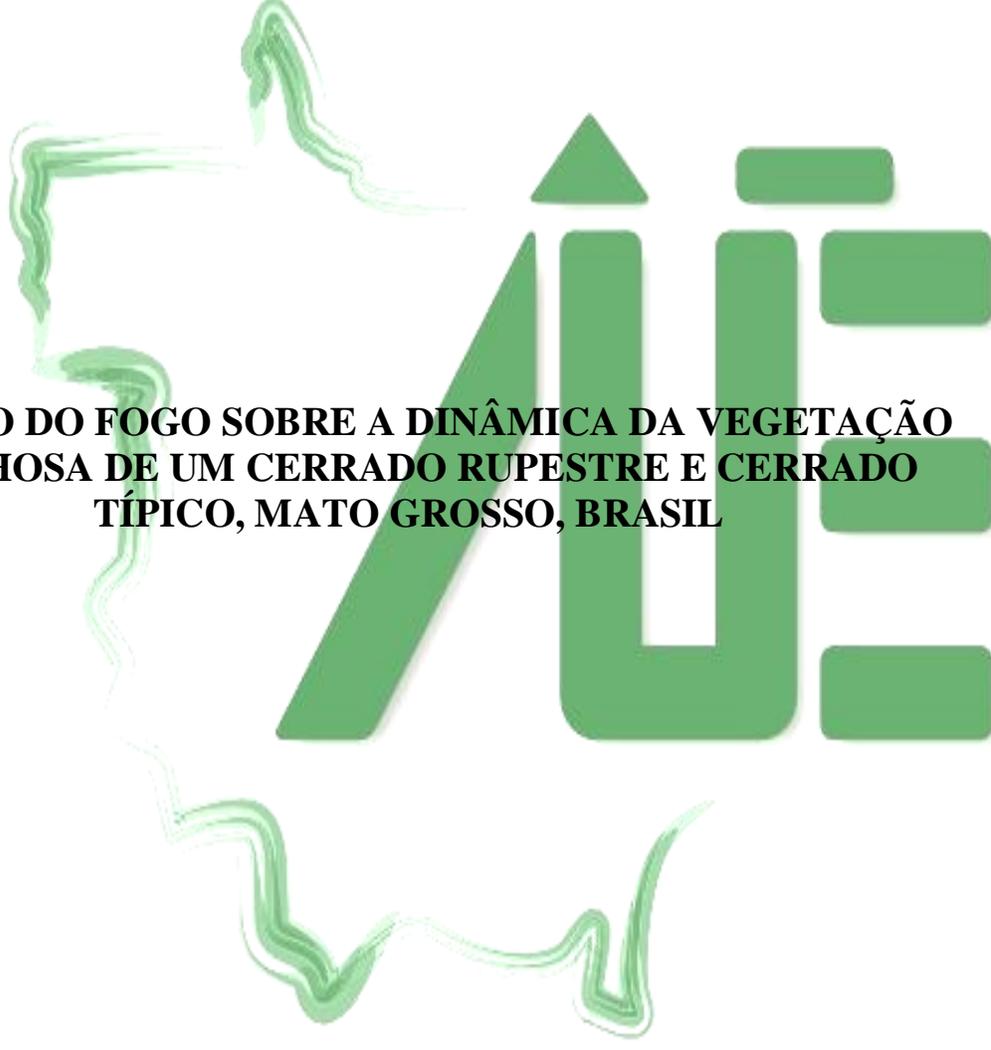


LETÍCIA GOMES DA SILVA



**EFEITO DO FOGO SOBRE A DINÂMICA DA VEGETAÇÃO
LENHOSA DE UM CERRADO RUPESTRE E CERRADO
TÍPICO, MATO GROSSO, BRASIL**

NOVA XAVANTINA-MT

MARÇO DE 2013

LETÍCIA GOMES DA SILVA

**EFEITO DO FOGO SOBRE A DINÂMICA DA VEGETAÇÃO
LENHOSA DE UM CERRADO RUPESTRE E CERRADO
TÍPICO, MATO GROSSO, BRASIL**

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

Orientador: Dr. Eddie Lenza de Oliveira

NOVA XAVANTINA-MT

MARÇO DE 2013

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
GPT/BC/UFG**

S586e Silva, Letícia Gomes da.
Efeito do fogo sobre a dinâmica da vegetação lenhosa de um cerrado rupestre e cerrado típico, Mato Grosso, Brasil. [manuscrito] /Letícia Gomes da Silva.- 2013.
viii, 64 f.:il., figs, tabs.

Orientador: Prof. Dr. Eddie Lenza de Oliveira.
Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado de Mato Grosso, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, 2013.

Bibliografia.
Apêndices.

1. Queimadas – Cerrados – Mato Grosso (MT). 2. Cerrado rupestre. 3. Cerrado típico. 4. Resiliência. I. Título.

CDU: 504(817.2)

**EFEITO DO FOGO SOBRE A DINÂMICA DA VEGETAÇÃO LENHOSA DE UM
CERRADO RUPESTRE E CERRADO TÍPICO, MATO GROSSO, BRASIL**

LETÍCIA GOMES DA SILVA

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

Aprovada em 22 de Março de 2013, pela BANCA EXAMINADORA:

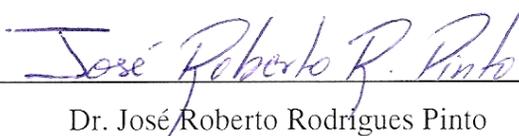


Dr. Eddie Lenza de Oliveira

Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT

Departamento de Ciências Biológicas

Orientador

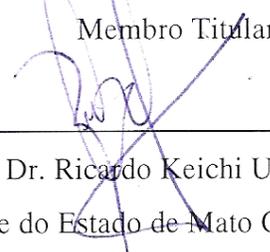


Dr. José Roberto Rodrigues Pinto

Universidade de Brasília - UnB

Departamento de Engenharia Florestal

Membro Titular



Dr. Ricardo Keichi Umetsu

Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT

Departamento de Ciências Biológicas

Membro Titular

Dra. Beatriz Schwantes Marimon

Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT

Departamento de Ciências Biológicas

Membro Suplente

*Aos meus pais
Teobaldo e
Norma, dedico
todas as minhas
conquistas...*

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia Conservação (UNEMAT), à CAPES, ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq/PELD - Projeto Transição Cerrado-Floresta Amazônica, bases ecológicas e socioambientais para a conservação, Processo nº 558069/2009-6) e ao PROCAD UnB/UNEMAT (Processo nº 109/2007) pelo apoio logístico e financeiro para realização da presente dissertação.

Aos integrantes do Laboratório de Ecologia Vegetal-NX que me ajudaram nas coletas de campo (Leandro Maracahipes, Edmar Almeida, Paulo Morandi, Claudinei dos Santos, Bianca de Oliveira, Leonardo Maracahipes, Simone Matias, Fernando Elias, Regiane Roberto e Eder Carvalho), nas análises dos dados (Pedro Eisenlohr, Leandro Juen, Divino Silvério e Leandro Maracahipes), e aos que contribuíram com sugestões importantíssimas para a elaboração da dissertação (Eddie Lenza e Beatriz Marimon). Somos uma equipe e juntos somos mais fortes, contem sempre comigo.

Ao meu orientador Dr. Eddie Lenza que nunca mediu esforços para me ajudar, sempre atencioso, prestativo e dedicado. Grande parte do meu crescimento intelectual eu dedico a você. Mais que um orientador, eu lhe considero um amigo, que jamais esquecerei.

Enfim, agradeço a todos que me ajudaram diretamente ou indiretamente na elaboração deste trabalho.

SUMÁRIO

RESUMO GERAL.....	vi
GENERAL SUMMARY.....	vii
Formatação	viii
Introdução Geral	1
Referências	4
CAPÍTULO 1- RESISTÊNCIA E RESILIÊNCIA DA VEGETAÇÃO LENHOSA SAVÂNICA DE CERRADO SOBRE AFLORAMENTOS ROCHOSOS APÓS A PASSAGEM DE FOGO	9
RESUMO	10
ABSTRACT	11
Introdução.....	12
Material e Métodos	14
Resultados	17
Discussão.....	27
Referências	31
CAPÍTULO 2- COMPARAÇÕES FLORÍSTICAS, ESTRUTURAIS E DE DINÂMICA PÓS-FOGO DA VEGETAÇÃO LENHOSA ENTRE CERRADO RUPESTRE E CERRADO TÍPICO, MATO GROSSO, BRASIL	38
RESUMO	39
ABSTRACT	39
Introdução.....	40
Material e Métodos	42
Resultados	45
Discussão.....	55
Referências	58
APÊNDICE 1	64

RESUMO: (Efeito do fogo sobre a dinâmica da vegetação lenhosa de um cerrado rupestre e cerrado típico, Mato Grosso, Brasil). As queimadas afetam de forma positiva ou negativa as comunidades vegetais em ambientes distintos. Neste sentido, objetivamos: 1. Comparar os parâmetros florísticos, estruturais e de dinâmica antes e depois da ocorrência de uma queimada acidental em um cerrado rupestre e; 2. Comparar esses mesmos parâmetros com uma comunidade de cerrado típico adjacente no Parque Municipal do Bacaba, Nova Xavantina-MT. Em janeiro de 2008 estabelecemos no cerrado rupestre 10 parcelas permanentes (20 x 50 m), paralelas e distantes 50 m entre si, e todos os indivíduos vivos e mortos com $DAS_{30cm} \geq 3$ cm foram identificados e medidos. Em setembro de 2008 ocorreu um incêndio acidental que atingiu quase toda a área do Parque. Em janeiro de 2009, adotando a mesma metodologia, estabelecemos 10 parcelas (20 x 50 m) no cerrado típico. O cerrado rupestre foi amostrado em cinco censos anuais, sendo um antes (2008) e quatro após a queimada (2009, 2010, 2011 e 2012), enquanto que o cerrado típico foi amostrado em dois censos após a queimada (2009 e 2012). No cerrado rupestre as mudanças ocorridas nos parâmetros florísticos e estruturais após a queimada não foram significativas. Em relação aos parâmetros de dinâmica da vegetação, observou-se balanço positivo entre densidade e área basal de recrutas sobre os mortos, recrutamento sobre mortalidade em termos de número de indivíduos, ganho sobre perda e tempo de meia vida sobre tempo de duplicação. Houve redução na densidade de indivíduos após a queimada, devido ao fogo ser mais prejudicial a indivíduos de pequeno porte. Desta forma, o cerrado rupestre está em processo de reposição, e apresenta resistência e alta resiliência às queimadas. No cerrado típico as taxas recrutamento também foram superiores as de mortalidade, tanto quanto, ganho sobre perda em área basal e tempo de meia vida sobre tempo de duplicação. Porém, a recuperação após a passagem do fogo foi mais intensa no cerrado típico, que apresentou maiores valores de recrutamento e ganho em área basal, inclusive nas classes diamétricas menores, além de menor tempo de duplicação em relação ao cerrado rupestre. Assim, apesar de ambas as fitofisionomias estarem em processo de reposição após a passagem de fogo, o cerrado típico está se recompondo mais rapidamente que o cerrado rupestre, sugerindo que os afloramentos rochosos no cerrado rupestre estariam limitando a recuperação pós-fogo da vegetação neste ambiente.

Palavras-chave: Queimadas, fitofisionomias, resistência, resiliência

GENERAL SUMMARY: (Effect of the fire on the dynamics of woody vegetation in rocky outcrops “cerrado rupestre” and typical savanna “cerrado típico”, Mato Grosso, Brazil). Fires affect positively or negatively the plant communities in different environments. In this sense, we aimed to: 1. Compare the parameters floristic, structural and dynamic before and after of the occurrence of an accidental burning in rocky outcrops savanna and; 2. Compare these parameters with a typical savanna community adjacent in Parque Municipal do Bacaba, Nova Xavantina, in eastern Mato Grosso. In January 2008 we established in rocky outcrops savanna 10 permanent plots (20 x 50 m), 50 m apart and parallel to each other, and all individuals living and dead with $DSH_{30cm} \geq 3$ cm were identified and measured. In September 2008 there was an accidental fire that hit almost the entire area of the Parque. In January 2009, adopting the same methodology, established 10 plots (20 x 50 m) in typical savanna. The rocky outcrops savanna was resampled in five annual censuses, being one before (2008) and four after the burning (2009, 2010, 2011 and 2012), while the savanna typical it was resampled in two censuses after the fire (2009 and 2012). In rocky outcrops savanna the changes in floristic and structural parameters after de burning were not significant. In relation to the dynamics of the vegetation, positive swinging was observed between density and basal area of recruits on dead, recruitment on mortality in terms of number of individuals, gain on loss and half-life on doubling time. There was reduction in the in the density of individuals after the burning due to fire is more harmful to small individuals. In this way, the rocky outcrops savanna be reset process, and shows resistance and high resilience to burning. In the typical savanna the rates were higher than the recruitment of mortality, as well as, gain and loss of half-life upon doubling time. However, the recovery was more intense in typical savanna, which had higher recruitment and gain in basal area, even in smaller diameter classes, plus shorter doubling over the rocky outcrops savanna. Thus, although both phytophysiognomies are in the process of replacement after the passage of fire, the typical savanna is recovering faster than the rocky outcrops savanna, suggesting that the outcrops were limited to post-fire recovery of vegetation in this environment.

Keywords: fires, phytophysiognomies, resistance, resilience

Formatação

A presente dissertação está dividida em dois artigos científicos. O primeiro trata da análise dos efeitos de uma queimada acidental sobre os parâmetros florísticos, estruturais e de dinâmica da vegetação lenhosa em cerrado rupestre durante o período de quatro anos (2008 - 2012), no Parque do Municipal do Bacaba, Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil. Com o intuito de avaliar as mudanças estruturais, florísticas e dinâmicas ao longo do tempo, determinando assim a resistência e a resiliência da vegetação lenhosa desta comunidade após a passagem de fogo.

O segundo capítulo tem como objetivo analisar e comparar os parâmetros florísticos, estruturais e de dinâmica entre sítios de cerrado rupestre e cerrado típico no período de três anos (2009-2012) após uma queimada acidental em setembro de 2008, no Parque Municipal do Bacaba, Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil. Afim de fornecer informações relativas a recomposição da vegetação lenhosa dos sítios aos efeitos provocados pela passagem de fogo.

Introdução Geral

O fogo é um dos distúrbios mais frequente no bioma Cerrado (Coutinho 1982; 1990; Hoffman 1999; Moreira 2000; Klink & Machado 2005) e de ocorrência histórica há pelo menos 32.000 anos no bioma Cerrado (Vicentini 1993). No Cerrado este distúrbio pode ser provocado tanto por causas naturais quanto antrópicas (Coutinho 1982; 1990; Hoffman 1999; Moreira 2000; Klink & Machado 2005). Queimadas naturais são geralmente provocadas por raios durante a estação chuvosa ou durante tempestades ocorridas nos meses de transição entre as estações seca e chuvosa, atingindo assim pequenas áreas, pois a propagação e intensidade das chamas são reduzidas pela presença de chuva (Ramos-Neto & Pivello 2000). Porém, quando provocadas pela ação humana esta é mais intensa e atinge extensas áreas, por ocorrer na estação seca onde há maior fonte de material combustível (Miranda *et al.* 1993; Ramos-Neto & Pivello 2000; Miranda & Sato 2005).

Vários trabalhos têm demonstrado a alta resistência (capacidade de resistir às ações imediatas do fogo) e resiliência (capacidade de recuperação) das espécies de Cerrado após a passagem de fogo (Sato & Miranda 1996; Silva *et al.* 1996; Coutinho 1990, Libano & Felfili 2006). Assim, as formações savânicas do bioma Cerrado são ecossistemas dependentes do fogo, por terem evoluído em sua presença (Hardesty *et al.* 2005; Simon *et al.* 2009; Pivello 2011). Desta forma, as espécies de formações savânicas do Cerrado adquiriram características morfológicas adaptativas (Silva & Miranda 1996; Hoffmann 2005; Hoffmann *et al.* 2012), que lhes permitem sobreviver ou regenerar rapidamente após passagem do fogo (Gignoux *et al.* 1997; Moreira 2000; Hoffmann 2005; Gottsberger & Silberbauer-Gottsberger 2006; Hoffmann *et al.* 2012). Por exemplo, presença de cortiça espessa nos troncos (Gignoux *et al.* 1997), garante a proteção dos tecidos internos das altas temperaturas (Silva & Miranda 1996; Hoffmann 2005; Gottsberger & Silberbauer-Gottsberger 2006; Hoffmann *et al.* 2012). Presença de órgãos subterrâneos bem desenvolvidos (Rizzini & Heringer 1962), como xilopódios, aumentam a capacidade de desenvolvimento da planta após a passagem de fogo (Coutinho 1990; Hoffmann 1998), devido ao acúmulo de carboidratos para rebrota (Hoffmann 2005). Ainda, a baixa exigência nutricional das plantas do Cerrado lhes confere maior capacidade de restabelecimento da cobertura vegetal após a passagem do fogo (Miranda *et al.* 2004). Além disso, algumas espécies apresentam mecanismos reprodutivos estimulados pela passagem de fogo, como a indução da floração (Munhoz & Felfili 2007; Ribeiro & Figueira 2011), frutificação (Conceição & Orr 2012), dispersão (Coutinho 1977), bem como a abertura

de frutos (Stokes *et al.* 2004), germinação e quebra da dormência de sementes (Coutinho 1990).

Entretanto, dependendo da frequência, intensidade e duração da queimada (Fiedler 2004; Ribeiro *et al.* 2012) a capacidade de sobrevivência e rebrota das espécies de Cerrado podem se tornar limitada. Por exemplo, queimadas anuais impedem o crescimento e a produção de cortiça das rebrotas (Medeiros & Miranda 2008) aumentando a taxa de mortalidade (Silva *et al.* 1996; Medeiros & Miranda 2008), devido indivíduos de menor porte serem mais sensíveis ao fogo (Sato & Miranda 1996). Queimadas mais intensas podem causar a morte da copa prejudicando, assim, o sucesso reprodutivo da planta (Hoffmann *et al.* 2009), diminuir o recrutamento (Hoffmann 2000), densidade, riqueza, diversidade de espécies lenhosas (Coutinho 1990) e alterar a composição florística (Woods 1989; Cochrane & Schulze 1999). Mudanças microclimáticas provocadas pelo fogo como aumento na incidência de luz (Pivello & Coutinho 1992; Wroblewski & Kauffman 2003) e temperatura no solo (Hoffmann 1996; Knox & Clarke 2006) podem também interferir nas taxas de sobrevivência das plantas.

Alguns estudos sugerem que a menor frequência de queimadas antrópicas manteria relativamente estável a estrutura da vegetação, e que a ausência total do fogo provocaria evolução estrutural de comunidades vegetais mais abertas (formações savânicas e campestres) para outras mais fechadas (formações florestais) (Coutinho 1982; 1990; Henriques & Hay 2002; Hoffmann & Moreira 2002; Durigan & Ratter 2006; Libano & Felfili 2006; Pinheiro, & Durigan 2009). Neste sentido, considerando que o fogo seja um dos fatores de seleção atuante em longo prazo nos ecossistemas savânicos, a supressão total deste seria tratada como um novo distúrbio (Spurr & Barnes 1980), por isso muitos estudiosos defendem o manejo do fogo visando à conservação da diversidade biológica do Cerrado (Coutinho 1990; Ramos-Neto & Pivello 2000; Miranda *et al.* 2004; Pivello 2005).

O Parque Municipal do Bacaba, localizado no município de Nova Xavantina no estado de Mato Grosso, é uma Unidade de Conservação protegida pela Lei Municipal nº 652 de 27/12/1995. Porém, até o momento não foram estabelecidas ações efetivas para o manejo desta área (Abad & Marimon 2008). Além disso, o uso indevido do fogo em propriedades particulares que fazem divisa com o Parque foi apontado como um dos fatores de degradação identificados no Parque Municipal do Bacaba por Abad & Marimon (2008). Desta forma, incêndios acidentais relativamente frequentes vêm ocorrendo nesta área segundo B.S. Marimon (comunicação pessoal), como aquele de julho de 2001 que danificou cerca de 40%

da área do Parque, o de julho de 2007 que atingiu as áreas internas do Parque, e por fim a queimada de setembro de 2008 que atingiu cerca de 90% do Parque. Esta última queimada atingiu formações florestais como cerradão e mata de galeria e formações savânicas, denominadas de cerrado sentido restrito. Entre as fitofisionomias de cerrado sentido restrito que foram queimadas no Parque, temos o cerrado rupestre que ocorre sobre solos rasos e afloramentos rochosos (Ribeiro & Walter 2008) em neossolos litólicos quartizíticos (Marimon *et al.* 1998; Marimon-Júnior & Haridasan 2005) e o cerrado típico que ocorre sobre solos profundos (Ribeiro & Walter 2008), em Cambissolos de relevo planos, distróficos, álicos e ácidos (Marimon-Júnior & Haridasan 2005).

Segundo Felfili *et al.* (2002), áreas de cerrado sentido restrito sobre solos profundos e relevos planos, como o cerrado típico do presente estudo, vem sendo cada vez mais suprimidas por atividades antrópicas, devido ser um ambiente propício para a agropecuária. Já os afloramentos rochosos presentes no cerrado rupestre, dificultam estas atividades (Klink & Machado 2005; Miranda *et al.* 2007). Assim, levando em consideração que áreas de cerrado rupestre apresentem estrutura e composição florística similares as de cerrado típico (Pinto *et al.* 2009; Gomes *et al.* 2011; Maracahipes *et al.* 2011; Santos *et al.* 2012), o cerrado rupestre pode atuar como um importante reservatório de espécies de cerrado sentido restrito (Gomes *et al.* 2011). No entanto, as queimadas atingem indiscriminadamente todas as fitofisionomias savânicas do Cerrado, podendo assim atuar como fator adicional de degradação ambiental e de redução da riqueza e diversidade da flora savânica, particularmente em função da elevada frequência das queimadas nas últimas décadas.

Levando em consideração a importância das áreas de cerrado rupestre e de cerrado típico para a conservação de espécies e do uso indiscriminado do fogo que ameaça estas fitofisionomias vegetais, é de essencial importância entendermos os efeitos do fogo sobre a dinâmica das comunidades vegetais, sejam eles positivos ou negativos, para assim indicar estratégias adequadas de manejo racional do fogo, visando à conservação biológica dessas fitofisionomias. Assim, o objetivo deste estudo foi avaliar o efeito de uma queimada acidental sobre os parâmetros florísticos, estruturais e de dinâmica da vegetação lenhosa em sítios de

Referências

- Abad, J.C.S. & Marimon, B.S. 2008. Caracterização e diagnóstico ambiental do Parque Municipal do Bacaba (Nova Xavantina, MT). Pp. 23-56. In: Santos, J.E. & Galbiati, C. (Orgs.). **Gestão e educação ambiental: água, biodiversidade e cultura**. São Carlos, RiMA.
- Cochrane, M.A. & Schulze, M.D. 1999. Fire as a recurrent event in tropical forests of the eastern Amazon: effects on forest structure, biomass, and species composition. **Biotropica** **31**:2-16.
- Coutinho, L.M. 1977. Aspectos ecológicos do fogo no cerrado. II – As queimadas e a dispersão de sementes em algumas espécies anemocóricas do estrato herbáceo arbustivo. **Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo** **5**: 57-64.
- Coutinho, L.M. 1982. Ecological effects of fire in Brazilian cerrado. **Ecological Studies** **42**: 273-291.
- Coutinho, L.M. 1990. Fire in the ecology of the Brazilian Cerrado. Pp. 85-105. In: Goldammer, J.G. (Ed.). **Fire in the tropical biota**. Berlin, Springer-Verlag.
- Conceição, A.A. & Orr, B.J. 2012. Post-fire flowering and fruiting in *Vellozia sincorana*, a caulescent rosette plant endemic to Northeast Brazil. **Acta Botanica Brasilica** **26**: 94-100
- Durigan, G. & Ratter, J.A. 2006. Successional changes in cerradão and cerrado/forest ecotonal vegetation in western São Paulo State, Brazil, 1962-2000. **Edinburgh Journal of Botany** **63**: 119-130.
- Felfili, J.M.; Nogueira, P.E.; Silva-Júnior, M.C.; Marimon, B.S. & Delitti, W.B.C. 2002. Composição florística e fitossociológica do cerrado sentido restrito no município de Água Boa-MT. **Acta Botanica Brasilica** **16**: 103-112.
- Fiedler, N.C.; Azevedo, I.N.C.; Rezende, A.V.; Medeiro, M.B. & Venturoili, F. 2004. Efeito de incêndios florestais na estrutura e composição Florística de uma área de cerrado *sensu stricto* na fazenda água Limpa-DF. **Revista Árvore** **28**: 129-138.
- Gignoux, J.; Clobert, J. & Menaut, J.C. 1997. Alternative fire resistance strategies in savanna trees. **Oecologia** **110**: 576 - 583.
- Gomes, L.; Lenza, E.; Maracahipes, L.; Marimon, B.S. & Oliveira, E.A. 2011. Comparações florísticas e estruturais entre duas comunidades lenhosas de cerrado típico e cerrado rupestre, Mato Grosso, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** **25**:865-875.
- Gottsberger, G. & Silberbauer-Gottsberger, I. 2006. **Life in the cerrado: a south American tropical seasonal ecosystem**. Reta Verlag.

- Hardesty, J.; Myers, R. & Fulks, W. 2005. Fire, ecosystems, and people: a preliminary assessment of fire as a global conservation issue. **The George Wright Forum** **22**: 78-87.
- Henriques, R.P.B. & J.D. Hay. 2002. Patterns and dynamics of plant populations. Pp. 140-178. In: Oliveira, P.S. & Marquis, R.S (Eds.). **Ecology and Natural History of a Neotropical savanna: The cerrados of Brazil**. The University of Columbia Press.
- Hoffmann, W.A. 1996. The effects of fire and cover on seedling establishment in a neotropical savanna. **Journal of Ecology** **84**: 383-393.
- Hoffmann, W.A. 1999. Fire and population dynamics of woody plants in a neotropical savanna: matrix model projections. **Ecology** **80**: 1354-1369.
- Hoffmann, W.A. 1998. 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.
- Hoffmann, W.A. 2000. Post-establishment seedling success of savanna and forest species in the Brazilian Cerrado. **Biotropica** **32**: 62-69.
- Hoffmann, W.A. 2005. Ecologia comparativa de espécies lenhosas de cerrado e mata. In: Scariot, A.; Sousa-Silva, J.C. & Felfili, J.M. (Eds.). **Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação, ministério do meio ambiente**. Departamento de Ecologia Universidade de Brasília. DF.
- Hoffmann, W.A.; Adasme, R.; Haridasan, M.; Carvalho, M.T.; Geiger, E.L.; Pereira, M.A.B.; Gotsch, S.G. & Franco, A.C. 2009. Tree topkill, not mortality, governs the dynamics of savanna–forest boundaries under frequent fire in central Brazil. **Ecology** **90**: 1326-1337.
- Hoffmann, W.A. & Moreira, A. 2002. The role of fire in population dynamics of woody plants. Pp. 159-177. In: Oliveira, P.S. & Marquis, R. (Eds.). **Ecology and Natural History of a Neotropical savanna: The cerrados of Brazil**. The University of Columbia Press.
- Hoffmann, W.A.; Geiger, E.L.; Gotsch, S.G; Rossatto, D.R.; Silva, L.C.R.; Lau, O.L.; Haridasan, M. & Franco, A.C. 2012. Ecological thresholds at the savanna-forest boundary: how plant traits, resources and fire govern the distribution of tropical biomes. **Ecology Letters** **15**: 759-768.
- Klink, C.A. & Machado, R.B. 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. **Conservation Biology** **19**: 707-713.
- Knox, K.J.E. & Clarke, P.J. 2006. Fire season and intensity affect shrub recruitment in temperate sclerophyllous woodlands. **Oecologia** **149**: 730-739.

- Libano, A.M. & Felfili, J.M. 2006. 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**: 927-936.
- Maracahipes, L.; Lenza, E.; Marimon, B.S.; Oliveira, E.A.; Pinto, J.R.R. & Marimon-Junior, B.H. 2011. Estrutura e composição florística da vegetação arbustivo-arbórea de um cerrado rupestre na transição Cerrado-Floresta Amazônica, Mato Grosso, Brasil. **Biota Neotropica** **11**: 133-141.
- Marimon, B.S.; Varella, R.F. & Marimon-Junior, B.H. 1998. Fitossociologia de uma área de cerrado de encosta em Nova Xavantina, Mato Grosso. **Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer** **3**: 82-101.
- Marimon-Junior, B.H. & Haridasan, M. 2005. Comparação da vegetação arbórea e características edáficas de um cerradão e um cerrado *sensu stricto* em áreas adjacentes sobre solo distrófico no leste de Mato Grosso, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** **19**: 913-926.
- Medeiros, M.B. & Miranda, H.S. 2005. Mortalidade pós-fogo em espécies lenhosas de campo sujo submetido a três queimadas prescritas anuais. **Acta Botanica Brasilica** **19**: 493-500.
- Miranda, A.C.; Miranda, H.S.; Dias, I.F.O. & Dias, B. F. S. 1993. Soil and air temperatures during prescribed Cerrado fires in Central Brazil. **Journal of Tropical Ecology** **9**: 313-320.
- Miranda, H.S. & Sato, M.N. 2005. Efeito do fogo na vegetação lenhosa do Cerrado. Pp. 95-103. In: Scariot, A.; Sousa-Silva, J.C. & Felfili, J.M. (Eds.). **Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação, ministério do meio ambiente**. Departamento de Ecologia Universidade de Brasília. DF.
- Miranda, H.S.; Sato, M.N.; Andrade, S.M.A.; Haridasan, M. & Morais, H.C. 2004. Queimadas de Cerrado: caracterização e impactos. Pp. 69-123. In: L.M.S. Aguiar & A.J.A. Camargo (Eds.). **Cerrado: ecologia e caracterização**, Embrapa Cerrados, Planaltina.
- Miranda, S.C.; Silva-Júnior, M.C. & Salles, L.A. 2007. A Comunidade lenhosa do cerrado rupestre na Serra Dourada, Goiás. **Heringeriana** **1**: 43-53.
- Moreira, A.G. 2000. Effects of fire protection on savanna structure in Central Brazil. **Journal of Biogeography** **27**: 1021-1029.

- Munhoz, C.B.R. & Felfili, J.M. 2007. Reproductive phenology of an herbaceous-subshrub layer of a Savannah (Campo Sujo) in the cerrado biosphere reserve I, Brazil. **Brazilian Journal of Biology** **67**: 631-637.
- Pinheiro, E.S. & Durigan, G. 2009. Dinâmica espaço-temporal (1962-2006) das fitofisionomias em unidade de conservação do Cerrado no sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica** **32**: 441-454.
- Pinto, J.R.R.; Lenza, E. & Pinto, A.S. 2009. Composição florística e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea em um cerrado rupestre, Cocalzinho de Goiás, Goiás. **Revista Brasileira de Botânica** **32**: 23-32.
- Pivello, V.R. 2005. Manejo de fragmentos de Cerrado: princípios para a conservação da biodiversidade. Pp. 401-413. In: A. Scariot; J.C. Souza-Silva & J.M. Felfili (Orgs.). **Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação**. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
- Pivello, V.R. 2011. The use of fire in Brazil: past and present. **Fire ecology** **7**: 24-39.
- Pivello, V.R. & Coutinho, L.M. 1992. Transfer of macro-nutrients to the atmosphere during experimental burnings in an open cerrado (Brazilian savanna). **Journal of Tropical Ecology** **8**: 487-497.
- Ramos-Neto, M.B. & Pivello, V.R. 2000. Lightning fires in a Brazilian savanna national park: rethinking management strategies. **Environmental Management** **26**: 675-684.
- Ribeiro, J.F. & Walter, B.M.T. 2008. As Principais Fitofisionomias do Bioma Cerrado. Pp.151-199. In: Sano, S.M.; Almeida, S.P. & Ribeiro, J.P. (Eds.). **Cerrado: ecologia e flora**. Planaltina, Embrapa.
- Ribeiro, M.C. & J.E.C. Figueira. 2011. Uma abordagem histórica do fogo no Parque Nacional da Serra do Cipó, Minas Gerais – Brasil. **Biodiversidade Brasileira** **1**: 212-227.
- Ribeiro, M.N.; Sanchez, M.; Pedroni, F. & Peixoto, K.S. 2012. Fogo e dinâmica da comunidade lenhosa em cerrado *sentido restrito*, Barra do Garças, Mato Grosso. **Acta Botanica Brasilica** **26**: 203-217.
- Ramos-Neto, M.B. & Pivello, V.R. 2000. Lightning fires in a Brazilian savanna National Park: rethinking management strategies. **Environmental Management** **26**: 675-684.
- Rizzini, C.T. & Heringer, E.P. 1962. Studies on the underground organs of trees and shrubs from some southern Brazilian savannas. **Anais da Academia Brasileira de Ciências** **34**: 235-247.

- Santos, T.R.R.; Pinto, J.R.R. & Lenza, E. 2012. Floristic relationships of the woody component in rocky outcrops savanna areas in Central Brazil. **Flora** **207**: 541-550.
- Sato, M.N. & Miranda, H.S. 1996. Mortalidade de plantas lenhosas do cerrado *sensu stricto* submetidas a diferentes regimes de queimada. , Pp.102- 111. In: Miranda, H.S.; Saito, C.O. & Dias, B.F.S. (Eds.). **Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga**. Universidade de Brasília, Brasília.
- Silva, E.P.R. & Miranda, H.S. 1996. Temperatura do câmbio de espécies lenhosas do cerrado durante queimadas prescritas. Pp.253-257. In: Pereira, R.C. & Nasser L.C.B. (Eds.). **Biodiversidade e Produção Sustentável de Alimentos e Fibras nos Cerrados**. Proceedings of the VIII Simpósio sobre o Cerrado. Embrapa, Brasília.
- Silva, G.T.; Sato, M.N. & Miranda, H.S. 1996. Mortalidade de plantas lenhosas em um campo sujo de cerrado submetido a queimadas prescritas. Pp. 93- 101. In: Miranda, H.S.; Saito, C. O. & Dias, B. F. S. (Eds.). **Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga**. Universidade de Brasília. Brasília, DF.
- Simon, M.F.; Grether, R.; de Queiroz, L.P.; Skema, C.; Pennington, R.T. & Hughes, C. E. 2009. Recent assembly of the Cerrado, a neotropical plant diversity hotspot, by in situ evolution of adaptations to fire. **Proceedments Natural Academic Science of USA** **106**: 20359-20364.
- Spurr, S.H. & Barnes, B.V. 1980. **Forest ecology**. John Wiley and Sons Inc., New York.
- Stokes, K.E.; Allchin, A.E.; Bullock, J.M. & Watkinson, A.R. 2004. Population responses of *Ulex* shrubs to fire in a lowland heath community. **Journal of Vegetation Science** **15**: 505 - 514.
- Vicentini, K. R. C. F. 1993. **Análise palinológica de uma vereda em Cromínia-GO**. Tese de mestrado, Universidade de Brasília, Brasília, Brazil.
- Woods, P. 1989. Effects of logging, drought and fire on structure and composition of forests in Sabah, Malaysia. **Biotropica** **21**: 290-298.
- Wroblewski, D.W. & Kauffman, J.B. 2003. Initial effects of prescribed fire on morphology, abundance, and phenology of forbs in big sagebrush communities in southeastern Oregon. **Restoration Ecology** **11**: 82-90.

Resistência e resiliência da vegetação lenhosa savânica de Cerrado sobre afloramentos rochosos após a passagem de fogo

Revista para submissão: Flora (APÊNDICE 1)

Letícia Gomes^{a,*}, Leandro Maracahipes^b, Beatriz Schwantes Marimon^a, Simone Matias Reis^a,
Fernando Elias^c, Leonardo Maracahipes^a, Ben Hur Marimon-Júnior^a, Eddie Lenza^a

^a Universidade do Estado de Mato Grosso, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Caixa Postal 08, 78 690-000, Nova Xavantina, MT, Brasil.

^b Universidade Federal de Goiás, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, CP 131, 74 001-970, Goiânia, GO, Brasil.

^c Universidade do Estado de Mato Grosso, Departamento de Ciências Biológicas, Nova Xavantina, MT, Brasil, Caixa Postal 08, 78 690-000, Nova Xavantina, MT, Brasil.

* Autor para correspondência: leticiagomesbio@gmail.com

RESUMO

A forte estabilidade das comunidades savânicas do bioma Cerrado em relação às queimadas é amplamente reconhecida na literatura. Entretanto, pouco se sabe quanto ao efeito do fogo sobre a resistência e a resiliência de formações savânicas sobre afloramentos rochosos, localmente chamadas de “cerrado rupestre”. Testamos hipótese de que os parâmetros, florísticos, estruturais e de dinâmica de uma comunidade arbustivo-arbórea do cerrado rupestre apresentam alta estabilidade à queimada. Estabelecemos dez parcelas de 20 m x 50 m dentro das quais amostramos, a vegetação lenhosa (plantas com diâmetro do tronco a 30 cm do solo ≥ 3 cm) antes (2008) e depois (2009, 2010, 2011 e 2012) de uma queimada acidental ocorrida em setembro de 2008. Houve mudanças não significativas na riqueza e composição de espécies. As densidades e área basal reduziram após a queimada e tenderam a se elevar entre 1 e 4 anos após a passagem do fogo. A taxa de recrutamento foi superior a de mortalidade, tanto quanto, as taxa de ganho em área basal sobre as de perda e tempo de meia vida sobre o tempo de duplicação. As mudanças nos parâmetros florísticos e estruturais não foram significativas ($p > 0,05$), com exceção da densidade dos indivíduos de menor porte. Concluímos que a comunidade de cerrado rupestre estudada está em processo de reposição e apresenta alta resistência e resiliência às queimadas, ou seja, forte estabilidade. Porém o período de tempo avaliado (~ quatro anos) não foi suficiente para a recuperação dos valores de densidade anteriores á queimada.

Palavras-Chave: Estabilidade, Queimada, Mortalidade, Recrutamento

SUMMARY

The strong stability of the Cerrado savanna communities in relation to fire is widely recognized in the literature. However, little is known about the effect of fire on the resistance and resilience of savanna formations on rocky outcrops, locally called "*cerrado rupestre*". We tested the hypothesis that the parameters, floristic, structural and dynamic of a community tree-shrub savannah rock show high stability burned. Established ten plots of 20 m x 50 m within which sampled the woody vegetation (plants with trunk diameter to 30 cm soil \geq 3 cm) before (2008) and after (2009, 2010, 2011 and 2012) of an accidental fire occurred in September 2008. There were no significant changes in richness and species composition. The density and basal area decreased after the fire and tended to rise between 1 and 4 years after the passage of fire. The recruitment rate was higher than mortality, as well as the rate of gain over the basal area and loss half-life of the doubling time. Changes in floristic and structural parameters were not significant ($p > 0.05$), except for the density of smaller individuals. We conclude that the *cerrado rupestre* studied is in the reset process and shows high resistance and resilience to fire, ie, strong stability. But the time period evaluated (~ four years) was not sufficient to recover the previous density values will burn.

Keywords: Stability, Burned, Mortality, Recruitment

Introdução

O fogo é um distúrbio frequente e com ocorrência histórica em formações savânicas do bioma Cerrado (Coutinho, 1982, 1990; Hoffman, 1999; Salgado-Labouriau et al., 1998; Moreira, 2000; Klink e Machado, 2005), devido à sazonalidade das chuvas (Miranda et al., 1996) e à elevada quantidade de material combustível do estrato herbáceo e gramíneo (Miranda et al., 1993, 1996; Miranda e Sato, 2005). Essas formações savânicas, também denominadas de cerrado sentido restrito (Ribeiro Walter, 2008), apresentam forte estabilidade em relação às queimadas, devido à alta capacidade de manter (resistência) e recuperar (resiliência) as propriedades florísticas e estruturais da vegetação após a passagem do fogo (Archer et al., 1996; Coutinho, 1990; Felfili, 2000). Neste sentido, muitas espécies de formações savânicas do Cerrado são tolerantes ao fogo (Moreira, 2000; Hoffmann, 2005; Hoffmann et al., 2012), pois apresentam características morfológicas adaptativas como troncos suberizados que fornecem proteção térmica contra temperaturas elevadas (Hoffmann, 2005; Hoffmann et al., 2012), maior investimento em biomassa de raízes (Hoffmann e Franco, 2003), que indica maior disponibilidade de carboidratos para rebrota (Hoffmann, 2005), órgãos subterrâneos, como xilopódios, capazes de se desenvolverem logo após a passagem de fogo (Coutinho, 1990; Hoffmann, 1998) e baixa exigência nutricional, que lhes conferem alta capacidade de restabelecimento da cobertura vegetal pós-fogo (Miranda et al., 2004).

Diferentes efeitos positivos das queimadas sobre comunidades vegetais do Cerrado têm sido descritos na literatura, como o aumento na disponibilidade de nutrientes no solo (Frost e Robertson, 1987), intensificação da floração (Munhoz e Felfili, 2007), da frutificação (Conceição e Orr, 2012), da dispersão (Coutinho, 1977) e germinação de sementes (Tothill, 1969). Entretanto, com o aumento da frequência, intensidade e duração da queimada, o fogo pode causar efeitos negativos (Fiedler et al., 2004; Ribeiro et al., 2012) como aumento nas taxas de mortalidade (Silva et al., 1996), principalmente nas classes de diâmetros menores (Sato e Miranda, 1996); diminuição do recrutamento de espécies lenhosas (Hoffmann, 2000), levando à redução da densidade, riqueza e diversidade de espécies (Coutinho, 1990); alterações na composição florística (Woods, 1989; Cochrane e Schulze, 1999; Moreira 2000); e aumento da abundância das gramíneas e do seu banco de sementes, que diminui a sobrevivência das plântulas das espécies lenhosas por competição (D'Antonio e Vitousek, 1992).

O cerrado rupestre é uma das fitofisionomias savânicas do Cerrado sujeitas às queimadas frequentes ocorre (Conceição e Pirani, 2005; Amaral et al., 2006; Neves e

Conceição, 2010; Gomes et al., 2011). Essa é uma fitofisionomia de cerrado sentido restrito (Ribeiro e Walter, 2008) que se estabelece em solos rasos e sobre afloramentos rochosos com relevo acentuado e movimentado, os quais são conhecidos como Neossolos Litólicos (Reatto et al., 2008). Estes ambientes são considerados de grande importância para a conservação de espécies do cerrado sentido restrito devido à sua elevada riqueza e endemismo de espécies vegetais (Oliveira-Filho e Fluminhan-Filho, 1999) e ao seu uso impeditivo para as atividades agropecuárias (Klink e Machado, 2005; Miranda et al., 2007), tornando-os importantes reservatórios de espécies (Gomes et al., 2011; Lenza et al., 2011; Santos et al., 2012).

O estudo dos parâmetros de dinâmica em comunidades vegetais, que se baseia principalmente nas taxas de mortalidade, recrutamento e crescimento (Oliveira-Filho et al., 1997; Corrêa e Van Den Berg, 2002; Henriques e Hay, 2002), é de essencial importância para uma avaliação detalhada das causas e consequências das mudanças ocorridas na comunidade vegetal ao longo do tempo (Schiavini et al., 1998), além de permitir inferências quanto as respostas futuras da vegetação em relação às mudanças climáticas globais (Condit et al., 1992). Porém, apenas recentemente têm sido desenvolvidos estudos mais sistemáticos sobre a composição florística e estrutural da vegetação dos cerrados rupestres (Amaral et al., 2006; Pinto et al., 2009; Miranda et al., 2007; Moura et al., 2007; Lima et al., 2010; Gomes et al., 2011; Lenza et al., 2011; Maracahipes et al., 2011; Abreu et al., 2012; Santos et al., 2012) e pouco se sabe sobre o efeito das queimadas sobre a resistência e a resiliência da vegetação lenhosa e sobre a periodicidade adequada do fogo nessa fitofisionomia. Esta falta de informações ocorre devido à dificuldade de se prever quando e onde as queimadas ocorrerão, impossibilitando esses estudos em larga escala.

Levando em consideração o aumento nas frequências das queimadas nas diferentes fitofisionomias do Cerrado nas últimas décadas, a importância biológica dos ambientes rupestres e a escassez de estudos, é essencial entender os efeitos do fogo sobre a dinâmica das comunidades vegetais, sejam eles positivos ou negativos, para assim indicar estratégias adequadas de manejo racional do fogo com vistas à conservação. Desta forma, o objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito do fogo sobre os parâmetros florísticos, estruturais e de dinâmica da vegetação lenhosa do cerrado rupestre, testando as seguintes hipóteses: I- Os parâmetros florísticos se mantêm com a passagem do fogo; II- Os parâmetros estruturais retornam ao estado pretérito à queimada e III- Os parâmetros de dinâmica da comunidade apresentam balanço positivo em favor da regeneração pós-fogo, devido às comunidades

lenhosas de cerrado sentido restrito apresentarem características morfológicas que lhes conferem resistência e resiliência aos distúrbios provocados pelo fogo.

Material e Métodos

Área de estudo

O Parque Municipal do Bacaba (14°41'S e 52°20'W), localizado no município de Nova Xavantina-MT, é uma Unidade de Conservação protegida pela Lei Municipal nº 652 de 27/12/1995 (Abad e Marimon, 2008). No entanto, segundo B.S. Marimon (comunicação pessoal), incêndios acidentais relativamente frequentes vêm ocorrendo nesta área, como os ocorridos em 2001, 2003 e 2008. Apesar dos dois primeiros incêndios terem atingido apenas uma parte do Parque, o terceiro atingiu cerca de 90% da área, incluindo fitofisionomias florestais como cerradão e mata de galeria e fitofisionomias savânicas, como o cerrado rupestre do presente estudo. O cerrado rupestre no Parque, ocorre sobre afloramentos rochosos quartzíticos, classificados como Neossolos Litólicos (Marimon et al., 1998; Marimon-Júnior e Haridasan, 2005) com altitudes variando entre 339 a 406 m. O clima da região é do tipo tropical de savana, Aw de acordo com a classificação de Köppen (Peel e McMahon, 2007), com dois períodos climáticos bem definidos: um seco e frio (de abril a setembro) e outro quente e chuvoso (de outubro a março) (Silva et al., 2008). A precipitação média anual está em torno de 1.520 mm e a temperatura média é de 24,8°C (Marimon-Junior e Haridasan, 2005; Abad e Marimon, 2008).

As parcelas de cerrado rupestre foram amostradas em janeiro de 2008 por Maracahipes et al. (2011) e em setembro do mesmo ano ocorreu uma queimada acidental que atingiu toda a área amostral. Adotando a mesma metodologia empregada por Maracahipes et al. (2011) reamostramos a vegetação em quatro censos anuais, sempre no mês de janeiro (anos de 2009, 2010, 2011 e 2012). Nos cinco censos, adotamos o método de parcelas permanentes, conforme proposto por Philip (1994), sendo estabelecidas 10 parcelas permanentes de 20 x 50 m (totalizando um hectare), distantes no mínimo 50 m entre si e dispostas perpendicularmente às encostas dos afloramentos. Tomamos as medidas do diâmetro de todos os indivíduos vivos e mortos com DAS_{30cm} (diâmetro à altura do solo) ≥ 3 cm. Identificamos o material botânico taxonomicamente por meio de comparações com o acervo do Herbário NX, *Campus* da UNEMAT de Nova Xavantina e por consulta a bibliografias especializadas. Adotamos o sistema APG III (2009) para classificação das famílias botânicas e conferimos a grafia dos

táxons na Lista de Espécies da Flora do Brasil 2013 (*in* <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2013>). Todo o material botânico reprodutivo coletado foi incorporado à coleção do Herbário NX.

Análise dos dados

Os parâmetros florísticos entre os censos foram avaliados a partir da matriz de abundância florística por parcela, através da ordenação da vegetação pela análise de DCA (*Detrended Correspondence Analysis*) (Kent e Coker, 1992; McCune e Grace, 2002). Para verificar diferenças entre os *scores* gerados pela DCA (eixo 1 e 2) utilizamos a Análise de Variância MANOVA (F) (*Multivariate ANalysis Of VAriance*) de medidas repetidas, seguida do teste *post hoc* de Tukey (Zar, 2010).

Os parâmetros estruturais foram avaliados através do cálculo da densidade (ind. ha^{-1}) e da área basal ($\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$) da comunidade por parcela em cada censo usando o programa Mata Nativa 2.0 (Cientec, 2006). A densidade e a área basal entre censos foram comparadas pela Análise de Variância (ANOVA) de medidas repetidas, seguida do teste *post hoc* de Tukey (Zar, 2010). Determinamos a estrutura horizontal da vegetação pelas distribuições de frequência dos indivíduos nas classes de diâmetro, com intervalos de classes calculados de acordo com a fórmula proposta por Spiegel (1976). Cada classe diamétrica foi comparada entre os censos através da MANOVA de medidas repetidas, seguida do teste *post hoc* de Tukey (Zar, 2010). Testamos também a associação entre o número de indivíduos mortos por parcelas no censo de 2009 (após a passagem do fogo) e as classes de diâmetros aplicando correlações de Spearman (Zar, 2010). Utilizamos o teste não paramétrico de Friedman (Fr) (Zar, 2010) para comparar as densidades de indivíduos por parcela entre os censos das espécies com densidade ≥ 20 em pelo menos um dos censos.

Calculamos os parâmetros de dinâmica da comunidade (Tabela 1) e avaliamos a densidade e a área basal dos indivíduos mortos e dos recrutas. Utilizamos o teste de Friedman para a comparação desses parâmetros entre os censos (Zar, 2010), sendo que as análises foram realizadas com o uso do programa R (R *Development Core Team* 2009) adotando nível de significância de 5%.

Tabela 1. Parâmetros para a comparação da dinâmica pós-fogo entre cinco censos anuais (2008 a 2012), no cerrado rupestre, Parque Municipal do Bacaba, Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil. t = tempo transcorrido entre os levantamentos, N_0 = número inicial de indivíduos, N_t = número final de indivíduos, N_m = número de indivíduos mortos, N_r = número de recrutas, AB_0 = área basal inicial, AB_t = área basal final, AB_m = área basal dos mortos, AB_r = área basal dos recrutas, AB_d = decremento em área basal, AB_g = incremento em área basal, Ln = logaritmo natural.

Parâmetros de dinâmica	Equação	Autor
Número de Indivíduos		
Taxas anuais médias de mortalidade (% ano ⁻¹)	$Mo = \{1 - [(N_0 - N_m)/N_0]^{1/t}\} \times 100$	Sheil et al. (1995, 2000)
Taxas anuais médias de recrutamento (% ano ⁻¹)	$Re = [1 - (1 - N_r/N_t)^{1/t}] \times 100$	Sheil et al. (1995, 2000)
Tempos de meia-vida (anos)	$T_{1/2 N} = Ln_{(1/2)} / Ln([(N_0 - N_m)/N_0]^{1/t})$	Lieberman et al. (1985)
Tempos de duplicação (anos)	$T_{2 N} = Ln_{(2)} / Ln([(N_0 + N_r)/N_0]^{1/t})$	Lieberman et al. (1985)
Tempo de reposição (<i>turnover</i>) (anos)	$Rep_N = ((T_{1/2 N} + T_{2 N})/2)$	Korning e Balslev (1994)
Estabilidade (anos)	$E_N = (T_{1/2 N} - T_{2 N})$	Korning e Balslev (1994)
Taxa de mudança líquida (% ano ⁻¹)	$Ch_N = [(N_t/N_0)^{1/t} - 1] \times 100$	Korning e Balslev (1994)
Área Basal		
Taxas anuais médias de perda (% ano ⁻¹)	$Pe = \{1 - [(AB_0 - AB_m - AB_d)/AB_0]^{1/t}\} \times 100$	Guimarães et al. (2008)
Taxas anuais médias de ganho (% ano ⁻¹)	$G = \{1 - [1 - (AB_r + AB_g)/AB_t]^{1/t}\} \times 100$	Guimarães et al. (2008)
Tempos de meia-vida (anos)	$T_{1/2 AB} = Ln_{(1/2)} / Ln([(AB_0 - AB_m)/AB_0]^{1/t})$	Lieberman et al. (1985)
Tempos de duplicação (anos)	$T_{2 AB} = Ln_{(2)} / Ln([(AB_0 + AB_r)/AB_0]^{1/t})$	Lieberman et al. (1985)
Tempo de reposição (<i>turnover</i>) (anos)	$Rep_{AB} = (T_{1/2 AB} - T_{2 AB})$	Korning e Balslev (1994)
Estabilidade (anos)	$E_{AB} = (T_{1/2 AB} - T_{2 AB})$	Korning e Balslev (1994)
Taxa de mudança líquida (% ano ⁻¹)	$Ch_{AB} = [(AB_t/AB_0)^{1/t} - 1] \times 100$	Korning e Balslev (1994)

Resultados

Parâmetros florísticos

A riqueza de espécies registrada em janeiro de 2008 (antes do fogo) (n = 85 espécies) diminuiu 8,2% logo após a queimada, em janeiro de 2009 (n = 78), e aumentou discretamente nos censos seguintes (2010= 80; 2011= 81; 2012= 81). No entanto, não houve diferenças significativas na composição florística entre os cinco censos ($F= 0,09$; $p = 0,99$), quando se comparou os *scores* da DCA, tanto para o eixo 1 (autovalor = 0,19) quanto para o eixo 2 (autovalor = 0,14). Ao longo dos cinco censos houve entradas e saídas de espécies (Tabela 2), sendo que *Aspidosperma subincanum* (um indivíduo em 2008), *Diospyros hispida* (dois), *Eugenia puniceifolia* (um), *Matayba guianensis* (um), *Myrcia multiflora* (dois) e *Peritassa campestris* (dois) desapareceram logo após a passagem do fogo (2009) e não reapareceram até o último censo (2012). Outras espécies desapareceram depois do fogo e reapareceram nos censos seguintes, como *Machaerium acutifolium* (um) e *Simarouba versicolor* (três). Já *Couepia grandiflora* e *Myrcia glazioviana* não estavam no primeiro censo, mas apareceram nos últimos.

Tabela 2. Densidade de indivíduos por espécie, antes (2008) e depois do fogo (2009, 2010, 2011 e 2012), no cerrado rupestre amostrados no Parque Municipal do Bacaba, Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil. Valores seguidos por letras diferentes indicam diferenças significativas ($p \leq 0,05$) na densidade entre os censos pelo teste de Friedman (densidade ≥ 20). As espécies estão ordenadas por: * = espécie prejudicada, ** = resiliente, *** = resistente, **** = favorecida.

Espécie	Família	Densidade				
		2008	2009	2010	2011	2012
<i>Davilla elliptica</i> A.St.-Hil.*	Dilleniaceae	80 ^a	56 ^{a,b}	53 ^{a,b}	50 ^{a,b}	51 ^b
<i>Erythroxylum engleri</i> O.E.Schulz *	Erythroxylaceae	21 ^c	4 ^{b,c}	3 ^{a,b}	4 ^a	5 ^a
<i>Erythroxylum suberosum</i> A .St .-Hil. *	Erythroxylaceae	539 ^a	240 ^b	240 ^b	227 ^b	270 ^b
<i>Erythroxylum tortuosum</i> Mart. *	Erythroxylaceae	137 ^a	32 ^b	34 ^b	29 ^b	45 ^b
<i>Eugenia aurata</i> O.Berg*	Myrtaceae	131 ^a	77 ^b	77 ^b	71 ^b	75 ^b
<i>Guapira graciliflora</i> (Mart. ex Schmidt) Lundell *	Nyctaginaceae	25 ^a	15 ^{a,b}	13 ^{a,b}	12 ^{a,b}	13 ^b
<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne *	Fabaceae	68 ^a	40 ^c	44 ^{,bc}	51 ^b	55 ^b
<i>Mezilaurus crassiramea</i> (Meisn.) Taub. ex Mez *	Lauraceae	26 ^a	18 ^b	18 ^b	18 ^b	17 ^b
<i>Tachigali aurea</i> Tul. *	Fabaceae	81 ^a	59 ^b	61 ^b	61 ^b	63 ^b
<i>Vatairea macrocarpa</i> (Benth.) Ducke *	Fabaceae	243 ^a	126 ^e	141 ^d	174 ^c	231 ^b
<i>Vellozia squamata</i> Pohl *	Velloziaceae	40 ^c	22 ^c	22 ^c	27 ^b	31 ^a
<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth. **	Fabaceae	112 ^a	59 ^c	61 ^{b,c}	69 ^{a,b}	87 ^a
<i>Dipteryx alata</i> Vogel **	Fabaceae	49 ^a	44 ^{ab}	42 ^b	46 ^{a,b}	50 ^a
<i>Eriotheca gracilipes</i> (K.Schum.) A.Robyns **	Malvaceae	24 ^{a,b,c}	16 ^c	17 ^{b,c}	22 ^{a,b}	22 ^a
<i>Heteropterys byrsonimifolia</i> A.Juss. **	Malpighiaceae	176 ^a	84 ^d	94 ^c	104 ^b	141 ^a
<i>Kielmeyera rubriflora</i> Cambess. **	Clusiaceae	381 ^a	148 ^d	183 ^c	288 ^b	403 ^a
<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil. **	Lythraceae	76 ^{a,b}	45 ^c	46 ^{b,c}	57 ^{a,b}	66 ^a

Tabela 3. (Continuação)

<i>Myrcia lanuginosa</i> O.Berg **	Myrtaceae	77 ^a	36 ^b	36 ^b	43 ^b	62 ^a
<i>Plathymenia reticulata</i> Benth. **	Fabaceae	26 ^{a,b}	17 ^b	21 ^{a,b}	26 ^a	26 ^a
<i>Pseudobombax longiflorum</i> (Mart. & Zucc.) A.Robyns **	Malvaceae	145 ^a	75 ^c	75 ^c	118 ^b	148 ^a
<i>Pterodon pubescens</i> (Benth.) Benth. **	Fabaceae	36 ^a	28 ^b	27 ^b	34 ^a	38 ^a
<i>Qualea multiflora</i> Mart. **	Vochysiaceae	57 ^a	41 ^b	38 ^b	41 ^b	55 ^a
<i>Qualea parviflora</i> Mart. **	Vochysiaceae	323 ^a	275 ^b	288 ^b	300 ^b	313 ^a
<i>Syagrus comosa</i> (Mart.) Mart. **	Arecaceae	7 ^b	5 ^{ab}	5 ^a	18 ^{a,b}	20 ^{a,b}
<i>Syagrus flexuosa</i> (Mart.) Becc. **	Arecaceae	99 ^{a,b}	76 ^{b,c}	66 ^c	92 ^a	95 ^a
<i>Tocoyena formosa</i> (Cham. & Schltdl.) K.Schum. **	Rubiaceae	34 ^{a,b}	21 ^b	23 ^{a,b}	29 ^a	28 ^a
<i>Anacardium occidentale</i> L. ***	Anacardiaceae	99 ^a	91 ^a	95 ^a	97 ^a	97 ^a
<i>Arrabidaea cinnamomea</i> (A. DC.) Sandwith ***	Bignoniaceae	41 ^a	24 ^a	20 ^a	27 ^a	27 ^a
<i>Aspidosperma macrocarpon</i> Mart. ***	Apocynaceae	32 ^a	29 ^a	29 ^a	28 ^a	25 ^a
<i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart. ***	Apocynaceae	31 ^a	27 ^a	27 ^a	25 ^a	25 ^a
<i>Byrsonima coccolobifolia</i> Kunth ***	Malpighiaceae	26 ^a	17 ^a	18 ^a	16 ^a	15 ^a
<i>Leptolobium dasycarpum</i> Vogel ***	Fabaceae	87 ^a	41 ^a	38 ^a	36 ^a	43 ^a
<i>Magonia pubescens</i> A.St.-Hil. ***	Sapindaceae	42 ^a	35 ^a	34 ^a	31 ^a	33 ^a
<i>Mimosa laticifera</i> Rizzini & A.Mattos ***	Fabaceae	21 ^a	6 ^a	6 ^a	8 ^a	13 ^a
<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc. ****	Clusiaceae	20 ^{b,c}	12 ^c	12 ^c	19 ^{a,b}	21 ^a
<i>Qualea grandiflora</i> Mart. ****	Vochysiaceae	19 ^b	16 ^b	17 ^b	18 ^{a,b}	21 ^a
<i>Aspidosperma subincanum</i> Mart.	Apocynaceae	1	-	-	-	-
<i>Diospyros hispida</i> A.DC.	Ebenaceae	2	-	-	-	-
<i>Eugenia puniceifolia</i> (Kunth) DC.	Myrtaceae	1	-	-	-	-

Tabela 3. (Continuação)

<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	Sapindaceae	1	-	-	-	-
<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.	Myrtaceae	2	-	-	-	-
<i>Peritassa campestris</i> (Cambess.) A.C.Sm.	Celastraceae	2	1	1	-	-
<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	Fabaceae	1	-	-	1	1
<i>Simarouba versicolor</i> A.St.-Hil.	Simaroubaceae	3	-	1	1	1
<i>Couepia grandiflora</i> (Mart. & Zucc.) Benth.	Chrysobalanaceae	-	-	-	1	1
<i>Myrcia glazioviana</i> Kiaersk.	Myrtaceae	-	-	1	1	1
<i>Agonandra brasiliensis</i> Miers ex Benth. & Hook.f.	Opiliaceae	18	14	15	14	16
<i>Andira cujabensis</i> Benth.	Fabaceae	7	7	7	7	7
<i>Annona coriacea</i> Mart.	Annonaceae	6	3	3	4	5
<i>Antonia ovata</i> Pohl	Loganiaceae	11	3	3	3	3
<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott	Anacardiaceae	10	7	7	8	8
<i>Diplopterys pubipetala</i> (A. Juss.) W.R. Anderson & C. Davis	Malpighiaceae	6	4	5	5	5
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	Fabaceae	17	12	11	11	11
<i>Brosimum gaudichaudii</i> Trécul	Moraceae	1	1	1	1	1
<i>Buchenavia tomentosa</i> Eichler	Combretaceae	3	3	3	3	3
<i>Byrsonima pachyphylla</i> A.Juss.	Malpighiaceae	17	15	15	16	14
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Salicaceae	9	1	1	1	3
<i>Connarus suberosus</i> Planch.	Connaraceae	16	4	4	3	4
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Fabaceae	1	1	1	1	1
<i>Cordia elliptica</i> (Cham.) Kuntze	Rubiaceae	3	2	2	2	1
<i>Cordia sessilis</i> (Vell.) Kuntze	Rubiaceae	19	15	16	16	16
<i>Curatella americana</i> L.	Dilleniaceae	6	5	5	5	5
<i>Cybistax antisiphilitica</i> (Mart.) Mart.	Bignoniaceae	2	2	2	2	2
<i>Dimorphandra mollis</i> Benth.	Fabaceae	5	1	1	5	6

Tabela 3. (Continuação)

<i>Emmotum nitens</i> (Benth.) Miers	Emmotaceae	2	2	2	2	2
<i>Erythroxylum testaceum</i> Peyr.	Erythroxylaceae	5	1	2	1	1
<i>Eugenia gemmiflora</i> O.Berg	Myrtaceae	12	6	6	6	9
<i>Eugenia glazioviana</i> Kiaersk.	Myrtaceae	11	8	7	6	6
<i>Ferdinandusa elliptica</i> (Pohl) Pohl	Rubiaceae	1	1	1	1	1
<i>Hancornia speciosa</i> Gomes	Apocynaceae	1	1	1	2	2
<i>Heisteria ovata</i> Benth.	Olcaceae	3	2	2	2	2
<i>Himatanthus obovatus</i> (Müll.Arg.) Woodson	Apocynaceae	12	4	7	8	11
<i>Jacaranda brasiliana</i> (Lam.) Pers.	Bignoniaceae	6	6	6	6	6
<i>Luetzelburgia praecox</i> (Harms) Harms	Fabaceae	5	5	5	5	5
<i>Mouriri elliptica</i> Mart.	Melastomataceae	16	11	11	10	10
<i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.	Myrtaceae	5	4	4	3	3
<i>Neea theifera</i> Oerst.	Nyctaginaceae	7	6	6	6	6
<i>Ouratea hexasperma</i> (A.St.-Hil.) Baill.	Ochnaceae	5	3	3	2	4
<i>Ouratea spectabilis</i> (Mart.) Engl.	Ochnaceae	19	13	12	10	9
<i>Plenckia populnea</i> Reissek	Celastraceae	1	1	1	1	2
<i>Pouteria gardneri</i> (Mart. & Miq.) Baehni	Sapotaceae	6	6	6	6	6
<i>Pouteria ramiflora</i> (Mart.) Radlk.	Sapotaceae	6	4	4	4	4
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	Burseraceae	2	2	2	2	2
<i>Rourea induta</i> Planch.	Connaraceae	18	5	5	5	7
<i>Salvertia convallariodora</i> A.St.-Hil.	Vochysiaceae	9	9	9	9	10
<i>Strychnos pseudoquina</i> A.St.-Hil.	Loganiaceae	1	1	1	1	1
<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook.f. ex S.Moore	Bignoniaceae	13	12	12	12	12
Total		3.767	2.171	2.244	2.537	2.966

Parâmetros estruturais

A área basal (2008 = 15,72; 2009= 13,0; 2010 = 13,66; 2011 = 14,64 e 2012 = 15,17) não diferiu entre os cinco censos ($F = 2,44$, $p = 0,06$), já à densidade (ano 2008 = 3.767; 2009 = 2.171; 2010 = 2.244; 2011 = 2.537 e 2012 = 2.966) houve diferença significativa ($F = 14,45$, $p < 0,001$) (Figura 1), com redução inicial a partir de 2009, sem que a densidade e a área basal no último censo retornassem aos valores anteriores à queimada.

As distribuições dos indivíduos nas classes diamétricas diferiram entre os censos ($F = 18,044$, $p < 0,001$). Essas diferenças se deram particularmente em função das mais altas densidades de indivíduos na menor classe diamétrica em 2008. Entre 2009 e 2012 houve aumento na densidade nas classes menores, sem que essas atingissem os valores anteriores à queimada na primeira classe diamétricas (Figura 2). Além disso, a densidade de indivíduos mortos em 2009 (após a passagem do fogo) apresentou correlação negativa com as classes de diâmetro (Correlação de Spearman, $r_s = -0,84$; $p < 0,05$), de forma que houve maior frequência de indivíduos mortos nas menores classes de diâmetro após a passagem do fogo.

Entre as 36 espécies selecionadas pela abundância (≥ 20 indivíduos) (Tabela 2), 11 (30,6% do total) reduziram significativamente ($p \leq 0,05$) o número de indivíduos com a passagem do fogo (Tabela 3), e assim as classificamos como espécies sensíveis a esta perturbação. Outras 15 espécies (41,7%) tiveram sua densidade reduzida logo após o fogo (2009), mas se recuperaram no último censo (2012), sendo assim as classificamos como resilientes. Oito espécies (22,2%) não apresentaram alteração significativa em seu número de indivíduos e as classificamos como resistentes. Apenas duas espécies (5,6%) aumentaram a densidade e, assim, as classificamos como favorecidas.

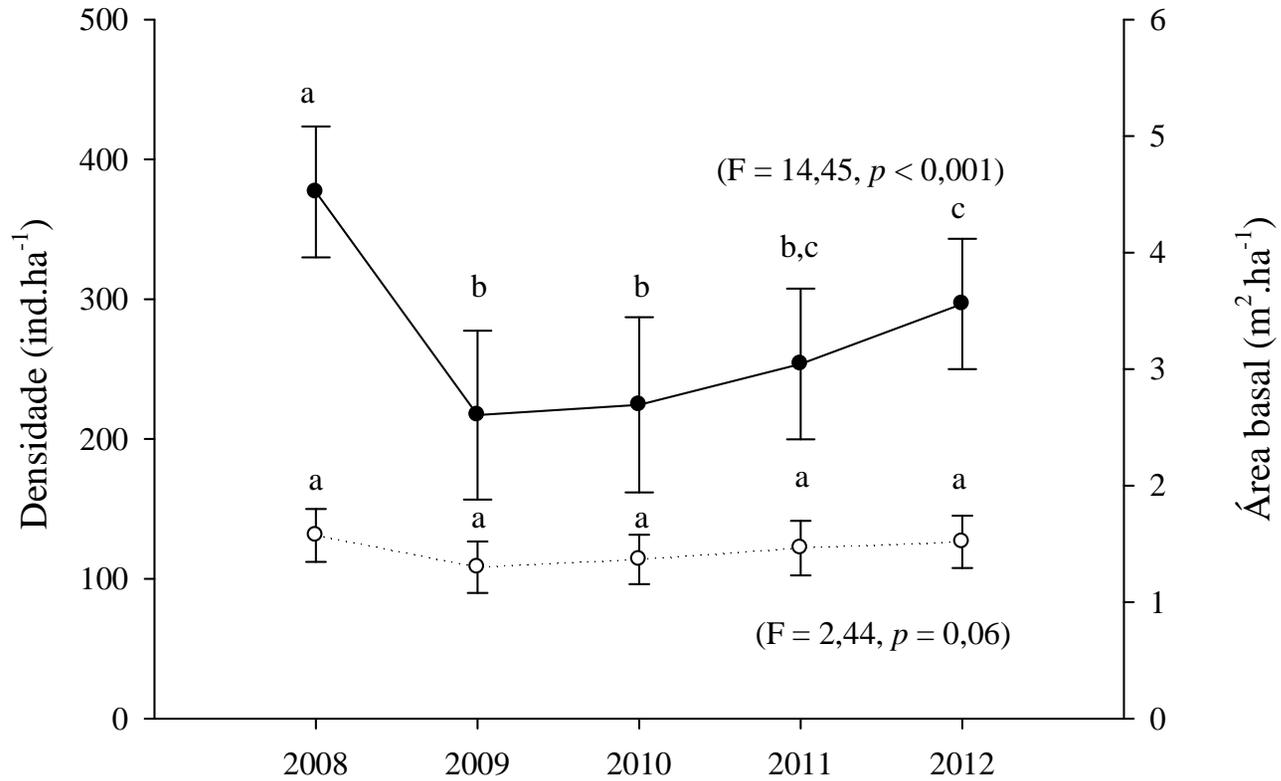


Fig. 1. Densidade e área basal média de indivíduos, antes (2008) e depois do fogo (2009, 2010, 2011 e 2012), no cerrado rupestre amostrados no Parque Municipal do Bacaba, Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil. Onde: ● = Densidade e ○ = Área basal. Letras diferentes indicam diferenças significativas ($p \leq 0,05$) entre os censos pelo teste *post hoc* de Tukey.

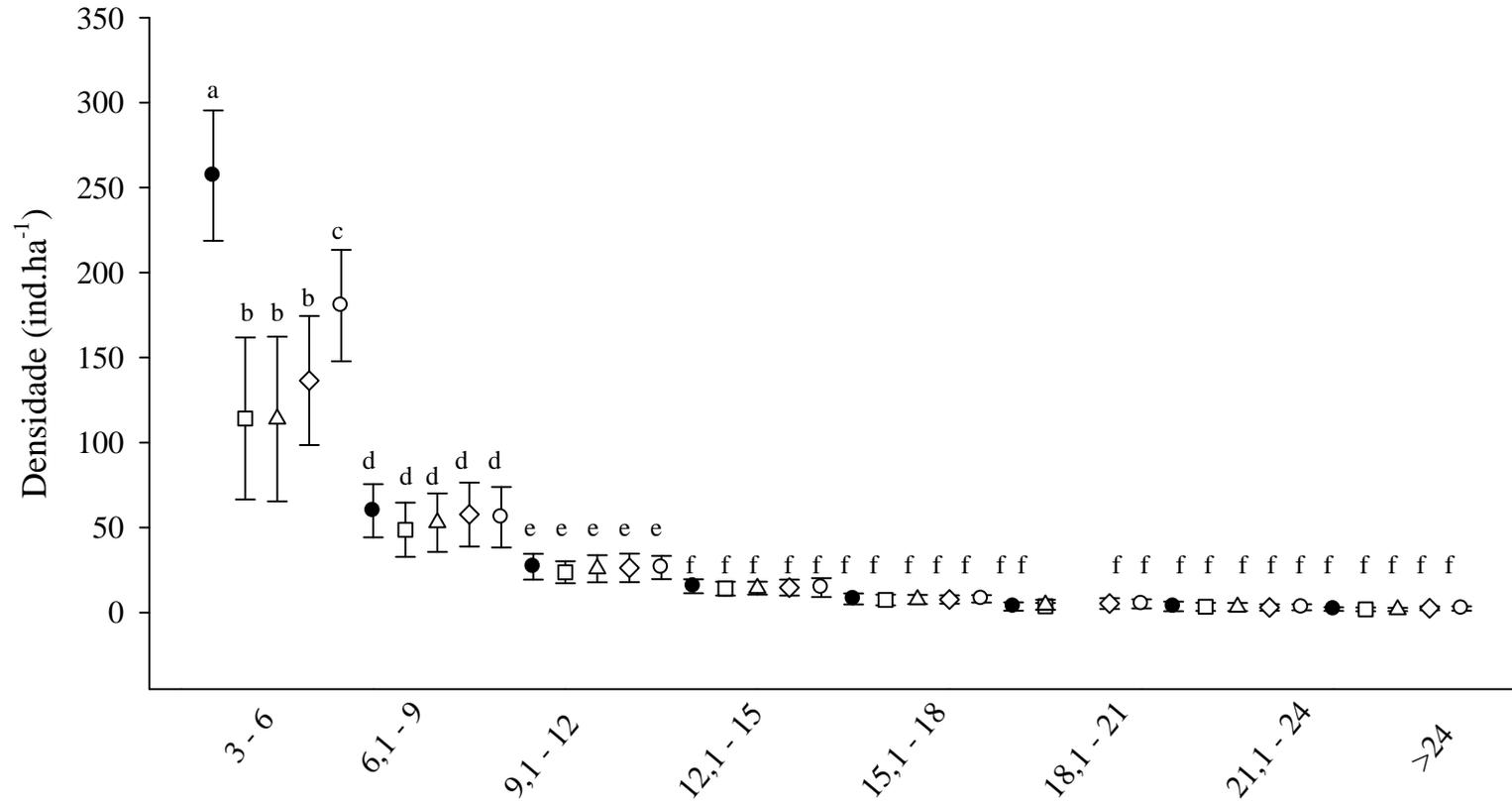


Fig. 2. Distribuição diamétrica (cm), antes (2008) e depois do fogo (2009, 2010, 2011 e 2012), no cerrado rupestre amostrados no Parque Municipal do Bacaba, Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil. Onde: ● = censo 2008, □ = 2009, △ = 2010, ◇ = 2011 e ○ = 2012. Letras diferentes indicam diferenças significativas ($p \leq 0,05$) entre os censos pelo teste *post hoc* de Tukey.

Parâmetros de dinâmica

A densidade e a área basal de indivíduos mortos foram significativamente mais altas no primeiro ano após a queimada em relação aos três anos seguintes (Tabela 3). Ao contrário da densidade, os valores da área basal dos recrutas foram mais baixos entre 2008 e 2009 e aumentaram significativamente nos intervalos seguintes. Com isso, a densidade e a área basal dos recrutas foram inferiores a dos mortos entre 2008 e 2009 e superiores entre os anos de 2009 e 2012. Essa inversão, a partir do segundo ano seguinte à queimada, fez com que as taxas de mortalidade fossem maiores no primeiro ano em relação aos três últimos censos, enquanto as taxas de recrutamento seguiram tendência contrária, ou seja, foram menores no primeiro ano e maiores nos três anos posteriores. Assim, apesar das altas taxas de mortalidade e baixas taxas de recrutamento imediatamente após a queimada, a partir do segundo ano, há aumento significativo no recrutamento e reduções significativas na mortalidade, levando a um balanço significativo e positivo entre mortalidade e recrutamento no quarto ano após a queimada.

Como consequência das maiores taxas de mortalidade e menores taxas de recrutamento observadas no primeiro ano após a queimada registramos nesse período os menores tempos de meia-vida e os maiores tempos de duplicação e de estabilidade, tanto em termos de densidade quanto em área basal (Tabela 3). Nos três intervalos seguintes o aumento no recrutamento e a redução na mortalidade elevaram significativamente os tempos de meia-vida e reduziram os tempos de duplicação e de estabilidade, promovendo balanço positivo entre esses parâmetros. Assim, entre dois e quatro anos após a queimada, houve tendência à recuperação da densidade e da biomassa perdida pela ação do fogo.

As mudanças temporais das maiores taxas de recrutamento sobre a de mortalidade, em termos de densidade e área basal, fizeram com que a taxa de mudança líquida negativa, entre 2008 e 2009, se transformasse em positiva nos intervalos seguintes (Tabela 3). Essas mudanças promoveram ainda, ao longo dos quatro anos de estudo, reduções gradativas e significativas no tempo de reposição. Por fim, promoveram maiores taxas de perda de área basal no primeiro ano após a queimada e maiores ganhos em área basal nos intervalos seguintes.

Tabela 3. Parâmetros de dinâmica da vegetação lenhosa do cerrado rupestre amostrada no Parque Municipal do Bacaba, Xavantina, Mato Grosso, Brasil. Fr = estatística do teste de Friedman e * = $p \leq 0,001$. Valores seguidos por letras diferentes indicam diferença significativa entre os anos pelo teste *post hoc* de Tukey.

Parâmetros de dinâmica	2008-2009	2009-2010	2010-2011	2011-2012	(Fr)
Número de indivíduos					
Recrutas (ind.ha ⁻¹)	47 ^c	177 ^b	415 ^a	514 ^a	18,1*
Mortos (ind.ha ⁻¹)	1.643 ^a	104 ^{b,c}	123 ^b	85 ^c	23,8*
Taxa anual média de mortalidade (% ano ⁻¹)	43,6 ^a	4,8 ^b	5,5 ^b	3,3 ^c	35,3*
Taxa anual média de recrutamento (% ano ⁻¹)	2,2 ^c	7,9 ^b	16,4 ^a	17,3 ^a	17,5*
Tempo de meia-vida (anos)	1,2 ^c	14,1 ^b	12,3 ^b	20,3 ^a	35,3*
Tempo de duplicação (anos)	55,9 ^a	8,8 ^b	4,1 ^c	3,8 ^c	17,5*
Tempo de reposição (<i>turnover</i>) (anos)	28,5 ^a	11,5 ^b	8,2 ^c	12 ^b	8,6*
Estabilidade (anos)	54,7 ^c	5,3 ^b	8,2 ^b	16,6 ^a	16,9*
Taxa de mudança líquida (% ano ⁻¹)	-42,4 ^c	3,4 ^b	13,1 ^a	16,9 ^a	33,2*
Área basal					
Recrutas (m ² .ha ⁻¹)	0,09 ^b	0,2 ^b	0,6 ^a	0,5 ^a	16,9*
Mortos (m ² .ha ⁻¹)	2,4 ^a	0,2 ^c	0,2 ^c	0,4 ^b	39,5*
Taxa anual média de perda (% ano ⁻¹)	15,5 ^a	1,6 ^c	1,8 ^b	3,2 ^b	48,7*
Taxa anual média de ganho (% ano ⁻¹)	0,9 ^b	1,7 ^b	4,4 ^a	3,9 ^a	17,8*
Tempo de meia-vida (anos)	4,4 ^c	46,7 ^a	41,9 ^a	23,5 ^b	27,9*
Tempo de duplicação (anos)	119,9 ^a	52,1 ^a	16,2 ^b	19,4 ^b	17,8*
Tempo de reposição (<i>turnover</i>) (anos)	62,2 ^a	49,4 ^a	29,1 ^b	21,5 ^b	7,7*
Estabilidade (anos)	115,5 ^c	5,3 ^b	25,7 ^a	4,1 ^{a,b}	8,9*
Taxa de mudança líquida (% ano ⁻¹)	-17,3 ^b	5,1 ^a	7,2 ^a	3,6 ^a	13,8*

Discussão

As mudanças na riqueza e composição de espécies provocadas pelo fogo na comunidade lenhosa do cerrado rupestre foram pequenas e não significativas. Reduções líquidas na riqueza de 4,7%, aproximadamente quatro anos após a queimada, são próximas àquelas registradas por outros autores em comunidades lenhosas de cerrado sentido restrito após a passagem do fogo, cujos valores variavam de 1,4 a 6,5% em diferentes intervalos (Ratter et al., 2003; Felfili et al., 2000; Lima et al., 2009; Ribeiro et al. 2012). Desta forma, as perdas de espécies pelas queimadas em comunidades savânicas são sempre baixas e transitórias (Aquino et al., 2007), devido ao evento de queimada eliminar apenas espécies com baixas densidades (Felfili et al., 2000; Libano e Felfili, 2006; Ribeiro et al., 2012). Esse foi o caso do presente estudo, no qual as espécies que desapareceram após a queimada apresentavam três ou menos indivíduos no censo anterior à passagem do fogo.

A alta porcentagem (69,4%) de espécies classificadas como resilientes, resistentes e favorecidas, as quais não tiveram suas densidades reduzidas entre o primeiro e último censo demonstram o potencial de resistência e resiliência das espécies de cerrado rupestre às queimadas. Desse modo, os resultados florísticos, tanto para as espécies menos abundantes quanto para aquelas mais abundantes, sugerem forte estabilidade e que as mudanças na estrutura da comunidade podem ocorrer independentemente das densidades, corroborando assim com outros estudos em formações savânicas do Cerrado (Coutinho, 1990; Archer et al., 1996; Sato e Miranda, 1996; Felfili, 2000; Hoffmann e Franco, 2003; Libano e Felfili, 2006; Aquino et al., 2007; Silva e Batalha, 2010; Ribeiro et al., 2012).

Embora a área basal da comunidade não tenha sido afetada significativamente, a densidade de indivíduos reduziu de maneira significativa logo após a passagem do fogo, devido à alta mortalidade, principalmente dos indivíduos com menores diâmetros, o que resultou no desbalanceamento da distribuição das frequências dos indivíduos nas classes de diâmetros da comunidade. Isso ajuda a explicar o fato de ter havido reduções significativas nas densidades, mas não na área basal entre 2008 e 2012, pois os indivíduos mortos pela queimada foram aqueles de menor porte, causando perdas menos evidentes da biomassa viva do que aquelas que observamos na densidade. Hoffmann e Solbrig (2003), Fiedler et al. (2004), Medeiros e Miranda (2005) e Ribeiro et al. (2012) também encontraram maior mortalidade nos indivíduos de menor porte em áreas de cerrado sentido restrito após a passagem de fogo. Os indivíduos menores são mais afetados pelo fogo por apresentarem cascas menos espessas, ausência de órgãos subterrâneos de reserva e por estarem expostos

a uma zona de maior temperatura durante a queimada (Miranda et al., 1993, 1996). Dessa forma, o porte dos indivíduos, aqui inferido em função do diâmetro mínimo de inclusão ($DAS_{30cm} \geq 3$), pode ser um fator determinante para sua sobrevivência.

Apesar da evidente redução da densidade no primeiro ano após a queimada, houve significativos e crescentes aumentos anuais a partir do segundo ano pós-fogo. Porém, mesmo decorridos quatro anos esses aumentos não atingiram os valores de densidade anterior à queimada. Assim, apesar da notável resiliência da comunidade ao fogo, quatro anos não foram suficientes para a vegetação recuperar a densidade pré-fogo. Pivello e Coutinho (1992) e Coutinho (1982), com base em nutrientes, estimaram de três a cinco anos como período mínimo de proteção ao fogo para recuperação da vegetação de cerrado sentido restrito. Ribeiro et al. (2012) também sugerem um intervalo igual ou superior a cinco anos, com base nos parâmetros de dinâmica da vegetação de cerrado sentido restrito. Desse modo, queimadas com frequências inferiores à quatro anos em comunidades de cerrado rupestre podem alterar a estrutura da vegetação por reduzir as densidades e excluir indivíduos de menor porte.

As elevadas densidades de indivíduos de menor porte (3 a 6 cm de diâmetro) no cerrado rupestre antes da queimada – e por isso mais susceptíveis à mortalidade pelo fogo – podem explicar as evidentes alterações causadas pelo fogo na estrutura da vegetação. Estudos com vegetação lenhosa em cerrado rupestre (Amaral et al., 2006; Pinto et al., 2009; Miranda et al., 2007; Moura et al., 2007; Lima et al., 2010; Gomes et al., 2011; Lenza et al., 2011; Santos et al., 2012; Abreu et al., 2012) adotam o diâmetro mínimo de inclusão maior ou igual a 5 cm à 30 cm do solo. Desse modo, sugerimos a adoção do diâmetro mínimo de 3 cm, em novos estudos que avaliem os efeitos da queimada sobre a vegetação lenhosa em cerrado rupestre.

Apesar da maior mortalidade, do menor recrutamento de indivíduos, da taxa de mudança líquida negativa (tanto para densidade quanto para área basal) e das maiores perdas e menores ganhos em área basal no primeiro ano após a passagem do fogo, essas tendências se inverteram a partir do segundo ano, resultando em um balanço positivo entre mortalidade e recrutamento. As maiores taxas de recrutamento e ganho, densidade e área basal dos recruta sobre as de mortalidade e perda, densidade e área basal dos mortos, somado à taxa de mudança líquida positiva, indicam que a comunidade está se recompondo (Corrêa e Van Den Berg, 2002). Mews et al. (2011) também encontraram balanço positivo entre as taxas de mortalidade e perda (4,01 e 0,68% ano⁻¹) com relação as taxas de

recrutamento e ganho (6,67 e 2,27% ano⁻¹), respectivamente, analisando um cerrado sentido restrito não sujeito à queimadas adjacente à área do presente estudo. Segundo Hoffmann e Moreira (2002), quando uma população não é exposta a queimadas em períodos superiores a três anos, a população tende a recrutar a taxas superiores a 5% ano⁻¹. Desta forma o balanço positivo entre mortalidade e recrutamento, juntamente com a alta taxa de recrutamento (17,3% ano⁻¹) e valores positivos da taxa de mudança líquida quatro anos após a queimada, sugerem novamente a recuperação (resiliência) da vegetação lenhosa do cerrado rupestre em resposta à queimada.

Segundo Lieberman et al. (1985), o aumento do tempo de meia-vida e a redução no tempo de duplicação, respectivamente, indicam que a comunidade levará mais tempo para reduzir as densidades pela metade e menos tempo para duplicar o número de indivíduos. Ainda, o maior tempo de estabilidade indica que será necessário maior tempo para que a comunidade mantenha um número menos variável de indivíduos (Korning e Balslev, 1994). Com base nessas afirmações, notamos que a passagem do fogo no cerrado rupestre causou reduções transitórias no tempo de meia-vida e aumentos também transitórios no tempo de duplicação e de estabilidade, que se limitaram ao primeiro ano pós-fogo. A partir do segundo ano, os aumentos gradativos no tempo de meia-vida e as diminuições no tempo de duplicação e de estabilidade sugerem a retomada das densidades anteriores à queimada e a menor flutuação na densidade de indivíduos, indicando novamente certa resiliência da comunidade em relação ao distúrbio causado pelo fogo.

Roitman et al. (2008) em um cerrado sentido restrito, protegido de queimadas por 13 anos, encontraram tempo de meia-vida (≈ 36 anos) próximo e tempo de duplicação superior (≈ 19 anos) ao do presente estudo. Mews et al. (2011), em cerrado típico protegido do fogo, também encontraram valores de tempo de duplicação superiores (≈ 11 anos) aos do presente estudo. Nossos resultados demonstram que o cerrado rupestre estudado está duplicando mais rapidamente e reduzindo pela metade as densidades mais lentamente em relação às áreas protegidas, indicando que a comunidade possui mecanismos intrínsecos para recompor as densidades após o evento de queimada.

Considerando que valores de tempo de reposição e de estabilidade próximos a zero indicam maior dinâmica e maior estabilidade (Oliveira-Filho et al., 1997; Korning e Balslev, 1994), sugerimos que o fogo no cerrado rupestre estudado provocou apenas efeitos transitórios nas densidades e que a vegetação lenhosa é altamente resiliente. No entanto, a comunidade ainda encontra-se em processo dinâmico, devido às altas taxas de

mortalidade e de recrutamento, podendo ser apontado que, apesar da resiliência estrutural da vegetação, aproximadamente quatro anos sem queimadas não foram suficientes para recuperar a estrutura pretérita ao fogo.

A hipótese I de que os parâmetros florísticos se mantêm com a passagem do fogo foi corroborada, uma vez que as mudanças observadas não foram significativas. Já a hipótese II, de que os parâmetros estruturais retornam ao estado pretérito à queimada, não foi corroborada, uma vez que a densidade de indivíduos não retornou aos valores anteriores à queimada, mesmo decorridos quatro anos. Entretanto, a hipótese III, de que os parâmetros de dinâmica da vegetação lenhosa do cerrado rupestre apresentam um balanço positivo em favor da regeneração após a passagem do fogo, foi corroborada, devido aos valores superiores de densidade e área basal de recrutas sobre os de mortos, recrutamento sobre mortalidade, ganho sobre perda e tempo de meia-vida sobre tempo de duplicação. Concluímos que apesar do cerrado rupestre apresentar alta resistência e resiliência, ou seja, forte estabilidade em relação ao fogo, queimadas com frequências inferiores a quatro anos podem atuar como modificadoras da estrutura e dinâmica da vegetação.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq/PELD - Projeto Transição Cerrado-Floresta Amazônica: bases ecológicas e sócio-ambientais para a conservação, processo nº 558069/2009-6), ao PROCAD UnB/UNEMAT (Processo nº 109/2007) e a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro e pela concessão de bolsas.

Referências

- Abad, J.C.S., Marimon, B.S., 2008. Caracterização e diagnóstico ambiental do Parque Municipal do Bacaba, Nova Xavantina-MT. In: Santos, J.E., Galbiati, C. (Eds.), *Gestão e Educação Ambiental: Água, Biodiversidade e Cultura 1*. RiMa, São Carlos, pp. 23-56.
- Abreu, M.F., Pinto, J.R.R., Maracahipes, L., Gomes, L., Oliveira, E.A., Marimon, B.S., Marimon Junior, B.H., Farias, J.F., Lenza, E., 2012. Influence of edaphic variables on the floristic composition and structure of the tree-shrub vegetation in typical and rocky outcrop cerrado areas in Serra Negra, Goiás State, Brazil. *Braz. J. Bot.* 35, 259-272.
- Amaral, A.G., Pereira, F.F.O., Munhoz, C.B.R., 2006. Fitossociologia de uma área de cerrado rupestre na Fazenda Sucupira, Brasília-DF. *Cerne* 12, 350-359.
- APG III, 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Bot. J. Linn. Soc.* 161, 105-121.
- Aquino, F.G., Walter, B.M.T., Ribeiro, J.F., 2007. Woody community dynamics in two fragments of “cerrado” *stricto sensu* over a seven-year period (1995-2002), MA, Brazil. *Rev. Bras. Bot.* 30, 113-121.
- Archer, S., Coughenour, M., Dall’aglio, C., Fernandez, W.G., Hay, J., Hoffmann, W., Klink, C., Silva, J., Solbrig, O.T., 1996. Savanna biodiversity and ecosystem properties. In: Solbrig, O.T., Medina, E., Silva, J.F. (Eds.), *Biodiversity and savanna ecosystem processes: a global perspective*. Ecological studies. Springer-Verlag, Berlin, pp. 207-224.
- Cientec - Consultoria e Desenvolvimento de Sistemas, 2006. *Mata Nativa 2. Manual do usuário*. Viçosa.
- Cochrane, M.A., Schulze, M.D, 1999. Fire as a recurrent event in tropical forests of the eastern Amazon: effects on forest structure, biomass, and species composition. *Biotropica* 31, 2-16.
- Condit, R., Hubbell, S.P., Foster, R.B., 1992. Short-term dynamics of a neotropical forest. *BioScience* 42, 822-828.
- Conceição, A.A., Orr, B.J., 2012. Post-fire flowering and fruiting in *Vellozia sincorana*, a caulescent rosette plant endemic to Northeast Brazil. *Acta Bot. Bras.* 26, 94-100.
- Conceição, A.A., Pirani, J.R., 2005. Delimitação de habitats em campos rupestres na Chapada Diamantina: substratos, composição florística e aspectos estruturais. *Bol. Bot. Univ. São Paulo* 23, 85-111.

- Corrêa, B.S., Van Den Berg, E., 2002. Estudo da dinâmica da população de *Xylopia brasiliensis* Sprengel em relação a parâmetros populacionais e da comunidade em uma floresta de galeria em Itutinga, MG, Brasil. *Cerne* 8, 1-12.
- Coutinho, L.M., 1977. Aspectos ecológicos do fogo no cerrado. II – As queimadas e a dispersão de sementes em algumas espécies anemocóricas do estrato herbáceo arbustivo. *Bol. Bot. Univ. São Paulo* 5, 57-64.
- Coutinho, L.M., 1982. Ecological effects of fire in Brazilian cerrado. *Ecol. Stud.* 42, 273-291.
- Coutinho, L.M., 1990. Fire in the ecology of the Brazilian Cerrado. In: Goldammer, J.G. (Ed.), *Fire in the tropical biota*. Springer-Verlag, Berlin, pp. 85-105.
- D'Antonio, C.M., Vitousek, P.M., 1992. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 23, 63-87.
- Felfili, J.M., 1995. Growth, recruitment and mortality in the Gama gallery forest in central Brazil over a six-year period (1985-1991). *J. Trop. Ecol.* 11, 67-83.
- Felfili, J.M., Fagg, C.W., 2007. Floristic composition, diversity and structure of the “cerrado” *sensu stricto* on rocky soils in northern Goiás and southern Tocantins, Brazil. *Rev. Bras. Bot.* 30, 375-385.
- Felfili, J.M., Rezende, A.V., Silva, Jr.M.C., Silva, M.A., 2000. Changes in the floristic composition of cerrado *sensu stricto* in Brazil over a nine-year period. *J. Trop. Ecol.* 16, 579-590.
- Fiedler, N.C., Azevedo, I.N.C., Rezende, A.V., Medeiros, M.B., Venturoili, F., 2004. Efeito de incêndios florestais na estrutura e composição florística de uma área de cerrado *sensu stricto* na fazenda Água Limpa-DF. *Rev. Árvore* 28, 129-138.
- Lista de Espécies da Flora do Brasil 2013. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>.
- Frost, P.G., Robertson, F., 1987. The Ecological Effects of Fire in Savannas. In: Walker, B.H. (Ed.), *Determinants of Tropical Savannas*. IRL Press, Oxford, pp. 93-140.
- Gomes, L., Lenza, E., Maracahipes, L., Marimon, B.S., Oliveira, E.A., 2011. Comparações florísticas e estruturais entre duas comunidades lenhosas de cerrado típico e cerrado rupestre, Mato Grosso, Brasil. *Acta Bot. Bras.* 25, 865-875.
- Guimarães, J.C.C., Van, Den Berg, E., Castro, G.C., Machado, E.L.M., Oliveira-Filho, A.T., 2008. Dinâmica do componente arbustivo-arbóreo de uma floresta de galeria aluvial no planalto de Poços de Caldas, MG, Brasil. *Rev. Bras. Bot.* 31, 621-632.

- Henriques, R.P., Hay, J.D., 2002. Patterns and dynamics of plant populations. In: Oliveira, P.S., Marquis, R.S. (Eds.), *Ecology and Natural History of a Neotropical savanna: The cerrados of Brazil*. The University of Columbia Press, New York, pp. 140-178.
- Hoffmann, W.A., 1998. Post-burn reproduction of woody plants in a neotropical savanna: the relative importance of sexual and vegetative reproduction. *J. Appl. Ecol.* 35, 422-433.
- Hoffmann, W.A., 1999. Fire and population dynamics of woody plants in a neotropical savanna: matrix model projections. *Ecology* 80, 1354-1369.
- Hoffmann, W.A., 2000. Post-establishment seedling success of savanna and forest species in the Brazilian Cerrado. *Biotropica* 32, 62-69.
- Hoffmann, W.A., 2005. Ecologia comparativa de espécies lenhosas de cerrado e mata. In: Scariot, A., Sousa-Silva, J.C., Felfili, M.F. (Eds.), *Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação*, ministério do meio ambiente. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, pp. 155-165.
- Hoffmann, W.A., Franco, A.C., 2003. Comparative growth analysis of tropical forest and savanna woody plants using phylogenetically-independent contrasts. *J. Ecol.* 91, 475-484.
- Hoffmann, W.A., Geiger, E.L., Gotsch, S.G., Rossatto, D.R., Silva, L.C.R., Lau, O.L., Haridasan, M., Franco, A.C., 2012. Ecological thresholds at the savanna-forest boundary: how plant traits, resources and fire govern the distribution of tropical biomes. *Ecol. Lett.* 15, 759-768.
- Hoffmann, W.A., Moreira, A., 2002. The role of fire in population dynamics of woody plants. In: Oliveira, P.S., Marquis, R.S. (Eds.), *Ecology and Natural History of a Neotropical savanna: The cerrados of Brazil*. The University of Columbia Press, New York, pp. 159-177.
- Hoffmann, W.A., Solbrig, O.T., 2003. The role of topkill in the differential response of savanna woody species to fire. *For. Ecol. Manag.* 180, 273-286.
- Kent, M., Coker, P., 1992. *Vegetation description and analysis: a practical approach*. Bealhaven Press, London.
- Klink, C.A., Machado, R.B., 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conserv. Biol.* 19, 707-713.
- Korning, J., Balslev, H., 1994. Growth and mortality of trees in amazonian tropical rain forest in Ecuador. *J. Veg. Sci.* 5, 77-86.

- Lenza, E., Pinto, J.R.R., Pinto, A.S., Maracahipes, L., Bruziguessi, E.P., 2011. Comparação da vegetação arbustivo-arbórea de uma área de cerrado rupestre na Chapada dos Veadeiros, Goiás, e áreas de cerrado sentido restrito do Bioma Cerrado. *Rev. Bras. Bot.* 34, 247-259.
- Libano, A.M., Felfili, J.M., 2006. 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 Bot. Bras.* 20, 927-936.
- Lieberman, D., Lieberman, M., Peralta, R., Hartshorn, G.S., 1985. Mortality patterns and stand turnover rates in a Wet Tropical forest in a Costa Rica. *J. Ecol.* 73, 915-924.
- Lima, T.A., Pinto, J.R.R., Lenza, E., Pinto, A.S., 2010. Florística e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea em uma área de cerrado rupestre no Parque Estadual da Serra de Caldas Novas, Goiás. *Biota Neotrop.* 10, 159-166.
- Lima, E.S., Lima, H.S., Ratter, J.A., 2009. 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, 468-480.
- Maracahipes, L., Lenza, E., Marimon, B.S., Oliveira, E.A., Pinto, J.R.R., Marimon-Junior, B.H., 2011. Estrutura e composição florística da vegetação arbustivo-arbórea de um cerrado rupestre na transição Cerrado-Floresta Amazônica, Mato Grosso, Brasil. *Biota Neotrop.* 11, 133-141.
- Marimon, B.S., Varella, R.F., Marimon-Junior, B.H., 1998. Fitossociologia de uma área de cerrado de encosta em Nova Xavantina, Mato Grosso. *Bol. Herb. Ezechias Paulo Heringer.* 3, 82-101.
- Marimon-Junior, B.H., Haridasan, M., 2005. Comparação da vegetação arbórea e características edáficas de um cerradão e um cerrado *sensu stricto* em áreas adjacentes sobre solo distrófico no leste de Mato Grosso, Brasil. *Acta Bot. Bras.* 19, 913-926.
- McCune, B., Grace, J.B., 2002. *Analysis of ecological communities.* Gleneden Beach, MjM Software Design.
- Medeiros, M.B., Miranda, H.S., 2005. Mortalidade pós-fogo em espécies lenhosas de campo sujo submetido a três queimadas prescritas anuais. *Acta Bot. Bras.* 19, 493-500.
- Mews, H.A., Marimon, B.S., Maracahipes, L., Franczak, D.D., Marimon-Junior, B.H., 2011. Dinâmica da comunidade lenhosa de um Cerrado Típico na região Nordeste do Estado de Mato Grosso, Brasil. *Biota Neotrop.* 11, 73-82.

- Miranda, A.C., Miranda, H.S., Dias, I.F.O., Dias, B.F.S., 1993. Soil and air temperatures during prescribed Cerrado fires in Central Brazil. *J. Trop. Ecol.* 9, 313-320.
- Miranda, H.S., Sato, M.N., 2005. Efeito do fogo na vegetação lenhosa do Cerrado. In: Scariot, A., Sousa-Silva, J.C., Felfili, M.F. (Eds.), *Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação*, ministério do meio ambiente. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, pp. 95-103.
- Miranda, H.S., Sato, M.N., Andrade, S.M.A., Haridasan, M., Morais, H.C., 2004. Queimadas de Cerrado: caracterização e impactos. In: Aguiar, L.M.S., Camargo, A.J.A. (Eds.), *Cerrado: ecologia e caracterização*, Embrapa Cerrados, Planaltina, pp. 69-123.
- Miranda, H.S., Rocha e Silva, E.P., Miranda, A.C., 1996. Comportamento do fogo em queimadas de campo sujo. In: Miranda, H.S., Saito, C.O. Dias, B.F.S. (Eds.), *Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga*. Universidade de Brasília, Brasília, pp. 1-10.
- Miranda, S.C., Silva-Júnior, M.C., Salles, L.A., 2007. A Comunidade lenhosa do cerrado rupestre na Serra Dourada, Goiás. *Heringeriana* 1, 43-53.
- Moreira, A.G., 2000. Effects of fire protection on savanna structure in Central Brazil. *J. Biogeogr.* 27, 1021-1029.
- Moura, I.O., Gomes-Klein, V.L., Felfili, J.M., Ferreira, H.D., 2007. Fitossociologia da Comunidade Lenhosa de uma área de cerrado rupestre no Parque Estadual dos Pireneus, Pirenópolis, Goiás. *Rev. Biol. Neotrop.* 4, 83-100.
- Munhoz, C.B.R., Felfili, J.M., 2007. Reproductive phenology of an herbaceous-subshrub layer of a Savannah (Campo Sujo) in the cerrado biosphere reserve I, Brazil. *Braz. J. Biol.* 67, 631-637.
- Neves, S.P.S., Conceição, A.A., 2010. Campo rupestre recém-queimado na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil: plantas de rebrota e sementes, com espécies endêmicas na rocha. *Acta Bot. Bras.* 24, 697-707.
- Oliveira-Filho, A.T., Fluminhan-Filho, M., 1999. Ecologia da vegetação do Parque Florestal Quedas do Rio Bonito. *Cerne* 5, 51-64.
- Oliveira-Filho, A.T., Mello, J.M., Scolforo, J.R.S., 1997. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in southeastern Brazil over a Five-year period (1987-1992). *Plant Ecol.* 131, 45-66.

- Peel, M.C., Finlayson, B.L., McMahon, T.A., 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrol. Earth Syst. Sc.* 11, 1633-1644.
- Pivello, V.R., Coutinho, L.M., 1992. Transfer of macro-nutrients to the atmosphere during experimental burning in an open cerrado. *J. Trop. Ecol.* 8, 487-497.
- Philip, M.S., 1994. *Measuring trees and forests*. University Press, Cambridge.
- Pinto, J.R.R., Lenza, E., Pinto, A.S., 2009. Composição florística e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea em um cerrado rupestre, Cocalzinho de Goiás, Goiás. *Rev. Bras. Bot.* 32, 23-32.
- Ratter, J.A., Bridgewater, S., Ribeiro, J.F., 2003. Analysis of the floristic composition of the Brazilian cerrado vegetation III: comparison of the woody vegetation of 376 areas. *Edinb. J. Bot.* 60, 57-109.
- Reatto, A., Correia, J.R., Spera, S.T., Martins, E.S., 2008. Solos do Bioma Cerrado: aspectos pedológicos. In: Sano, S.M., Almeida, S.P., Ribeiro, J.P. (Eds.), *Cerrado: ecologia e flora* Embrapa, Planaltina, pp. 107-134.
- Ribeiro, J.F., Walter, B.M.T., 2008. As Principais Fitofisionomias do Bioma Cerrado. In: Sano, S.M., Almeida, S.P., Ribeiro, J.P. (Eds.), *Cerrado: ecologia e flora* Embrapa, Planaltina, pp. 151-199.
- Ribeiro, M.N., Sanchez, M., Pedroni, F., Peixoto, K.S., 2012. Fogo e dinâmica da comunidade lenhosa em cerrado sentido restrito, Barra do Garças, Mato Grosso. *Acta Bot. Bras.* 26, 203-217.
- R Development Core Team, 2009. *R: a language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Áustria.
- Roitman, I., Felfili, J.M., Rezende, A.V., 2008. Tree dynamics of a fire-protected cerrado *sensu stricto* surrounded by forest plantations, over a 13-year period (1991–2004) in Bahia, Brazil. *Plant Ecol.* 197, 255-267.
- Salgado-Labouriau, M.L., Barberi, M., Ferraz-Vicentini, K.R., Parizzi, M.G., 1998. A dry climatic event during the late quaternary of Tropical Brazil. *Rev. Palaeobot. Palyno.* 99, 115-129.
- Santos, T.R.R., Pinto, J.R.R., Lenza, E., 2012. Floristic relationships of the woody component in rocky outcrops savanna areas in Central Brazil. *Flora* 207, 541-550.
- Sato, M.N., Miranda, H.S., 1996. Mortalidade de plantas lenhosas do cerrado *sensu stricto* submetidas a diferentes regimes de queimada. In: Miranda, H.S., Saito, C.O. Dias,

- B.F.S. (Eds.), Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga. Universidade de Brasília, Brasília, pp. 102- 111.
- Schiavini, I., Resende, J.C.F., Aquino, F.G., 1998. Dinâmica de espécies arbóreas em Mata de Galeria e Mata Mesófila na margem do Ribeirão Panga, MG. In: Sano, S.M., Almeida, S.P. (Eds.), Cerrado: ambiente e flora. Embrapa-CPAC, Planaltina, pp. 267-299.
- Silva, F.A.M., Assad, E.D., Evangelista, B.A., 2008. Caracterização Climática do Bioma Cerrado. In: Sano, S.M., Almeida, S.P., Ribeiro, J.P. (Eds.), Cerrado: ecologia e flora Embrapa, Planaltina, pp. 69-88.
- Silva, G.T., Sato, M.N., Miranda, H.S., 1996. Mortalidade de plantas lenhosas em um campo sujo de cerrado submetido a queimadas prescritas. In: Miranda, H.S., Saito, C.O. Dias, B.F.S. (Eds.), Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga. Universidade de Brasília, Brasília, pp. 93-101.
- Silva, I.A., Batalha, M.A., 2010. Phylogenetic structure of Brazilian savannas under different fire regimes. *J. Veg. Sci* 21, 1003-1013.
- Sheil, D., Burslem, D.F.R.P., Alder, D., 1995. The interpretation and misinterpretation of mortality rate measures. *J. Ecol.* 83, 331-333.
- Sheil, D., Jennings, S., Savill, P., 2000. Long-term permanent plot observations of vegetation dynamics in Budongo, a Ugandan rain forest. *J. Trop. Ecol.* 16, 765-800.
- Spiegel, M.P., 1976. Estatística. McGraw-Hill, São Paulo.
- Tothill, J.C., 1969. Soil temperature and seed burial in relation to the performance of *heterogon contortus* and *Thameda australis* in burnt native woodland pasture in Eastern Queensland. *Aust. J. Bot.* 17, 269-275.
- Woods, P., 1989. Effects of logging, drought and fire on structure and composition of forests in Sabah, Malaysia. *Biotropica* 21, 290-298.
- Zar, J.H., 2010. Biostatistical Analysis. 4th ed., Pearson, Upper Saddle River, New Jersey.

Comparações florísticas, estruturais e de dinâmica pós-fogo da vegetação lenhosa entre cerrado rupestre e cerrado típico, Mato Grosso, Brasil

Revista para submissão: Acta Botanica Brasilica

Letícia Gomes^{1,3}

Leandro Maracahipes²

Beatriz Schwantes Marimon¹

Ben Hur Marimon-Júnior¹

Simone Almeida Reis¹

Fernando Elias¹

Leonardo Maracahipes¹

Eddie Lenza¹

1. Universidade do Estado de Mato Grosso, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Laboratório de Ecologia Vegetal, Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil.

2. Universidade Federal de Goiás, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, Laboratório de Ecologia e Funcionamento de Comunidades, Goiânia, Goiás, Brasil.

3. Autor para correspondência: leticiagomesbio@gmail.com

RESUMO: (Comparações florísticas, estruturais e dinâmicas pós-fogo da vegetação lenhosa em áreas de cerrado sentido restrito, Mato Grosso, Brasil). O fogo pode afetar de forma diferenciada distintas comunidades vegetais. Objetivamos comparar as mudanças provocadas pelo fogo sobre os parâmetros florísticos, estruturais e de dinâmica da vegetação entre sítios de cerrado rupestre e típico no Parque Municipal do Bacaba, Mato Grosso. Estabelecemos 10 parcelas (20 x 50 m) em cada sítio. Todos os indivíduos com diâmetro à 30 cm do solo ≥ 3 cm foram identificados e medidos em dois censos (2009 e 2012), após uma queimada (2008). As áreas de cerrado rupestre e típico apresentaram balanço positivo em relação aos parâmetros relacionados com a recuperação pós-fogo. O número de espécies novas nos sítios foi superior ao número de espécies desaparecidas. As taxas de recrutamento foram superiores as de mortalidade, tanto quanto, as de ganho sobre as de perda e o tempo de meia-vida sobre o tempo de duplicação. Porém, o cerrado típico apresentou maiores valores de recrutamento e ganho em área basal, além de menor tempo de duplicação. Os resultados sugerem que os afloramentos rochosos no cerrado rupestre estariam limitando a recuperação pós-fogo da vegetação neste ambiente.

Palavras-chave: fogo, mortalidade, regeneração, recuperação

ABSTRACT: (Comparisons floristic, structural and dynamic post-fire woody vegetation between *cerrado rupestre* and *cerrado typical*, Mato Grosso, Brazil). Fire can affect differently distinct plant communities. We aimed to compare the changes caused by fire on floristic parameters, structural and vegetation dynamics between sites of *cerrado typical* and *cerrado rupestre* in Parque Municipal do Bacaba, Mato Grosso. We established 10 plots (20 x 50 m) at each site. All individuals with diameter 30 cm soil ≥ 3 cm were identified and measured in two censuses (2009 and 2012), after a fire (2008). The *cerrado rupestre* and *typical* areas showed positive balance in relation to the parameters related to post-fire. The number of new species in the sites was higher than the number of species missing. Recruitment rates were higher than those of mortality, as well as the gain and loss over the half-life of the doubling time. However, the *cerrado typical* had higher recruitment and gain in basal area, and shorter doubling time. The results suggest that the rocky outcrops in *cerrado rupestre* would be limited to post-fire recovery of vegetation in this environment.

Key words: fire, mortality, regeneration, recovery

Introdução

Durante a estação seca, é comum a ocorrência de queimadas naturais ou antrópicas no Bioma Cerrado (Miranda et al. 1993; Miranda et al. 1996; Miranda & Sato 2005; Klink & Machado 2005). A intensidade e a frequência dessas queimadas variam de acordo com o tipo de fisionomia (Moreira 2000; Hoffmann 2005) e com os fatores locais como potencial hídrico do solo, disponibilidade de material inflamável, duração do período seco e intensidade do vento (Miranda et al. 1996; Cochrane 2003; Cochrane 2009). Além disso, as espécies podem apresentar respostas distintas à passagem do fogo em diferentes fitofisionomias (Moreira 2000). Desta forma, a combinação de fatores abióticos e bióticos faz com que os efeitos do fogo sejam distintos entre espécies e dependentes da fitofisionomia.

Estudos que avaliam o efeito do fogo nas comunidades vegetais são complexos e de difícil interpretação por diferentes motivos. Primeiro, o fogo pode ter tanto efeitos positivos como o aumento na disponibilidade de nutrientes no solo, indução à floração e à frutificação, facilitação da dispersão e germinação de sementes (Frost & Robertson 1987; Coutinho 1976; Conceição & Orr 2012; Tothill 1969), quanto negativos como aumentos nas taxas de mortalidade e diminuição do recrutamento (Silva & Sato 1996; Hoffmann 2000). Segundo, porque tanto a ocorrência quanto a exclusão do fogo causam alterações na estrutura e composição da vegetação (Felfili et al. 2000; Hoffmann et al. 2009), uma vez que o aumento na frequência de fogo pode transformar formações florestais em formações savânicas ou campestres e a ausência de queimadas pode, em certos casos, levar ao processo inverso (Coutinho 1982; 1990; Henriques & Hay 2002; Hoffmann & Moreira 2002; Durigan & Ratter 2006; Libano & Felfili 2006; Pinheiro & Durigan 2009). E terceiro, porque o fogo atua de forma diferenciada nas diferentes formações vegetais (Moreira 2000; Hoffmann 2005), devido a quantidade de material combustível (Miranda et al. 1996) e da sensibilidade ao fogo das espécies vegetais que compõem essas comunidades, uma vez que espécies florestais são mais sensíveis às queimadas do que espécies savânicas ou campestres (Moreira 2000; Hoffmann 2005). Desta forma, estudos dos efeitos do fogo em longo prazo e em diferentes ambientes tem grande importância para o entendimento dos processos ecológicos e temporais intrínsecos de cada comunidade em resposta às queimadas (Corrêa & Van Den Berg 2002; Henriques & Hay 2002; Hoffman et al. 2012).

O cerrado sentido restrito é uma formação savânica do Bioma Cerrado caracterizada por apresentar estrato arbóreo-arbustivo esparso, com troncos tortuosos, com ramificações de aspecto irregular e por um estrato herbáceo-graminoso contínuo (Ribeiro & Walter 2008).

Este apresenta quatro subtipos ou fitofisionomias (cerrado denso, típico, ralo e rupestre), que são diferenciadas principalmente pelo tipo de solo, densidade, altura e cobertura do estrato arbóreo (Ribeiro & Walter 2008). O cerrado rupestre se diferencia das outras três fitofisionomias por se estabelecer sobre afloramentos rochosos com baixos teores de matéria orgânica, com relevo acentuado e movimentado, conhecidos como Neossolos Litólicos (Reatto et al. 2008; Ribeiro & Walter 2008). Já o cerrado típico é uma fitofisionomia intermediária entre cerrado denso e ralo, com relação à densidade arbórea (Ribeiro & Walter 2008), se estabelecendo sobre solos profundos, distróficos, com boa drenagem e em relevo plano à suavemente ondulado, predominantemente Latossolos (Reatto et al. 2008; Ribeiro & Walter 2008).

Os afloramentos rochosos do cerrado rupestre atuam como barreira para a penetração do sistema radicular das plantas do estrato arbóreo e arbustivo, que por essa razão se estabelecem apenas entre as fendas das rochas (Ribeiro & Walter 2008) e aumentam sua densidade arbórea apenas quando há substrato suficiente (Felfili & Fagg 2007; Ribeiro & Walter 2008). Pelas mesmas razões, o estrato herbáceo-graminoso no cerrado rupestre não é contínuo e forma pequena quantidade de material combustível, dificultando assim a propagação e reduzindo a intensidade do fogo (Conceição & Pirani 2005). Já no cerrado típico são as gramíneas que inibem competitivamente o estabelecimento de plantas arbóreas (Hoffmann et al. 2004), atuando como intensa fonte de material combustível durante a estação seca, favorecendo a ocorrência, propagação e intensidade do fogo (Miranda et al. 1993; Miranda & Sato 2005).

Entretanto, essa suposta limitação física ao desenvolvimento das plantas do cerrado rupestre (Ribeiro & Walter 2008), não vem sendo evidenciada em estudos recentes que comparam os parâmetros florísticos e estruturais entre comunidades lenhosas de cerrado rupestre e cerrado típico (Pinto et al. 2009; Lima et al. 2010; Gomes et al. 2011; Lenza et al. 2012; Maracahipes et al. 2011; Santos et al. 2012a, b). Esses parâmetros em cerrado rupestre além de similares podem ainda serem superiores àqueles registrados em cerrado típico (Gomes et al. 2008), sugerindo assim que essa vegetação lenhosa apresente adaptações para se estabelecer nesses ambientes (Pinto et al. 2009; Lima et al. 2010; Gomes et al. 2011). Assim, apesar do cerrado rupestre ser semelhante floristicamente e estruturalmente ao cerrado típico ainda não se sabe se a recuperação pós-fogo relacionada às mudanças florísticas e estruturais e com relação aos parâmetros de dinâmica da vegetação também são semelhantes entre essas fitofisionomias.

Diante do papel funcional e complexo do fogo sobre a composição florística, a estrutura e a dinâmica das comunidades vegetais lenhosas no Cerrado e sobre a escassez de estudos de dinâmica pós-fogo nessas áreas, o objetivo deste trabalho foi comparar os parâmetros florísticos estruturais e de dinâmica pós-fogo entre sítios de cerrado rupestre e cerrado típico adjacentes no Parque Municipal do Bacaba, Nova Xavantina, Mato Grosso.

Material e métodos

Área de estudo - O presente estudo foi realizado no Parque Municipal do Bacaba (14°41' S e 52°20' W), Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil. O Parque Municipal do Bacaba está em uma região que apresenta clima tropical de savana Aw, de acordo com a classificação de Köppen (Peel & McMahon 2007), com dois períodos climáticos definidos: um seco e frio (de abril a setembro) e outro quente e chuvoso (de outubro a março) (Silva *et al.* 2008). A precipitação média anual é de 1.520 mm e as suas temperaturas médias estão em torno de 24,8 °C (Marimon-Junior & Haridasan 2005; Abad & Marimon 2008). O Parque apresenta uma área de aproximadamente 500 ha, no qual a fitofisionomia dominante é o cerrado sentido restrito, compostos por fitofisionomias de cerrado rupestre e típico (Gomes *et al.* 2011; Maracahipes *et al.* 2011). Ocorrem ainda pequenos fragmentos naturais de formações florestais como cerradão, mata de galeria e vereda (Marimon *et al.* 2001; Marimon-Junior & Haridasan 2005; Abad & Marimon 2008).

Selecionamos dois sítios adjacentes de cerrado sentido restrito. O primeiro, um cerrado rupestre (CR) que ocorre sobre neossolos litólicos quartizíticos (Marimon *et al.* 1998; Marimon-Júnior & Haridasan 2005), com altitudes variando entre 339 a 406 m. O segundo, um cerrado típico (CT) que ocorre em Cambissolo com relevo planos, distróficos, álicos e ácidos (Marimon-Júnior & Haridasan 2005) com altitudes variando entre 327 a 331 m. Realizamos os inventários da vegetação em janeiro de 2009 (quatro meses após a passagem de um incêndio acidental ocorrido em setembro de 2008) e janeiro de 2012 (40 meses após a queimada).

Coleta de dados - Adotamos o método de parcelas permanentes, conforme o sugerido por Philip (1994), com o estabelecimento de 10 parcelas de 20 x 50 m em cada sítio (CR e CT), distantes no mínimo 50 m entre si, totalizando assim um hectare por sítio. As parcelas do CR foram dispostas perpendicularmente às encostas dos afloramentos para controlar as possíveis variações do gradiente topográfico, conforme sugerido por Oliveira-Filho (1994). Tomamos medidas do diâmetro do caule de todas as árvores vivas e mortas com diâmetro à

30 cm do solo ≥ 3 cm. Para as identificações taxonômicas comparamos o material botânico coletado com o acervo do Herbário NX, da Universidade do Estado do Mato Grosso, *Campus* de Nova Xavantina, e ainda consultamos bibliografias especializadas. Classificamos as famílias adotado o sistema *Angiosperm Phylogeny Group* (APG III) (2009) e conferimos os nomes dos táxons no banco de dados Flora do Brasil (Lista de Espécies da Flora do Brasil 2013). Todo material botânico reprodutivo coletado foi incorporado à coleção do Herbário NX.

Parâmetros florísticos - A partir da matriz florística de densidade de indivíduos por parcela realizamos a ordenação da vegetação para cada sítio (CR e CT) nos dois censos (2009 e 2012) pela *Detrended Correspondence Analysis* (DCA) que espacializa os dados derivados das espécies em função da abundância, de modo a permitir uma melhor visualização dos agrupamentos (Kent & Coker 1992; McCune & Grace 2002).

Parâmetros Estruturais - Calculamos a densidade e a área basal das espécies nos dois sítios utilizando o programa *Mata Nativa 2.0* (Cientec 2006). Para comparar a densidade e a área basal entre os censos em cada sítio foi realizado o teste *t* (Zar 2010). Para comparar a densidade e a área basal entre os sítios em cada censo foi realizado o teste *t* pareado (Zar 2010).

Parâmetros de dinâmica - Para cada censo, calculamos com base na área basal e no número de indivíduos os parâmetros de dinâmica da vegetação (Tab. 1). Contabilizamos ainda o número de indivíduos que permaneceu, morreu, recrutou, imigrou e emigrou em cada classe diamétrica (Lieberman *et al.* 1985). O teste *t* de Wilcoxon foi utilizado para a comparação desses parâmetros entre os dois sítios (Hollander & Wolfe 1973). Testamos a associação entre as taxas anuais de mortalidade, recrutamento, perda e ganho com os diâmetros aplicando correlações de Spearman (Zar 2010) para cada sítio. O intervalo de classe (21,1 a 24) foi retirado da amostra, para taxa de mortalidade e perda no CT, devido ao valor discrepante em relação às outras classes (efeito *outlier*). Todas estas análises foram realizadas no ambiente R (R *Development Core Team* 2009), adotando nível de significância de 5%.

Tabela 1. Parâmetros utilizados para comparar a dinâmica pós-fogo entre cerrado rupestre e cerrado típico, após a passagem de fogo, no Parque Municipal do Bacaba, Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil. t = tempo transcorrido entre os levantamentos, N_0 = número inicial de indivíduos, N_t = número final de indivíduos, N_m = número de indivíduos mortos, N_r = número de recrutas, AB_0 = área basal inicial, AB_t = área basal final, AB_m = área basal dos mortos, AB_r = área basal dos recrutas, AB_d = decremento em área basal, AB_g = incremento em área basal, Ln = logaritmo natural.

Parâmetros de dinâmica	Equação	Autor
Número de Indivíduos		
Taxas anuais médias de mortalidade (% ano ⁻¹)	$Mo = \{1 - [(N_0 - N_m)/N_0]^{1/t}\} \times 100$	Sheil <i>et al.</i> (1995; 2000)
Taxas anuais médias de recrutamento (% ano ⁻¹)	$Re = [1 - (1 - N_r/N_t)^{1/t}] \times 100$	Sheil <i>et al.</i> (1995; 2000)
Tempos de meia-vida (anos)	$T_{1/2 N} = Ln_{(1/2)} / Ln([(N_0 - N_m)/N_0]^{1/t})$	Lieberman <i>et al.</i> (1985)
Tempos de duplicação (anos)	$T_{2 N} = Ln_{(2)} / Ln([(N_0 + N_r)/N_0]^{1/t})$	Lieberman <i>et al.</i> (1985)
Tempo de reposição (<i>turnover</i>) (ano)	$Rep_N = ((T_{1/2 N} + T_{2 N})/2)$	Korning & Balslev (1994)
Estabilidade (anos)	$E_N = (T_{1/2 N} - T_{2 N})$	Korning & Balslev (1994)
Taxa de mudança líquida (% ano ⁻¹)	$Ch_N = [(N_t/N_0)^{1/t} - 1] \times 100$	Korning & Balslev (1994)
Área Basal		
Taxas anuais médias de perda (% ano ⁻¹)	$Pe = \{1 - [(AB_0 - AB_m - AB_d)/AB_0]^{1/t}\} \times 100$	Guimarães <i>et al.</i> (2008)
Taxas anuais médias de ganho (% ano ⁻¹)	$G = \{1 - [1 - (AB_r + AB_g)/AB_t]^{1/t}\} \times 100$	Guimarães <i>et al.</i> (2008)
Tempos de meia-vida (anos)	$T_{1/2 AB} = Ln_{(1/2)} / Ln([(AB_0 - AB_m)/AB_0]^{1/t})$	Lieberman <i>et al.</i> (1985)
Tempos de duplicação (anos)	$T_{2 AB} = Ln_{(2)} / Ln([(AB_0 + AB_r)/AB_0]^{1/t})$	Lieberman <i>et al.</i> (1985)
Tempo de reposição (<i>turnover</i>) (ano)	$Rep_{AB} = (T_{1/2 AB} - T_{2 AB})$	Korning & Balslev (1994)
Estabilidade (anos)	$E_{AB} = (T_{1/2 AB} - T_2)$	Korning & Balslev (1994)
Taxa de mudança líquida (% ano ⁻¹)	$Ch_{AB} = [(AB_t/AB_0)^{1/t} - 1] \times 100$	Korning & Balslev (1994)

Resultados

Parâmetros florísticos - A riqueza de espécies no CR (Tab. 2 e 3), entre os censos de 2009 e 2012, aumentou de 78 para 81 (3,7%), com o surgimento de *Couepia grandiflora*, *Machaerium acutifolium*, *Myrcia glazioviana* e *Simarouba versicolor* (um indivíduo para cada espécie) e o desaparecimento da *Peritassa campestris* (um indivíduo). Já no CT (Tab. 2 e 3), no mesmo intervalo de tempo, houve aumento de 89 para 96 espécies (7,3%) com o aparecimento de *Himatanthus obovatus* (34 indivíduos), *Antonia ovata* (cinco indivíduos), *Euplassa inaequalis* (dois indivíduos), *Enterolobium gummiferum* (um indivíduos), *Hancornia speciosa* (um indivíduo), *Luehea* sp. (um indivíduo), *Peritassa campestris* (um indivíduo) e *Xylopia aromatica* (um indivíduo) e com o desaparecimento de *Eremanthus brasiliensis* (um indivíduo). A análise de ordenação DCA separou as parcelas do CR das de CT, porém, quando se analisou as parcelas entre os censos dentro de cada sítio esta separação não foi observada.

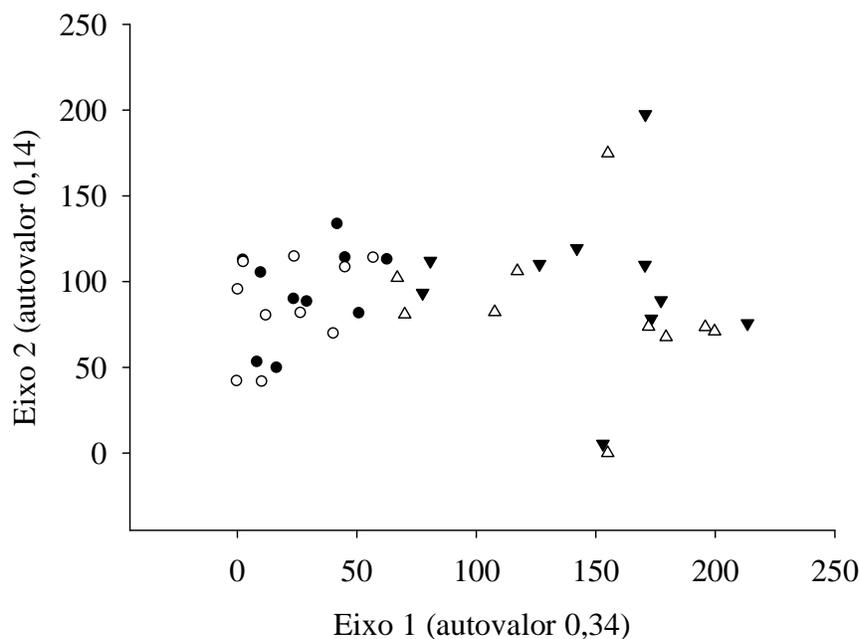


Figura 1. Posicionamento nos eixos de ordenação DCA (*Detrended Correspondence Analysis*) da vegetação lenhosa por parcelas amostradas em cerrado rupestre nos censos de 2009 (●) e 2012 (○) e cerrado típico nos censos de 2009 (▼) e 2012 (△), no Parque Municipal do Bacaba, Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil.

Tabela 2. Famílias, espécies e densidade de indivíduos lenhosos registrados em cerrado rupestre (CR) e cerrado típico (CT), após a passagem de fogo, no Parque Municipal do Bacaba, Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil. As espécies estão ordenadas pela densidade registradas no CR em 2009. * = espécies que aumentaram em pelo menos 50% o número de indivíduos entre os censos.

ESPÉCIES	FAMÍLIA	CR		CT	
		2009	2012	2009	2012
<i>Qualea parviflora</i> Mart .	Vochysiaceae	275	313	220	298
<i>Erythroxylum suberosum</i> A .St .-Hil.	Erythroxylaceae	240	270	60	150*
<i>Kielmeyera rubriflora</i> Cambess.	Clusiaceae	148	403*	45	121*
<i>Vatairea macrocarpa</i> (Benth.) Ducke	Fabaceae	126	231	15	36
<i>Anacardium occidentale</i> L.	Anacardiaceae	91	97	37	47
<i>Heteropterys byrsonimiifolia</i> A.Juss.	Malpighiaceae	84	141	24	105*
<i>Eugenia aurata</i> O.Berg	Myrtaceae	77	75	30	30
<i>Syagrus flexuosa</i> (Mart.) Becc.	Arecaceae	76	95	69	137
<i>Pseudobombax longiflorum</i> (Mart. & Zucc.) A.Robyns	Malvaceae	75	148	24	45
<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth.	Fabaceae	59	87	2	4
<i>Tachigali aurea</i> Tul.	Fabaceae	59	63	22	31
<i>Davilla elliptica</i> A.St.-Hil.	Dilleniaceae	56	51	127	145
<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.	Lythraceae	45	66	13	75
<i>Dipteryx alata</i> Vogel	Fabaceae	44	50	15	30
<i>Leptolobium dasycarpum</i> Vogel	Fabaceae	41	43	4	7
<i>Qualea multiflora</i> Mart.	Vochysiaceae	41	55	26	39
<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne	Fabaceae	40	55	8	13
<i>Myrcia lanuginosa</i> O.Berg	Myrtaceae	36	62	94	327*
<i>Magonia pubescens</i> A.St.-Hil.	Sapindaceae	35	33	8	11
<i>Erythroxylum tortuosum</i> Mart.	Erythroxylaceae	32	45	12	16
<i>Aspidosperma macrocarpon</i> Mart.	Apocynaceae	29	25	2	2

Continua.

Tabela 2. Continuação.

<i>Pterodon pubescens</i> (Benth.) Benth.	Fabaceae	28	38	1	2
<i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart.	Apocynaceae	27	25	61	70
<i>Arrabidaea cinnamomea</i> (A. DC.) Sandwith	Bignoniaceae	24	27	-	-
<i>Vellozia squamata</i> Pohl	Velloziaceae	22	31	4	4
<i>Tocoyena formosa</i> (Cham. & Schldl.) K.Schum.	Rubiaceae	21	28	10	23
<i>Mezilaurus crassiramea</i> (Meisn.) Taub. ex Mez	Lauraceae	18	17	1	1
<i>Byrsonima coccolobifolia</i> Kunth	Malpighiaceae	17	15	42	51
<i>Plathymenia reticulata</i> Benth.	Fabaceae	17	26	6	10
<i>Eriotheca gracilipes</i> (K.Schum.) A.Robyns	Malvaceae	16	22	17	41
<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	Vochysiaceae	16	21	22	27
<i>Byrsonima pachyphylla</i> A.Juss.	Malpighiaceae	15	14	81	106
<i>Cordia sessilis</i> (Vell.) Kuntze	Rubiaceae	15	16	-	-
<i>Guapira graciliflora</i> (Mart. ex Schmidt) Lundell	Nyctaginaceae	15	13	3	12
<i>Agonandra brasiliensis</i> Miers ex Benth. & Hook.f.	Opiliaceae	14	16	1	3
<i>Ouratea spectabilis</i> (Mart.) Engl.	Ochnaceae	13	9	24	42
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	Fabaceae	12	11	7	10
<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc.	Clusiaceae	12	21	6	9
<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook.f. ex S.Moore	Bignoniaceae	12	12	10	13
<i>Mouriri elliptica</i> Mart.	Melastomataceae	11	10	13	15
<i>Salvertia convallariodora</i> A.St.-Hil.	Vochysiaceae	9	10	41	46
<i>Eugenia glazioviana</i> Kiaersk.	Myrtaceae	8	6	-	-
<i>Andira cujabensis</i> Benth.	Fabaceae	7	7	3	5
<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott	Anacardiaceae	7	8	12	30
<i>Eugenia gemmiflora</i> O.Berg	Myrtaceae	6	9	3	3
<i>Jacaranda brasiliana</i> (Lam.) Pers.	Bignoniaceae	6	6	-	-
<i>Mimosa laticifera</i> Rizzini & A.Mattos	Fabaceae	6	13	11	44

Continua.

Tabela 2. Continuação.

<i>Neea theifera</i> Oerst.	Nyctaginaceae	6	6	-	-
<i>Pouteria gardneri</i> (Mart. & Miq.) Baehni	Sapotaceae	6	6	-	-
<i>Curatella americana</i> L.	Dilleniaceae	5	5	35	33
<i>Luetzelburgia praecox</i> (Harms) Harms	Fabaceae	5	5	7	7
<i>Rourea induta</i> Planch.	Connaraceae	5	7	1	7
<i>Syagrus comosa</i> (Mart.) Mart.	Arecaceae	5	20	8	49
<i>Diplopterys pubipetala</i> (A. Juss.) W.R. Anderson & C. Davis	Malpighiaceae	4	5	2	4
<i>Connarus suberosus</i> Planch.	Connaraceae	4	4	6	17
<i>Erythroxylum engleri</i> O.E.Schulz	Erythroxylaceae	4	5	4	14
<i>Himatanthus obovatus</i> (Müll.Arg.) Woodson	Apocynaceae	4	11	-	34
<i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.	Myrtaceae	4	3	-	-
<i>Pouteria ramiflora</i> (Mart.) Radlk.	Sapotaceae	4	4	23	32
<i>Annona coriacea</i> Mart.	Annonaceae	3	5	13	25
<i>Antonia ovata</i> Pohl	Loganiaceae	3	3	-	5
<i>Buchenavia tomentosa</i> Eichler	Combretaceae	3	3	-	-
<i>Ouratea hexasperma</i> (A.St.-Hil.) Baill.	Ochnaceae	3	4	40	50
<i>Cordia elliptica</i> (Cham.) Kuntze	Rubiaceae	2	1	-	-
<i>Cybistax antisiphilitica</i> (Mart.) Mart.	Bignoniaceae	2	2	2	2
<i>Emmotum nitens</i> (Benth.) Miers	Emmotaceae	2	2	2	6
<i>Heisteria ovata</i> Benth.	Olacaceae	2	2	1	1
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	Burseraceae	2	2	1	7
<i>Brosimum gaudichaudii</i> Trécul	Moraceae	1	1	6	20
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Salicaceae	1	3	2	4
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Fabaceae	1	1	-	-
<i>Dimorphandra mollis</i> Benth.	Fabaceae	1	6	2	17
<i>Erythroxylum testaceum</i> Peyr.	Erythroxylaceae	1	1	11	12

Continua.

Tabela 2. Continuação.

<i>Ferdinandusa elliptica</i> (Pohl) Pohl	Rubiaceae	1	1	-	-
<i>Hancornia speciosa</i> Gomes	Apocynaceae	1	2	-	1
<i>Peritassa campestris</i> (Cambess.) A.C.Sm.	Celastraceae	1	-	-	1
<i>Plenckia populnea</i> Reissek	Celastraceae	1	2	7	10
<i>Strychnos pseudoquina</i> A.St.-Hil.	Loganiaceae	1	1	5	5
<i>Aspidosperma multiflorum</i> A.DC.	Apocynaceae	-	-	1	2
<i>Callisthene fasciculata</i> Mart.	Vochysiaceae	-	-	6	10
<i>Caryocar brasiliense</i> Cambess.	Caryocaraceae	-	-	3	9
<i>Couepia grandiflora</i> (Mart. & Zucc.) Benth.	Chrysobalanaceae	-	1	27	41
<i>Diospyros hispida</i> A.DC.	Ebenaceae	-	-	2	38
<i>Enterolobium gummiferum</i> (Mart.) J.F.Macbr.	Fabaceae	-	-	-	1
<i>Eremanthus brasiliensis</i> (Gardner) MacLeish	Asteraceae	-	-	1	-
<i>Erythroxylum daphnites</i> Mart.	Erythroxylaceae	-	-	1	1
<i>Eugenia puniceifolia</i> (Kunth) DC.	Myrtaceae	-	-	2	2
<i>Eugenia</i> sp.	Myrtaceae	-	-	1	1
<i>Euplassa inaequalis</i> (Pohl) Engl.	Proteaceae	-	-		2
<i>Guapira noxia</i> (Netto) Lundell	Nyctaginaceae	-	-	2	2
<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	Bignoniaceae	-	-	2	4
<i>Licania humilis</i> Cham. & Schltdl.	Chrysobalanaceae	-	-	14	20
<i>Luehea</i> sp.	Malvaceae	-	-		1
<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	Fabaceae	-	1	1	14
<i>Myrcia camapuanensis</i> N.Silveira	Myrtaceae	-	-	6	5
<i>Myrcia glazioviana</i> Kiaersk.	Myrtaceae	-	1	-	-
<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.	Myrtaceae	-	-	13	13
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	Myrtaceae	-	-	4	3
<i>Peltogyne confertiflora</i> (Mart. ex Hayne) Benth.	Fabaceae	-	-	1	1

Continua.

Tabela 2. Continuação.

<i>Pseudobombax tomentosum</i> (Mart. & Zucc.) A.Robyns	Malvaceae	-	-	3	3
<i>Psidium</i> sp.	Myrtaceae	-	-	1	5
<i>Roupala montana</i> Aubl.	Proteaceae	-	-	5	16
<i>Salacia crassifolia</i> (Mart. ex Schult.) G.Don	Celastraceae	-	-	1	4
<i>Salacia elliptica</i> (Mart. ex Schult.) G.Don	Celastraceae	-	-	1	2
<i>Simarouba versicolor</i> A.St.-Hil.	Simaroubaceae	-	1	5	9
<i>Stryphnodendron obovatum</i> Benth.	Fabaceae	-	-	1	4
<i>Terminalia argentea</i> Mart.	Combretaceae	-	-	2	9
<i>Vochysia rufa</i> Mart.	Vochysiaceae	-	-	3	5
<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.	Annonaceae	-	-	-	1
Total		2.171	2.966	1.523	2.827

Tabela 3. Comparação dos parâmetros florísticos e estruturais da vegetação lenhosa registradas em cerrado rupestre (CR) e cerrado típico (CT), após a passagem de fogo, no Parque Municipal do Bacaba, Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil. t_{par} = teste t pareado, t = teste t e * = representa diferença significativa.

Parâmetros	CR 2009	CR 2012	CT 2009	CT 2012
Riqueza	78	81	89	96
Densidade	2.171	2.966	1.523	2.827
Área basal	13,00	15,17	8,70	11,52
	CR	CT	2009	2012
	2009 x 2012	2009 x 2012	CR x CT	CR x CT
Densidade	$t_{\text{par}} = -5,54; p < 0,001^*$	$t_{\text{par}} = -9,11; p < 0,001^*$	$t = 2,84; p = 0,001^*$	$t = 0,75; p = 0,46$
Área basal	$t_{\text{par}} = -11,27; p < 0,001^*$	$t_{\text{par}} = -10,19; p < 0,001^*$	$t = 4,42; p < 0,001^*$	$t = 3,98; p < 0,001^*$

Parâmetros estruturais - A densidade de indivíduos no CR diferiu entre os anos (2009-2012), com um aumento de 26,8% (795 ind.ha⁻¹) na densidade (Tab. 2 e 3). O CT também diferiu entre os anos (2009-2012), mas com aumento de 46,1% (1.304 ind.ha⁻¹). O CR apresentou 648 ind.ha⁻¹ a mais que o CT em 2009. Porém, em 2012 a densidade foi igual entre o CR e o CT. Os valores de área basal total para cada sítio (CR e CT) foram diferentes entre os anos (2009 e 2012), com aumento em área basal de 14,3% (2,7 m².ha⁻¹) no CR e 24,5% (2,8 m².ha⁻¹) no CT (Tab. 2 e 3). Além disso, a área basal diferiu entre os sítios (CR e CT) no mesmo ano, onde o CR apresentou área basal de 4,3 m².ha⁻¹ (2009) e 3,65 m².ha⁻¹ (2012) a mais que o CT. Aumentos em densidade se deram devido algumas espécies terem aumentado suas densidades em duas vezes ou mais entre os dois censos como *Kielmeyera rubriflora* em ambos os sítios (148 em 2009 e 403 em 2012) no CR e (45 em 2009 e 121 em 2012 no CT) e *Erythroxylum suberosum* (60 em 2009 e 150 em 2012), *Heteropterys byrsonimifolia* (24 em 2009 e 105 em 2012) e *Myrcia lanuginosa* (94 em 2009 e 327 em 2012) no CT.

Parâmetros de dinâmica - As taxas anuais médias de recrutamento foram sempre superiores as de mortalidade nos dois sítios (Tab. 4), resultando em aumentos nas densidades de indivíduos nos dois sítios durante o período de estudo (Tab. 2). Os dois sítios não diferiram quanto às taxas anuais médias de mortalidade, no entanto, o CT apresentou maiores taxas anuais de recrutamento quando comparado ao CR. A taxa anual média de perda em área basal nos dois sítios foi sempre inferior à taxa de ganho. Além disso, tanto a taxa de perda quanto a taxa de ganho, foram superiores no CT em relação ao CR.

Os tempos de meia vida foram sempre superiores aos tempos de duplicação em ambos os sítios (indivíduos e a área basal), confirmando os resultados das taxas de mortalidade e recrutamento de que os dois sítios tendem a aumentar as densidades de indivíduos e o acúmulo de biomassa entre quatro e 40 meses após a passagem do fogo. O tempo de duplicação foi maior no CR do que no CT (indivíduos e área basal). Já os tempos de meia vida foram iguais entre os dois sítios (número de indivíduos), e menor no CT considerando (área basal). Mais uma vez, o acúmulo de biomassa no CT foi mais acelerado do que no CR (Tab. 4). Apesar dos tempos de meia vida e duplicação em geral diferirem entre os dois sítios, ambos os sítios apresentaram tempo de estabilidade igual, tanto em termos do número de indivíduos quanto em área basal. As taxas de mudança líquida no número de indivíduos e na área basal foram positivas para ambos os sítios. Ao passo que

os tempos de reposição não diferiram entre o CR e CT quanto ao número de indivíduos, mas foram maiores no CR em relação ao CT com relação área basal.

As maiores taxas de mortalidade em termos de número de indivíduos e de perda em área basal ocorreram nas menores classes de diâmetro, tanto para o CR quanto para o CT (Figs. 2A e 3A) e apresentaram correlações negativas com as classes de diâmetro, tanto para a mortalidade (Correlação de Spearman, $r_s = -0,78$; $p = 0,05$) e perda ($r_s = -0,86$; $p = 0,01$) no CR, quanto para mortalidade ($r_s = -1,0$; $p = 0,02$) e perda ($r_s = -0,98$; $p < 0,001$) no CT. As maiores taxas anuais médias de recrutamento e ganho em área basal também ocorreram nas menores classes de diâmetro tanto para o CR quanto para o CT (Figs. 2B e 3B), correlação negativa com as classes de diâmetro, tanto para o recrutamento ($r_s = -1,0$; $p = 0,02$) e ganho ($r_s = -1$; $p < 0,001$) no CR, quanto para recrutamento ($r_s = -1,0$; $p = 0,02$) e ganho ($r_s = -0,98$; $p < 0,001$) no CT. Além disso, a maioria das classes diamétricas dos dois sítios apresentaram predominantemente taxas de mudanças líquidas positivas em número de indivíduos e área basal, exceto para a classe de diâmetro (21,1 a 24 cm) que apresentou número de egressos e mortos superior aos de ingressos e recrutas (Figs. 2C, 2D, 3C e 3D).

Tabela 4. Parâmetros de dinâmica e estruturais da vegetação lenhosa em cerrado rupestre (CR) e cerrado típico (CT), após a passagem de fogo, amostradas no Parque Municipal do Bacaba, Mato Grosso, Brasil. W = teste *t* de Wilcoxon. * = representa diferença.

Dinâmica	CR	CT	W
Número de indivíduos			
Taxa anual média de mortalidade (% ano ⁻¹)	4,68	4,51	W = 57; $p = 0,63$
Taxa anual média de recrutamento (% ano ⁻¹)	14,10	22,30	W = 19; $p = 0,02^*$
Tempo de meia vida (anos)	14,45	15,01	W = 43; $p = 0,63$
Tempo de duplicação (anos)	5,13	3,03	W = 81; $p = 0,02^*$
Tempo de reposição (<i>turnover</i>) (ano)	9,79	9,02	W = 49; $p = 0,97$
Estabilidade (anos)	9,32	11,98	W = 31; $p = 0,16$
Taxa de mudança líquida (% ano ⁻¹)	10,96	22,90	W = 18; $p = 0,01^*$
Área basal			
Taxa anual média de perda (% ano ⁻¹)	2,24	3,55	W = 19; $p = 0,02^*$
Taxa anual média de ganho (% ano ⁻¹)	3,28	7,86	W = 8; $p < 0,01^*$
Tempo de meia vida (anos)	31,98	20,13	W = 84; $p < 0,01^*$
Tempo de duplicação (anos)	19,75	8,68	W = 93; $p < 0,01^*$
Tempo de reposição (<i>turnover</i>) (ano)	25,86	14,40	W = 87; $p < 0,01^*$
Estabilidade (anos)	12,24	11,45	W = 49; $p = 0,97$
Taxa de mudança líquida (% ano ⁻¹)	5,28	9,67	W = 14; $p < 0,01^*$

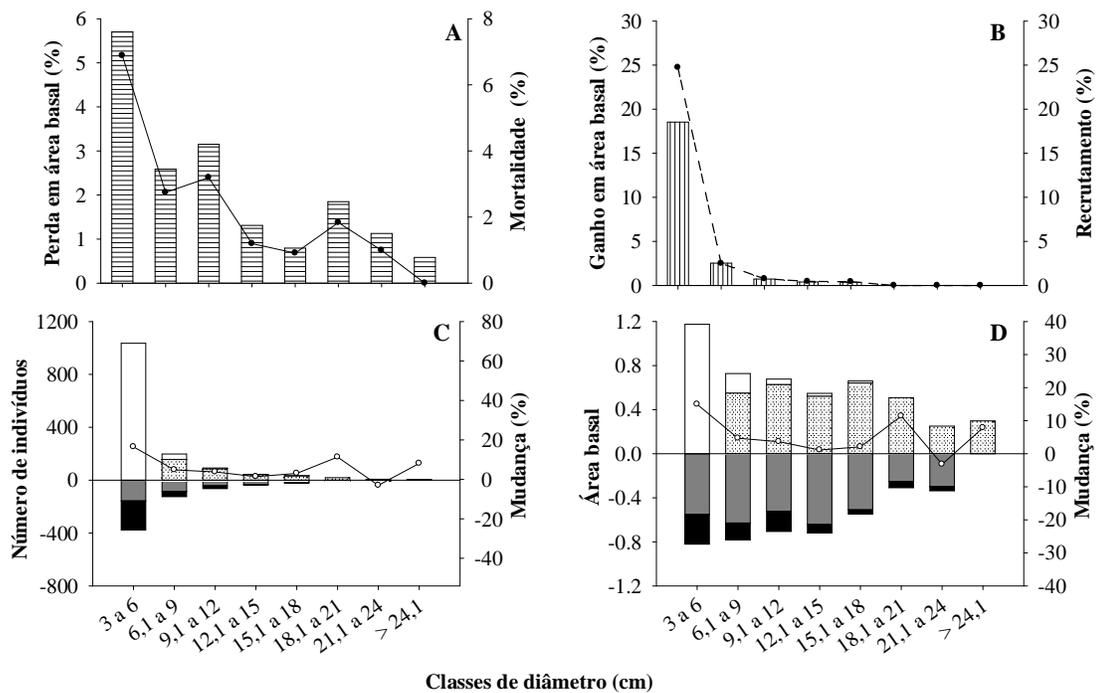


Figura 2. Parâmetros de dinâmica e estruturais da vegetação lenhosa entre os anos de 2009 e 2012, por classes de diâmetros, em área de cerrado rupestre, no Parque Municipal do Bacaba, Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil. A = Taxa anual média de perda em área basal (listas horizontais) e taxa anual média de mortalidade para número de indivíduos (—●—); B = Taxa anual média de ganho em área basal (listas verticais) e taxa anual média de recrutamento em número de indivíduos (--●--); C = Parâmetros de dinâmica em número de indivíduos e D = Parâmetros de dinâmica em área basal (■ = Egresso, ■ = Morto, ■ = Ingresso, □ = Recruta e —○— = Mudança).

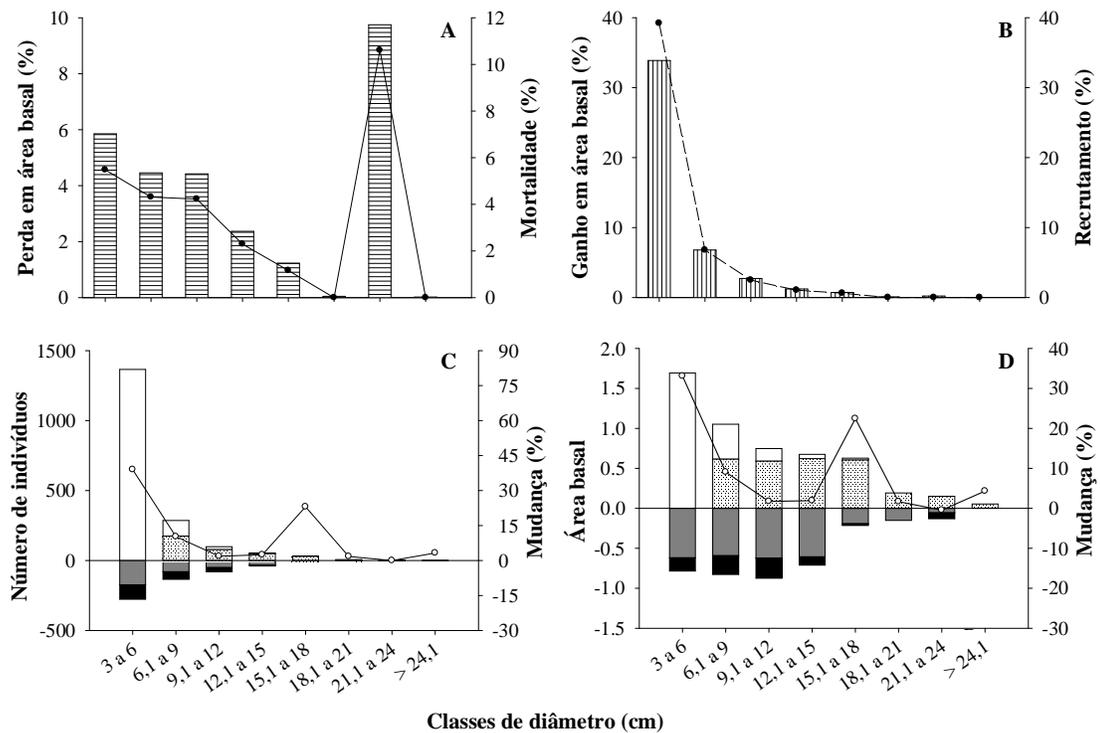


Figura 3. Parâmetros de dinâmica e estruturais da vegetação lenhosa entre os anos de 2009 e 2012, por classes de diâmetros, em área de cerrado típico, no Parque Municipal do Bacaba, Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil. A = Taxa anual média de perda em área basal (listas verticais) e taxa anual média de mortalidade para número de indivíduos (—●—); B = Taxa anual média de ganho em área basal (listas horizontais) e taxa anual média de recrutamento em número de indivíduos (—●—); C = Parâmetros de dinâmica em número de indivíduos e D = Parâmetros de dinâmica em área basal (■ = Egresso, ■ = Morto, ▨ = Ingresso, □ = Recruta e —○— = Mudança).

Discussão

O registro de novas espécies superior ao número de espécies não registradas entre os censos (2009 e 2012) no CR e no CT também foi descrito por Ribeiro *et al.* (2012) com aumentos de riqueza de 6,3% em aproximadamente dois anos após a passagem de fogo em um fragmento de cerrado sentido restrito. Mews *et al.* (2011) em área de cerrado sentido restrito protegida do fogo encontraram um aumento de 3,7% no número total de espécies em um intervalo de quatro anos. Ainda, Lopes *et al.* (2009) não encontraram diferenças significativas entre sítios queimados e não queimados de cerrado sentido restrito. Assim, de modo geral as formações savânicas do Cerrado independente da passagem de fogo e da presença de afloramentos rochosos, aumentam em pequenas proporções a riqueza em intervalos de tempo relativamente curtos. Ainda, essas pequenas alterações florísticas são consideradas temporárias devido a maior probabilidade de aparecimento ou de desaparecimento de espécies pouco abundantes, como sugerido por Aquino *et al.* (2007).

A alta proporção de densidade e área basal acumulada entre os censos (2009 e 2012) indicam a reestruturação acelerada desses sítios após a passagem do fogo. Além disso, a maior proporção dos valores de densidade e área basal adquirida entre os censos no CT demonstram uma reestruturação mais acelerada em relação ao CR. Contribuições mais intensas para esses maiores valores no CT se deram em função das espécies *Kielmeyera rubriflora*, *Erythroxylum suberosum*, *Heteropterys byrsonimifolia* e *Myrcia lanuginosa*, que apesar de estarem presentes em ambos os sítios, aumentaram 50% ou mais o número de indivíduos apenas no CT. Sugerimos assim, que esses sítios sejam altamente resilientes aos distúrbios estruturais provocados pela passagem do fogo. Porém, devido ao fato de não termos realizados censos antes da passagem do fogo podemos apenas inferir que os danos (mortes de indivíduos) causados pelo fogo teriam sido maiores no CT em relação ao CR e que, por esse motivo, o CT estaria se recuperando mais rapidamente.

Os parâmetros de dinâmica também sugerem que as comunidades de CR e CT estão se recuperando em resposta ao distúrbio causados pelo fogo, devido aos valores superiores de taxa de recrutamento sobre mortalidade, taxa de ganho sobre perda e tempo de meia vida sobre tempo de duplicação. Ainda, valores positivos da taxa de mudança encontrados neste estudo confirmam a recuperação dessas comunidades conforme sugerido por Corrêa & Van Den Berg (2002). Mews *et al.* (2011), também encontraram taxas superiores de recrutamento e ganho (6,67 e 2,27 % ano⁻¹) sobre as taxas de mortalidade e perda (4,01 e

0,68 % ano⁻¹) e taxa de mudança líquida positiva em cerrado típico próximo aos sítios do presente estudo. Padrões de balanço positivo geralmente são encontrados em áreas que não sofreram perturbações recentes (Henriques & Hay 2002; Roitman *et al.* 2008; Mews *et al.* 2011), demonstrando, assim, a recuperação dos sítios de CR e CT em aproximadamente três anos após a passagem do fogo.

Valores de estabilidade similares indicam que os sítios de CR (9,32 anos) e CT (11,98 anos) apresentam intervalos de tempo semelhantes para manter números menos variáveis de indivíduos e de área basal como sugerido por Korning & Balslev (1994). Ribeiro *et al.* (2012) encontraram tempo de estabilidade superiores ao do presente estudo tanto em relação ao número de indivíduos (19,17±22,54 e 76,19±50,80), quanto para área basal (50,79±122,94 e 583,97±562,99) em dois sítios com diferentes frequências de fogo, respectivamente. Mews *et al.* (2011) também encontraram tempos superiores de estabilidade (número de indivíduos = 47,01; área basal = 67,52) em área de cerrado sentido restrito protegida do fogo. Neste sentido, os sítios de CR e CT em estudo são mais estáveis do que outros trabalhos realizados em áreas de cerrado sentido restrito, apesar de terem sido queimados recentemente, indicando alta resistência desses sítios à passagem do fogo.

Quanto maiores as taxas de mortalidade e recrutamento, perda e ganho mais dinâmica é a comunidade (Oliveira-Filho *et al.* 1997), dessa forma, apesar do CT apresentar maior taxa de recrutamento e ganho este não foi mais dinâmico que o CR devido as diferenças entre taxas de recrutamento e ganho serem muito superiores as de mortalidade perda no CT, indicando novamente a recuperação mais acelerada do CT em relação ao CR. Ainda, taxas de recrutamento superiores no CT em relação o CR levaram a tempos de duplicação inferiores no CT, ou seja, o CT está duplicando o número de indivíduos em menor tempo que o CR como descrito por Korning & Balslev (1994). Taxas de mortalidade semelhantes entre o CR e o CT resultaram em tempos de meia vida também semelhantes, ou seja, ambos os sítios estão reduzindo o número de indivíduos em intervalos de tempo semelhantes como proposto por Lieberman *et al.* (1985). Tais valores semelhantes contribuíram ainda para tempos de reposição em relação ao número de indivíduos semelhantes entre o CR e o CT. Já maiores taxas de perda no CT proporcionaram a um maior tempo de meia vida para área basal no CR, enquanto as maiores taxas de ganho no CT levaram a um maior tempo de duplicação no CR. Tais diferenças contribuíram para o menor tempo de reposição para o CR.

As correlações negativas entre a taxa de mortalidade e de perda em área basal em relação às classes diamétricas indicam que o fogo reduziu as densidades de indivíduos de menor porte, corroborando os resultados registrados em outras áreas de cerrado sentido restrito com passagem de fogo (Aquino *et al.* 2007; Lima *et al.* 2009; Ribeiro *et al.* 2012). Indivíduos de menor porte são mais afetados pelo fogo por apresentarem cascas menos espessas, órgãos subterrâneos de reserva menos desenvolvidos e por estarem expostos a uma zona de maior exposição às chamas (Miranda *et al.* 1993; Miranda *et al.* 1996; Miranda *et al.* 2002; Miranda & Sato 2005). Por outro lado, as altas taxas de mortalidade e perda foram compensadas pelas altas taxas de recrutamento e ganho nas menores classes diamétricas, sendo esses valores ainda superiores no CT em relação ao CR, reforçando o indicativo de que a recuperação é mais acelerada no CT com relação ao CR.

Dessa forma, apesar do cerrado rupestre ser semelhante floristicamente e estruturalmente ao cerrado típico como demonstrado em outros trabalhos realizados no Brasil Central, a recuperação pós-fogo relacionada principalmente à taxa de recrutamento e ganho em área basal são maiores no CT. Desta forma sugerimos que os afloramentos rochosos no CR estariam limitando a recuperação pós-fogo da vegetação lenhosa do cerrado rupestre em um período de aproximadamente três anos. Sugerimos ainda, que a camada descontínua e a menor biomassa de gramíneas no cerrado rupestre em relação ao cerrado típico (observação pessoal) podem ter tornado a queimada mais ampla, contínua e intensa no segundo. Essas propriedades do fogo podem ter sido responsáveis por maiores danos ao cerrado típico, e que, por essa razão, está recuperando de forma mais acelerada e intensa a densidade e biomassa perdidas com a queimada.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e aos projetos PELD (Projeto Transição Cerrado-Floresta Amazônica, bases ecológicas e socioambientais para a conservação, processo nº 558069/2009-6) e PROCAD UnB/UNEMAT (Programa Nacional de Cooperação Acadêmica, Universidade de Brasília e Universidade do Estado do Mato Grosso. processo nº 109/2007) pelo apoio logístico e financeiro.

Referências Bibliográficas

- Abad, J.C.S. & Marimon, B.S. 2008. Caracterização e diagnóstico ambiental do Parque Municipal do Bacaba (Nova Xavantina, MT). Pp. 23-56. In: Santos, J.E. & Galbiati, C. (Orgs.). **Gestão e educação ambiental: água, biodiversidade e cultura**. São Carlos, RiMA.
- Aquino, F.G.; Walter, B.M.T.; Ribeiro, J.F. 2007. Woody community dynamics in two fragments of “cerrado” *stricto sensu* over a seven-year period (1995-2002), MA, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica** **30**: 113-121.
- APG III - Angiosperm Phylogeny Group. 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Botanical Journal of the Linnean Society** **161**: 105-121.
- Cientec - Consultoria e Desenvolvimento de Sistemas. 2006. Mata Nativa 2. **Manual do usuário**. Viçosa.
- Cochrane, M.A. 2003. Fire science for rainforests. **Nature** **421**: 913-919.
- Cochrane, M.A. 2009. **Tropical fire ecology: climate change, land use, and ecosystem dynamics**. Chichester, Springer-Praxis.
- Conceição, A.A. & Orr, B.J. 2012. Post-fire flowering and fruiting in *Vellozia sincorana*, a caulescent rosette plant endemic to Northeast Brazil. **Acta Botanica Brasilica** **26**: 94-100.
- Conceição, A.A. & Pirani, J.R. 2005. Delimitação de habitats em campos rupestres na Chapada Diamantina: substratos composição florística e aspectos estruturais. **Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo** **23**: 85-111.
- Corrêa, B.S. & Van Den Berg, E. 2002. Estudo da dinâmica da população de *Xylopia brasiliensis* Sprengel em relação a parâmetros populacionais e da comunidade em uma floresta de galeria em Itutinga, MG, Brasil. **Cerne** **8**:01-12.
- Coutinho, L. M. 1976. **Contribuição ao conhecimento do papel ecológico das queimadas na floração de espécies do cerrado**. 1976. 123 f. Tese - Universidade de São Paulo. São Paulo.
- Coutinho, L.M. 1982. Ecological effects of fire in Brazilian cerrado. **Ecological Studies** **42**: 273-291.
- Coutinho, L.M. 1990. Fire in the ecology of the Brazilian Cerrado. Pp. 85-105. In: Goldammer, J.G. (Ed.). **Fire in the tropical biota**. Berlim, Spring-Verlag.

- Durigan, G. & Ratter, J.A. 2006. Successional changes in cerrado and cerrado/forest ecotonal vegetation in western São Paulo State, Brazil, 1962-2000. **Edinburgh Journal of Botany** **63**: 119-130.
- Felfili, J.M. & Fagg, C.W. 2007. Floristic composition, diversity and structure of the “cerrado” *sensu stricto* on rocky soils in northern Goiás and southern Tocantins, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica** **30**: 375-385.
- Felfili, J.M.; Rezende, A.V.; Silva Jr., M.C. & Silva, M.A. 2000. Changes in the floristic composition of cerrado *sensu stricto* in Brazil over a nine-year period. **Journal of Tropical Ecology** **16**: 579-590.
- Frost, P. G. H. & Robertson, F. 1987. The Ecological Effects of Fire in Savannas. In: Walker, B.H. (Ed.). **Determinants of Tropical Savannas**. IRL Press, Oxford.
- Gomes, L.; Lenza, E.; Maracahipes, L.; Marimon, B.S. & Oliveira, E.A. 2011. Comparações florísticas e estruturais entre duas comunidades lenhosas de cerrado típico e cerrado rupestre. Mato Grosso. Brasil. **Acta Botanica Brasílica** **25**: 865-875.
- Guimarães, J.C.C.; Van Den Berg, E.; Castro, G.C.; Machado, E.L.M. & Oliveira-Filho, A.T. 2008. Dinâmica do componente arbustivo-arbóreo de uma floresta de galeria aluvial no planalto de Poços de Caldas, MG, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica** **31**: 621-632.
- Henriques, R.P.B. & J.D, Hay. 2002. Patterns and dynamics of plant populations. Pp. 140-178. In: Oliveira, P.S. & Marquis, R.S (Eds.). **Ecology and Natural History of a Neotropical savanna: The cerrados of Brazil**. The University of Columbia Press.
- Hoffmann, W.A. 2000. Post-establishment seedling success of savanna and forest species in the Brazilian Cerrado. **Biotropica** **32**: 62-69.
- Hoffmann, W.A. 2005. Ecologia comparativa de espécies lenhosas de cerrado e mata. In: Scariot, A.; Sousa-Silva, J.C. & Felfili, J.M. (Eds.). **Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação, ministério do meio ambiente**. Departamento de Ecologia Universidade de Brasília. DF.
- Hoffmann, W.A.; Adasme, R.; Haridasan, M.; Carvalho, M.T.; Geiger, E.L.; Pereira, M.A.B.; Gotsch, S.G. & Franco, A.C. 2009. Tree topkill, not mortality, governs the dynamics of savanna-forest boundaries under frequent fire in central Brazil. **Ecology** **90**: 1326-1337.
- Hoffmann, W.A. & Moreira, A. 2002. The role of fire in population dynamics of woody plants. Pp. 159-177. In: Oliveira, P.S. & Marquis, R. (Eds.). **Ecology and Natural**

- History of a Neotropical savanna: The cerrados of Brazil.** The University of Columbia Press.
- Hoffmann, W.A.; Geiger, E.L.; Gotsch, S.G; Rossatto, D.R.; Silva, L.C.R.; Lau, O.L.; Haridasan, M. & Franco, A.C. 2012. Ecological thresholds at the savanna-forest boundary: how plant traits, resources and fire govern the distribution of tropical biomes. **Ecology Letters** **15**: 759-768.
- Hoffmann, W.A.; Orthen, B. & Franco, A.C. 2004. Constraints to seedling success of savanna and forest trees across the savanna-forest boundary. **Oecologia** **140**: 252-260.
- Hollander, M. & Wolfe, D.A. 1973. **Nonparametric Statistical Methods.** John Wiley & Sons. New York.
- Henriques, R.P.B. & Hay, J.D. 2002. Patterns and dynamics of plant populations. Pp.140-158. In: Oliveira, P.S. & Marquis, R.J. (Eds.). **Cerrados of Brazil: ecology and natural history a Neotropical Savanna.** Columbia University Press, New York.
- Kent, M. & Coker, P. 1992. **Vegetation description and analysis; a practical approach.** London, Bealhaven Press.
- Klink, C.A. & Machado, R.B. 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. **Conservation Biology** **19**: 707-713.
- Korning, J. & Balslev, H. 1994. Growth and mortality of trees in amazonian tropical rain forest in Ecuador. **Journal of Vegetation Science** **5**: 77-86.
- Lenza, E.; Pinto, J.R.R.; Pinto, A.S.; Maracahipes, L. & Bruziguessi, E.P. 2011. Comparação da vegetação arbustivo-arbórea de uma área de cerrado rupestre na Chapada dos Veadeiros, Goiás, e áreas de cerrado sentido restrito do Bioma Cerrado. **Revista Brasileira Botânica** **34**: 247-259.
- Libano, A.M. & Felfili, J.M. 2006. 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**: 927-936.
- Lieberman, D.; Lieberman, M.; Peralta, R. & Hartshorn, G.S. 1985. Mortality patterns and stand turnover rates in a Wet Tropical forest in a Costa Rica. **Journal of Ecology** **73**: 915-924.
- Lima, T.A.; Pinto, J.R.R.; Lenza, E. & Pinto, A.S. lorística e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea em uma área de cerrado rupestre no Parque Estadual da Serra de Caldas Novas, Goiás. **Biota Neotropica** **10**: 159-166.

- Lima, E.S.; Lima, H.S. & Ratter, J.A. 2009. 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**: 468-480.
- Lista de Espécies da Flora do Brasil 2013**. 2013. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>. Acessado em 20 de março de 2013.
- Lopes, S.F; Vale, V.S. & Schiavini, I. 2009. Efeito de queimadas sobre a estrutura e composição da comunidade vegetal lenhosa do cerrado sentido restrito em Caldas Novas, GO. **Revista Árvore** **33**: 695-704.
- Maracahipes, L.; Lenza, E.; Marimon, B.S.; Oliveira, E.A.; Pinto, J.R.R. & Marimon-Junior, B.H. 2011. Estrutura e composição florística da vegetação arbustivo-arbórea de um cerrado rupestre na transição Cerrado-Floresta Amazônica, Mato Grosso, Brasil. **Biota Neotropica** **11**: 133-141.
- Marimon, B.S.; Felfili, J.M.; Lima, E.S. & Rodrigues, A.J. 2001. Distribuição de circunferências e alturas em três porções da mata de galeria do Córrego Bacaba, Nova Xavantina-MT. **Revista Árvore** **25**: 335-343.
- Marimon, B.S.; Varella, R.F. & Marimon-Junior, B.H. 1998. Fitossociologia de uma área de cerrado de encosta em Nova Xavantina, Mato Grosso. **Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer** **3**: 82-101.
- Marimon-Junior, B.H. & Haridasan, M. 2005. Comparação da vegetação arbórea e características edáficas de um cerradão e um cerrado *sensu stricto* em áreas adjacentes sobre solo distrófico no leste de Mato Grosso, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** **19**: 913-926.
- McCune, B. & Grace, J.B. 2002. Analysis of ecological communities. Gleneden Beach, MjM Soft ware Design.
- Mews, H.A.; Marimon, B.S.; Maracahipes, L.; Franczak, D.D. & Marimon-Junior, B.H. 2011. Dinâmica da comunidade lenhosa de um Cerrado Típico na região Nordeste do Estado de Mato Grosso, Brasil. **Biota Neotropica** **11**: 73-82.
- Miranda, A.C.; Miranda, H.S.; Dias, I.F.O. & Dias, B. F. S. 1993. Soil and air temperatures during prescribed Cerrado fires in Central Brazil. **Journal of Tropical Ecology** **9**: 313-320.
- Miranda, H.S.; Bustamante, M.M.C. & Miranda, A.C. 2002. The fire factor. Pp. 51-68. In: Oliveira, P.S. & Marquis, R.J. (Eds.). **Cerrados of Brazil: ecology and natural history a Neotropical Savanna**. New York, Columbia University Press.

- Miranda, H.S. & Sato, M.N. 2005. Efeito do fogo na vegetação lenhosa do Cerrado. Pp. 95-103. In: Scariot, A.; Sousa-Silva, J.C. & Felfili, J.M. (Eds.). **Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação, ministério do meio ambiente**. Departamento de Ecologia Universidade de Brasília, DF.
- Miranda, H.S.; Rocha e Silva, E.P. & Miranda, A.C. 1996. Comportamento do fogo em queimadas de campo sujo. Pp. 1-10. In: Miranda, H.S.; Saito, C. O. & Dias, B. F. S. (Eds.). **Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga**. Universidade de Brasília. Brasília, DF.
- Moreira, A.G. 2000. Effects of fire protection on savanna structure in Central Brazil. **Journal of Biogeography** **27**: 1021-1029.
- Oliveira-Filho, A.T. 1994. Estudos ecológicos da vegetação como subsídios para programas de revegetação com espécies nativas: uma proposta metodológica. **Cerne** **1**: 64-72.
- Oliveira-Filho, A.T., ;J.M. & Scolforo, J.R.S. 1997. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment f tropical semideciduous forest in southeastern Brazil over a Five-year period (1987-1992). **Plant Ecology** **131**: 45-66.
- Peel, M.C.; Finlayson, B.L. & McMahon, T.A. 2007. Updated world map of the Koppen-Geiger climate classification. **Hydrology and Earth System Sciences**. **11**: 1633-1644.
- Philip, M.S. 1994. **Measuring trees and forests**. University Press. Cambridge.
- Pinheiro, E.S. & Durigan, G. 2009. Dinâmica espaço-temporal (1962-2006) das fitofisionomias em unidade de conservação do Cerrado no sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica** **32**: 441-454.
- Pinto, J.R.R.; Lenza, E. & Pinto, A.S. 2009. Composição florística e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea em um cerrado rupestre, Cocalzinho de Goiás, Goiás. **Revista Brasileira de Botânica** **32**: 23-32.
- R Development Core Team. R: a language and environment for statistical computing. **R Foundation for Statistical Computing**. 2009. Vienna. Áustria.
- Reatto, A. Correia, J.R.; Spera, S.T. & Martins, E.S. 2008. Solos do Bioma Cerrado: aspectos pedológicos. Pp. 107-134. In: Sano, S.M.; Almeida, S.P. & Ribeiro, J.P. (Eds.). **Cerrado: ecologia e flora**. Planaltina, Embrapa.

- Ribeiro, J.F. & Walter, B.M.T. 2008. As Principais Fitofisionomias do Bioma Cerrado. Pp.151-199. In: Sano, S.M.; Almeida, S.P. & Ribeiro, J.P. (Eds.). **Cerrado: ecologia e flora**. Planaltina, Embrapa.
- Ribeiro, M.N.; Sanchez, M.; Pedroni, F. & Peixoto, K.S. 2012. Fogo e dinâmica da comunidade lenhosa em cerrado sentido restrito, Barra do Garças, Mato Grosso. **Acta Botanica Brasilica** **26**: 203-217.
- Roitman, I.; Felfili, J.M. & Rezende, A.V. 2008. Tree dynamics of a fire-protected cerrado *sensu stricto* surrounded by forest plantations, over a 13-year period (1991–2004) in Bahia, Brazil. **Plant Ecology** **197**: 255-267.
- Santos, T.R.R.; Pinto, J.R.R.; Lenza, E. & Mews, H.A. 2012a. The tree-shrub vegetation in rocky outcrop cerrado areas in Goiás State, Brazil. **Brazilian Journal of Botany** **35**: 281-294.
- Santos, T.R.R.; Pinto, J.R.R. & Lenza, E. 2012b. Floristic relationships of the woody component in rocky outcrops savanna areas in Central Brazil. **Flora** **207**: 541-550.
- Silva, F.A.M.; Assad, E.D. & Evangelista, B.A. 2008. Caracterização Climática do Bioma Cerrado. Pp. 69-88. In: Sano, S.M.; Almeida, S.P. & Ribeiro, J.P. (Eds.). **Cerrado: ecologia e flora**. Planaltina, Embrapa.
- Silva, G.T.; Sato, M.N. & Miranda, H.S. 1996. Mortalidade de plantas lenhosas em um campo sujo de cerrado submetido a queimadas prescritas. Pp. 93- 101. In: Miranda, H.S.; Saito, C. O. & Dias, B. F. S. (Eds.). **Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga**. Universidade de Brasília. Brasília, DF.
- Sheil, D.; Burslem, D.F.R.P. & Alder, D. 1995. The interpretation and misinterpretation of mortality rate measures. **Journal of Ecology** **83**: 331-333.
- Sheil, D.; Jennings, S. & Savill, P. 2000. Long-term permanent plot observations of vegetation dynamics in Budongo, a Ugandan rain forest. **Journal of Tropical Ecology** **16**: 765-800.
- Tothill, J. C. 1969. Soil temperature and seed burial in relation to the performance of *heterogon contortus* and *Thameda australis* in burnt native woodland pasture in Eastern Queensland. **Australian Journal of Botany** **17**:269-275.
- Zar, J.H. 2010. **Biostatistical Analysis**. Upper Saddle River. New Jersey, USA, Pearson.

APÊNDICE 1

Normas gerais da revista científica utilizada para redação e submissão dos capítulos em forma de artigos que compõe a presente dissertação.

O capítulo 1 será submetido à revista científica “Flora”, cujas normas para redação estão disponíveis no seguinte endereço eletrônico: <http://shop.elsevier.de/flora>

O capítulo 2 será submetido à revista científica “Acta Botanica Brasilica”, cujas normas para redação estão disponíveis no seguinte endereço eletrônico: <http://www.botanica.org.br/acta/ojs>