species and the relation to forest structure in Amazonian Ecuador. **Journal of Tropical Ecology**, 10: 151-166, 1994.

Lewis, S.L.; Phillips, O.L.; Sheil, D.; Vinceti, B.; Baker, T.R.; Brown, S.; Graham, A.W.; Higuchi, N.; Hilbert, D.W.; Laurance, W.F.; Lejoly, J.; Malhi, Y.; Monteagudo, A.; Vargas, P.N.; Sonké, B.; Supardi, N.; Terborgh, J.W. & Martínez, R.V. Tropical forest tree mortality, recruitment and turnover rates: calculation, interpretation and comparison when census intervals vary. **Journal of Ecology**, 92: 929-944, 2004.

Lewis, S.L.; Brando, P.M.; Phillips, O.L.; Heijden, G.M.F. & Nepstad, D. The 2010 Amazon Drought. **Science**, 331:554-555, 2011.

Lieberman, D., Lieberman, M., Peralta, R. & Hartshorn, S. Mortality patterns and stand turnover rates in a wet tropical forest in Costa Rica. **J. Ecol.** 73:915-924, 1985.

Lima, E.S.; Lima, H.S. & Ratter, J.A. Mudanças pós-fogo na estrutura e composição da vegetação lenhosa, em um cerrado mesotrófico, no período de cinco anos (1997-2002) em Nova Xavantina – MT. **Cerne**, Lavras, 15(4): 468-480, 2009.

Lista de Espécies da Flora do Brasil. **Jardim Botânico do Rio de Janeiro**. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso em: 21 Nov. 2014

Marengo, J.A.; Tomasella, J.; Alves, L.M.; Soares, W.R. & Rodriguez, D.A. The drought of 2010 in the context of historical droughts in the Amazon region. **Geophysical Research Letters**, 38:1-5, 2011.

Marimon, B.S.; Felfili, J.M.; Lima, E.S.; Duarte, W.M.G. & Marimon-Júnior, B.H. Environmental determinants for natural regeneration of gallery forest at the Cerrado/Amazonia boundaries in Brazil. **Acta Amazonica**, 40(1): 107-118, 2010.

Marimon, B.S.; Marimon-Junior, B.H.; Feldpausch, T.R.; Oliveira-Santos, C.; Mews, H.A.; Lopez-Gonzalez, G.; Lloyd, J.; Franczak, D.D.; Oliveira, E.A.; Maracahipes, L.; Miguel, A.; Lenza, E. & Phillips, O.L. Disequilibrium and hyperdynamic tree turnover at the forest-cerrado transition zone in southern Amazonia. **Plant Ecology & Diversity** (Print), 7:281-292, 2014.

Marimon-Júnior, B.H. & Haridasan, M. Comparação da vegetação arbórea e características edáficas de um cerradão e um cerrado *stricto sensu* em áreas adjacentes sobre solo distrófico no leste de Mato Grosso, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, 19(4): 913-926, 2005.

Medeiros, M.B. & Miranda, H.S. Mortalidade pós-fogo em espécies lenhosas de campo sujo submetido a três queimadas prescritas anuais. **Acta botanica brasilica**, 19(3): 493-500. 2005.

Mews, H.A., Marimon, B.S., Maracahipes, L., Franczak, D.D. & Marimon-Junior, B.H. Dinâmica da comunidade lenhosa de um Cerrado Típico na região Nordeste do Estado de Mato Grosso, Brasil. **Biota Neotropica**, 11(1): 73-82, 2011.

Nepstad, D.C.; Stickler, C.M.; Soares-Filho B. & Merry, F. Interactions among Amazon land use, forests and climate: prospects for a near-term forest tipping point.

Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences, 363(1498): 1737-1746, 2008.

Nardoto, G.B.; Bustamante, M.M.C.; Pinto, A.S. & Klink, C.A. Nutrient use efficiency at ecosystem and species level in savanna areas of Central Brazil and impacts of fire. **Journal of Tropical Ecology**, 22(2): 191-201, 2006.

Oliveira, A.P. & Felfili, J.M. Dinâmica da comunidade arbórea de uma mata de galeria do Brasil Central em um período de 19 anos (1985-2004). **Revista Brasileira de Botânica**, 31(4): 597-610, 2008.

Oliveira, A.P.; Schiavini I.; Vale, V.S.; Lopes, S.F.; Arantes, C.S.; Gusson, A.E.; Prado-Junior J.A.; Dias-Neto, O.C. Mortality, recruitment and growth of the tree communities in three forest formations at the Panga Ecological Station over ten years (1997-2007). **Acta Botanica Brasilica**, 28(2): 234-248, 2014.

Pivello, V.R. The use of fire in the Cerrado and Amazonian rainforests of Brazil: past and present. **Fire Ecology**, 7(1): 24-39, 2011.

Reis, S.M.; Lenza, E. Marimon, B.S.; Gomes, L.; Forsthofer, M.; Morandi, P.S.; Marimon-Junior, B.H.; Feldpausch, T.R. & Elias, F. Post-fire dynamics of the woody vegetation of a savanna forest (Cerradão) in the Cerrado-Amazon transition zone. **Acta Botanica Brasilica**, 29 (3): 408-416, 2015a.

Reis, S.M.; Marimon, B.S.; Marimon-Junior, B.H.; Gomes, L.; Morandi, P.S.; Freire, E.G.; Lenza, E. The resilience of cerradão woodland following clear-cutting in the Savanna/Amazon Transition Zone. **Bioscience Journal** (UFU. Impresso), 2015b.

Rezende, AV; Sanquetta, CR; Figueiredo Filho, A. Efeito do Desmatamento no Estabelecimento de Espécies lenhosas em um cerrado *stricto sensu*. **Floresta**, 35, Curitiba, v., n. 1, 2005.

Ribeiro, M.N.; Sanchez, M.; Pedroni, F. & Peixoto, K.S. Fogo e dinâmica da comunidade lenhosa em cerrado sentido restrito, Barra do Garças, Mato Grosso. **Acta Botanica Brasilica**, 26(1): 203-217, 2012.

Sheil, D.; Burslem, D. F. R. P. & Alder, D. The interpretation and misinterpretation of mortality rate measures. **Journal of Ecology**, 83: 331-333, 1995.

Sheil, D.; Jennings, S. & Savill, P. Long-term permanent plot observations of vegetations dynamics in Budongo, a Ugandan rain Forest. **Journal of Tropical Ecology**, 16: 765-800, 2000.

Silva, F.A.M.; Assad, E.E. & Evangelista, B.A. 2008. Caracterização Climática do Bioma Cerrado. p.69-88. *In*: Sano, S.M.; Almeida, S.P. & Ribeiro, J.F. **Cerrado: Ecologia e Flora**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, v. 1, 2008.

Silver, W.L.; Ostertag, R. & Lugo, A.E. The Potential for Carbon Sequestration Through Reforestation of Abandoned Tropical Agricultural and Pasture Lands. **Restoration Ecology**. Vol. 8 No. 4, pp. 394-407, 2000.

Soares, J.J.; Souza, M.H.A.O. & Lima, M.I.S. Twenty years of post-fire plant succession in a “Cerrado”, São Carlos, SP, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 66(2B): 587-602, 2006.

Tabarelli, M. & Mantovani, W. A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo-Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, 59(2): 239-250, 1999.

Wandelli, E.V. & Fearnside, P.M. Secondary vegetation in central Amazonia: Land-use history effects on aboveground biomass. **Forest Ecology and Management**, 347: 140-148, 2015.

CONCLUSÃO GERAL

Nossos resultados indicam que a comunidade estudada apresenta potencial para evoluir à formação florestal, entretanto, a regeneração da área florestal usada como pastagem foi afetada por distúrbios naturais (seca severa) e antrópicos. O fogo e a seca severa atrasaram o processo de regeneração natural, ocasionando mudanças temporais significativas no número de indivíduos, área basal, composição florística, diversidade de espécies, síndromes de dispersão e, conseqüentemente, alterou a dinâmica da vegetação lenhosa do cerrado em regeneração. De forma que, as características florísticas e estruturais da área ainda a caracterizam como um cerrado típico.

Apesar de se tratar de uma Unidade de Conservação, adjacente a um cerrado, o qual serve como fonte de propágulos, aproximadamente 15 anos de abandono da pastagem associado a distúrbios naturais e antrópicos nesse período não foram suficientes para o retorno da condição similar à fitofisionomia adjacente (cerrado). Portanto, para a recuperação de áreas florestais usadas como pastagem à uma condição similar àquela registrada antes do pastoreio, é importante que não ocorra distúrbios naturais e antrópicos, pois, conforme observado no período sem distúrbios, a comunidade estudada apresenta potencial para recuperação da formação florestal.