



EFEITOS DO FOGO NA DINÂMICA DA COMUNIDADE ARBÓREA EM UMA ÁREA DE CERRADO SENTIDO RESTRITO

M. N. Ribeiro¹

M. Sanchez²; F. Pedroni²; K. S. Peixoto³

1. Universidade Federal de Mato Grosso, graduando do Curso de Farmácia - Rod. MT 100, km 3, Pontal do Araguaia - MT. mixeleribeiro@hotmail.com)

2. Universidade Federal de Mato Grosso, Grupo de Pesquisas Ecologia UFMT - Rod. MT 100, km 3, Pontal do Araguaia - MT).

3. Universidade Federal de Goiás, Programa de Pós - Graduação em Ecologia e Evolução - Rodovia Goiânia - Nerópolis, km 5, Setor Itatiaia, Goiânia - GO.)

INTRODUÇÃO

Mudanças temporais na composição florística e na estrutura das comunidades podem ser entendidas por meio dos estudos da dinâmica, os quais avaliam o resultado das interações entre diferentes fatores bióticos e abióticos, num determinado intervalo de tempo, e é expresso por flutuações nos valores de mortalidade, recrutamento e crescimento dos indivíduos amostrados (Felfili, 1995).

A ocorrência de queimadas é comum nas fitofisionomias de cerrado, especialmente nas savânicas. O fogo afeta diretamente a sobrevivência, o crescimento e reprodução das plantas. Mas as respostas das plantas aos impactos do fogo variam conforme a intensidade, a frequência e a duração dos incêndios e também com a formação vegetacional atingida (Fiedler *et al.*, ., 2004). As comunidades lenhosas do cerrado exibem um alto grau de resiliência dos indivíduos ao fogo (Felfili *et al.*, ., 2000, Silva *et al.*, ., 2005) provavelmente devido à baixa mortalidade e rápido rebrotamento (Rutherford, 1981; Sato & Miranda, 1996; Trollope, 1996). A rebrota após a perturbação antrópica ou natural é reconhecida como uma estratégia de estabelecimento de diferentes espécies e mecanismo comum na dinâmica natural de regeneração (Silva *et al.*, ., 2005). Entretanto, baixas taxas de mortalidade podem não ser o suficiente para garantir a persistência dos indivíduos sob queimadas frequentes. Se as queimadas são frequentes, os indivíduos pequenos podem ser incapazes de crescer e atingir classes maiores de tamanho. Até mesmo grandes indivíduos podem estar sujeitos à morte da copa (Williams *et al.*, ., 1999) e retrocederem para classes de tamanho menores, e, se o fogo for frequente, essa redução pode tornar - se irreversível. Outros efeitos adversos de queimadas frequentes que já foram observados no cerrado foram baixas taxas de recrutamento e diminuição de espécies lenhosas, cujas conseqüências foram a redução na densidade arbórea, o aumento do entouceira-

mento e a diminuição da diversidade de espécies (Fiedler *et al.*, ., 2004). Assim, a morte da copa e a taxa de rebrota podem controlar mudanças na florística, estrutura e cobertura lenhosa de muitas savanas tropicais (Bond and Midgley, 2000; Higgins *et al.*, ., 2000).

Incrementos progressivos na vegetação lenhosa têm sido observados após exclusão de fogo, indicando que sua ausência permite regeneração de espécies lenhosas (aumento em densidade e área basal, taxas de recrutamento maior que a de mortalidade), enquanto que a passagem de fogo tem sido responsável pela exclusão de algumas espécies sensíveis e redução no número de indivíduos da comunidade, levando a uma progressiva simplificação da composição florística e da estrutura da comunidade ao longo do tempo (Líbano & Felfili, 2006).

OBJETIVOS

O presente estudo teve por objetivo avaliar os efeitos do fogo sobre a dinâmica da comunidade lenhosa de uma área de cerrado sentido restrito no Parque Estadual da Serra Azul (PESA) em um período de três anos (2006 - 2009). As principais perguntas relacionadas a este estudo foram: A taxa de mortalidade, observada na comunidade logo após o fogo, tende a aumentar com o tempo? Nem todas as árvores suscetíveis aos danos causados pelo fogo morrem imediatamente após a queimada, uma vez que a ação do fogo pode resultar na morte não pela ação direta da chama, mas como um resultado da desidratação da copa como conseqüência das elevadas temperaturas (Ivanauskas *et al.*, ., 2003). A mortalidade é maior nas menores classes de tamanho? De forma geral, durante queimadas, a mortalidade é maior em indivíduos de menor porte por estarem expostos à zona de maior temperatura durante a queimada e por apresentarem características morfológicas como cascas menos espessas, as

quais protegeriam o caule das injúrias causadas pelo fogo.

MATERIAL E MÉTODOS

O presente estudo foi desenvolvido em uma área de cerrado sentido restrito, no Parque Estadual da Serra Azul (PESA), situado no perímetro urbano do município de Barra do Garças na região leste de Mato Grosso, entre as coordenadas 15°51'11,04"S e 52°15'69,19"W, com altitude de 535 m. O Parque Estadual da Serra Azul (11.002 ha) representa uma importante Unidade de Conservação (UC) na região leste do estado do Mato Grosso, estando representadas em sua área diversas formas fitofisionômicas do Cerrado brasileiro, como mata de galeria, mata semi-decídua, cerrado típico, cerrado ralo, cerrado rupestre e veredas (FEMA, 2000). O clima da região é do tipo Aw segundo a classificação de Köppen, com duas estações bem definidas, sendo o período seco de maio até setembro e o chuvoso de novembro a março.

Para a execução deste estudo foi amostrado um hectare de cerrado sentido restrito utilizando 10 unidades amostrais de 20 x 50 m, alocadas ao longo de 2 km, com distância mínima entre si de 100 m. Foram realizados três inventários na área, em 2006 (T1), antes da passagem de fogo, 2007 (T2), logo após a passagem de fogo, e 2009 (T3), um ano após a passagem do fogo. Em T1 (2006), foram incluídos todos os indivíduos vivos ou mortos (que ainda estavam em pé) com DAS (diâmetro a altura do solo) 5 cm ao nível do solo (30 cm acima do solo). Todos foram marcados com plaquetas de alumínio numeradas, tiveram seus perímetros medidos com fita métrica, alturas estimadas visualmente por comparação com uma vara de comprimento conhecida (vários estágios da tesoura de alta poda), com precisão de 0,5 m. As amostras de ramos vegetativos, floríferos e/ou frutíferos dos espécimes foram coletadas, prensadas e secas em estufa, de acordo com os procedimentos usuais de herborização e incorporadas ao acervo do Herbário UFMT - Unidade do Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde. Em setembro de 2007, ocorreu uma queimada natural em todas as parcelas amostradas em 2006. Dessa forma, a segunda amostragem T2 (2007), foi realizada logo após a queimada sendo remediados os indivíduos vivos e anotados os indivíduos mortos. Em T3 (2009), foi realizada a remediação dos indivíduos vivos e anotados os indivíduos que morreram após T2. Os indivíduos novos que alcançaram o critério de inclusão (recrutas) foram amostrados e marcados seguindo o mesmo critério do primeiro levantamento.

Para cada levantamento foi possível obter o número de indivíduos na primeira amostragem (N1) e na segunda amostragem (N3), número de indivíduos que morreram (D) e que ingressaram (I), foram calculadas as taxas de mortalidade, ingresso e crescimento populacional, considerando o número de indivíduos e o tempo amostral. O tempo transcorrido entre o primeiro e terceiro inventário foi 2,5 anos. As taxas anuais de mortalidade da comunidade (m_e) foram calculadas usando o modelo exponencial, seguindo as recomendações de Swaine & Liberman (1987), de acordo com a equação: $m_e = -\ln[(N0 - D)/N0] / \Delta t$. Através do valor da taxa anual de mortalidade, foi possível calcular a "meia-vida", ou seja, o intervalo de tempo para que

o número de indivíduos da comunidade seja reduzido pela metade, mantida constante a atual taxa de mortalidade: $t_{(1/2)} = \ln 0,5 / m_e$. O ingresso anual para a comunidade (i_c) foi calculado com base no número de indivíduos que cresceram, atingindo o DAS mínimo de inclusão. As taxas anuais de ingresso foram estimadas de acordo com Sheil & May (1996): $i_c = (Nt / \Delta t) \cdot \ln[1 - (1 - (I/Nt))] / Nt$. Foi calculada a taxa de incremento (r) de acordo com a equação: $r = [\ln(Nt/N0)] / \Delta t$. Através do modelo adaptado de Korning & Balslev (1994) foi calculado o tempo necessário para dobrar o número de indivíduos da comunidade, ou seja, o tempo de duplicação (t_2) desde que a taxa de ingresso entre N1 e N3 fossem mantidas: $t_2 = \ln(2) / \ln(1 + i_c)$. Foram calculados também os valores para a Reposição ($R = (t_{1/2} + t_2) / 2$) e Estabilidade ($E = t_{1/2} - t_2$), conforme proposto por Korning & Balslev (1994). Para a avaliação das diferenças nas distribuições dos diâmetros na comunidade entre os três levantamentos foi utilizado o teste de Kolmogorov - Smirnov.

RESULTADOS

Em 2006 (T1), foram encontrados 1.784 indivíduos/ha pertencentes a 85 espécies e 37 famílias. Em 2009 (T3), foram amostrados 1.679 ind./ha distribuídos em 83 espécies e 36 famílias. As espécies mais abundantes em T1 e T3 foram *Davilla elliptica*, *Licania humilis* e *Miconia albicans*. As espécies que desapareceram *Virola sebifera* e *Andira paniculata* estavam representadas por 1 e 2 indivíduos, respectivamente. Após a queimada, a comunidade apresentou redução de 2,2% no número de espécies e 5,8% em relação ao número de indivíduos. Embora essas mudanças não tenham sido elevadas, seguem a tendência esperada decorrentes dos efeitos adversos causados pelo fogo (Fiedler *et al.*, 2004). Durante o período total do estudo (2,5 anos), morreram 225 indivíduos representando 13,2% das 1711 árvores encontradas vivas inicialmente. A taxa de mortalidade anual (m_e) foi 5,7%. A mortalidade ocorreu em 47 espécies (55,3%). *Davilla elliptica*, a espécie mais abundante, foi a que mais contribuiu para a taxa de mortalidade da comunidade, totalizando 13,8% dos indivíduos mortos no período, além de *Myrcia lanuginosa* (10,2%), *Miconia albicans* (8,9%), *Ouratea spectabilis* (6,2%) e *Myrcia multiflora* (4,9%). Os demais indivíduos mortos (56,0% restantes) distribuíram-se entre 42 espécies. A meia-vida ($t_{1/2}$) para a comunidade estudada foi 12,0 anos. Foram recrutadas 23 árvores, correspondendo a 1,5% do número total de indivíduos amostrados no segundo inventário. O ingresso anual (i_c) calculado através do modelo exponencial foi 0,6 %, e o tempo de duplicação (t_2) foi 110,9 anos. O incremento anual (r) foi - 5,1%. A estabilidade (E) foi 98,9 anos e o tempo de reposição (R) foi 61,4 anos. A taxa de mortalidade encontrada no PESA pode ser considerada muito alta quando comparada a outros estudos de dinâmica no cerrado sentido restrito, que encontraram taxas variando entre 1,93 - 4,88 % (Roitman *et al.*, 2008; Aquino *et al.*, 2007). O balanço negativo entre mortalidade e recrutamento revela que a comunidade sofreu um forte impacto pelo fogo. Além disso, o grande tempo de reposição e altos valores de estabilidade indicam mudanças estruturais e florísticas na comunidade

se os atuais parâmetros de dinâmica forem mantidos.

A taxa de mortalidade na comunidade aumentou com o decorrer do tempo após o fogo. No primeiro intervalo (entre T1 e T2) a taxa de mortalidade anual foi 3,8% enquanto que no segundo (entre T2 e T3) foi 6,1%, sugerindo que os efeitos do fogo sobre as taxas de mortalidade na comunidade podem se estender por mais de 2 anos. A mortalidade foi maior nas menores classes de diâmetro nos dois intervalos de tempo considerados (T1/T2, logo após o fogo, e T2/T3, dois anos após o fogo). (teste Kolmogorov - Smirnov - $D = 0,750$ e $p < 0,008$). Os resultados encontrados neste estudo mostram que o diâmetro do indivíduo é fator determinante para a mortalidade. Assim, mesmo plantas que não são muito altas podem permanecer na comunidade caso o diâmetro do caule apresente um limite mínimo que favoreça a sobrevivência. Segundo Felfli *et al.*, (2000), o fogo age como um distúrbio intermediário reduzindo periodicamente o estrato lenhoso no cerrado sentido restrito. Outros estudos têm mostrado que áreas protegidas do fogo apresentam aumento da densidade de espécies lenhosas e de espécies intolerantes ao fogo (Henriques & Hay 2002; Moreira 2000).

CONCLUSÃO

Como esperado, o fogo afetou a composição específica reduzindo o número de espécies. No entanto, o desaparecimento de duas espécies deve estar mais ligado ao pequeno número de indivíduos dessas espécies observado em T1 do que a sensibilidade ao fogo, apenas *Virola sebifera* parece ser mais suscetível ao fogo. As espécies com maior número de indivíduos mortos, como *Davila elliptica*, apresentam pequeno porte e, em função do tamanho, parecem ter sido mais afetadas pelo fogo. Na comunidade como um todo, os indivíduos mais afetados foram aqueles pertencentes às menores classes de diâmetro. Assim, como essas são as classes mais numerosas, isso se refletiu na redução da densidade da comunidade como um todo. Nossos resultados indicam que o fogo não causa a mortalidade instantânea da maioria das espécies, pelo contrário, as taxas de mortalidade continuam a aumentar mesmo dois anos após a passagem do fogo. A elevada taxa de mortalidade associada à reduzida taxa de recrutamento e tempo de meia vida apontam para a tendência de redução da densidade e mudanças na estrutura da vegetação esperadas em áreas atingidas por incêndios frequentes.

Ao programa CAPES/DS, pela concessão da bolsa de mestrado concedida à primeira autora. À Secretaria de Estado do Meio Ambiente de Mato Grosso (SEMA) pela permissão para realização de estudos no PESA. À todos os colegas que me ajudaram nas coletas de campo.

REFERÊNCIAS

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 Brasil. Bot., V.30, n.1, p.113 - 121. Bond, W.J., Midgley, G.F., 2000. A proposed CO₂ - controlled mechanism of woody plant invasion in grasslands and savannas. Global Change Biol. 6,

865-969. Felfli, J.M. 1995. Growth, recruitment in the Gama gallery forest in Central Brazil over a six year period (1985 - 1991). Journal of Tropical Ecology 11: 67 - 83. Felfli, J.M., Rezende, A.V., Silva Junior, 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. FEMSA. Fundação Estadual do Meio Ambiente do Estado de Mato Grosso. 2000. Diagnóstico Ambiental do Parque Estadual da Serra Azul, Barra do Garças, MT. Fiedler, N. C. ; Azevedo, I. N. C. ; Resende, A. V. ; Medeiros, M. B. ; Venturoli, F. 2004. Efeito de incêndios florestais na estrutura e composição florística de uma área de cerrado *Sensu Stricto* na Fazenda Água Limpa - DF. Revista Árvore, Viçosa - MG, v. 28, n. 01, p. 129 - 138. Henriques, R. P. B. & Hay, J. D. 2002. Patterns and dynamics of plant populations. In: Oliveira, P. S. & Marquis, R. J. (eds.). Cerrados of Brazil. Columbia University Press, New York. Higgins, S.I., Bond, W.J., Trollope, W.S.W., 2000. Fire, resprouting and variability, a recipe for grass-tree coexistence in savanna. J. Ecol. 88, 213-229. Ivanauskas, N.M. Monteiro, R. e Rodrigues, R.R. 2003. Alterations following a fire in a Forest community of Alto Rio Xingu. Forest Ecology and Management 184: 239 - 250. Korning, J. & Balslev, H. 1994. Growth and mortality of trees in Amazonian tropical rain forest in Ecuador. Journal of Vegetation Science 4: 77 - 86. Libano A. M, Felfli, 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(4): 927 - 936. Moreira, A.G., 2000. Effects of fire protection on savanna structure in central Brazil. J. Biogeogr. 27, 1021-1029. Roitman, I.; Felfli, 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. Rutherford, M.C., 1981. Survival, regeneration and leaf biomass changes in woody plants following spring burns in *Burkea africana*-*Ochna pulchra* savanna. Bothalia 13, 531-552. Sato, M.N., Miranda, H.S., 1996. Mortalidade de plantas lenhosas do cerrado *sensu stricto* submetidos a diferentes regimes de queima. In: Miranda, H.S., Saito, C.H., Dias, B.F.S. (Eds.), Impactos de Queimadas em Áreas de Cerrado e Restinga. Universidade de Brasília, Brasília, p. 102-111. Silva, V. F; Oliveira Filho, A. T; Venturin, W. A. C. C; Silva, J. B. V. G. 2005. Impacto do fogo no componente arbóreo de uma floresta estacional semidecídua no município de Ibituruna, MG, Brasil. Acta bot. bras. 19(4): 701 - 716. Swaine, M. D. & Lieberman, D. 1987. Note on the calculation of mortality rates. Journal of Tropical Ecology 3: ii - iii. Sheil, D. & May, R. M. 1996. Mortality and recruitment rate evaluations in heterogeneous tropical forests. Journal of Ecology 84: 91 - 100. Trollope, W.S.W. 1996. Biomass burning in the savannas of Southern Africa with particular reference to the Kruger National Park in South Africa. In: Levine, J.S. (Ed.), Global Biomass Burning. MIT Press, Cambridge, MA, p. 260-269. Williams, R.J., Cook, G.D., Gill, A.M., Moore, P.H.R., 1999. Fire regime, fire intensity and tree survival in a tropical savanna in northern Australia. Aust. J. Ecol. 24, 50-59.