



EFEITOS DO FOGO NA DINÂMICA DA COMUNIDADE ARBÓREA DE UMA FLORESTA SEMIDECÍDUA

K. S. Peixoto^{1,4}

M. Sanchez²; F. Pedroni²; M. N. Ribeiro³; V. L. Gomes - Klein¹; F. A. G. Guilherme¹

1. Universidade Federal de Goiás, Programa de Pós - Graduação em Ecologia e Evolução - Rodovia Goiânia - Nerópolis, km 5, Setor Itatiaia, Goiânia - GO.
2. Universidade Federal de Mato Grosso, Grupo de Pesquisas em Ecologia - MT 100, km 3,5 Pontal do Araguaia - MT.
3. Universidade do Estado de Mato Grosso, Pós - Graduação de Ecologia e Conservação da Biodiversidade-Br 158, km 148, Nova Xavantina - MT.
4. Autor para correspondência: ninepeixoto@yahoo.com.br

INTRODUÇÃO

As queimadas, o desmatamento, a fragmentação florestal e cortes seletivos de árvores são distúrbios constantes nas florestas tropicais (Peres *et al.*, ., 2006). Esses distúrbios causam mudanças estruturais abruptas nas comunidades, pois geram a morte dos organismos e criam oportunidades para o recrutamento (Souza, 1984; Woods 1989). Apesar de ocorrer uma diminuição no número de indivíduos devido à mortalidade, a abertura de clareiras pelo fogo pode favorecer o desenvolvimento de espécies pioneiras e, conseqüentemente, aumentar a riqueza de espécies (Ivanauskas *et al.*, ., 2003). No entanto, as perturbações oriundas do fogo, quando recorrentes, podem causar a depleção de espécies e alterações permanentes em florestas tropicais (Cochrane & Schulze, 1999). A intensidade do distúrbio pode gerar respostas diferentes nas comunidades, de forma que grandes perturbações ocasionam a perda de espécies, pequenas perturbações levam à exclusão de espécies adaptadas a colonizar novos locais e perturbações intermediárias permitem a coexistência de espécies iniciais e espécies tardias, aumentando então a diversidade local (Sheil & Burslem, 2003). Assim, as conseqüências dos incêndios podem ser notadas na alteração da estrutura, com reflexos na composição florística (Castellani & Stubblebine, 1993).

Estudos de longo prazo sobre mudanças temporais dos remanescentes de florestas permitem a distinção entre processos dinâmicos naturais e mudanças resultantes da ação antrópica (Korning & Balslev, 1994). Tais estudos podem ainda contribuir para predições sobre o crescimento e a produtividade florestal, facilitando a implantação de programas de manejo, utilização racional e recuperação das florestas tropicais (Carey *et al.*, ., 1994).

OBJETIVOS

O atual estudo tem o objetivo principal investigar as variações temporais ocorrentes na floresta estacional semidecidual do Parque Estadual da Serra Azul, Estado do Mato Grosso, avaliando os possíveis impactos de incêndios florestais sucessivos (2005 e 2007) na dinâmica da comunidade arbórea. Além disso, pretendemos verificar se os parâmetros da dinâmica variaram entre as áreas da floresta com freqüências diferentes de queimadas. Caso o fogo altere as taxas de mortalidade e recrutamento, as áreas com maior freqüência de fogo devem apresentar - se mais dinâmicas, com maior rotatividade e menor estabilidade.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

O local de estudo corresponde a uma floresta estacional semidecidual que está localizada no Parque Estadual da Serra Azul (PESA), município de Barra do Garças, estado de Mato Grosso (15^o52'S e 51^o16'W). O PESA ocupa uma área de 11.002 ha e apresenta altitude média de 560 m. De acordo com a classificação de Köppen, o clima dominante na região é do tipo tropical chuvoso, pertencente ao Grupo A, tipo AW-clima quente e úmido, com verão úmido e inverno seco, apresentando temperatura média de 22 °C e precipitação média anual variando de 1.200 a 1.600 mm. As maiores precipitações pluviométricas são registradas no período de outubro a abril (FEMA, 2000).

A floresta do presente estudo é ocasionalmente atingida por incêndios, sendo mais recentes os de outubro de 2005 e setembro de 2007. A floresta é cortada por uma estrada que funcionou como aceiro, impedindo a propagação do fogo de 2005 em um de seus lados. Já no incêndio ocorrido em 2007, devido à prolongada estação seca que atingiu a região e o

conseqüente acúmulo de serapilheira, a estrada não foi suficiente para evitar a propagação do fogo que atingiu toda a floresta.

Desenho amostral e os levantamentos da comunidade arbórea

Para a realização do estudo, foram marcados seis blocos (unidades amostrais) com 30 parcelas permanentes (10x10m), totalizando 180 parcelas e uma área amostral de 1,8 ha. Três desses blocos foram atingidos por duas queimadas (2005 e 2007) e os outros três blocos por apenas uma queimada (2007).

No primeiro levantamento (T1), realizado entre outubro de 2006 e maio de 2007, foram amostrados todos os indivíduos que apresentavam perímetro à altura do peito (PAP) \geq 15 cm. Indivíduos com caules múltiplos foram incluídos quando pelo menos uma das ramificações obedecia ao critério de inclusão (PAP \geq 15 cm), sendo que nestes casos foi anotado o perímetro de todas as ramificações para o cálculo da área basal. Árvores mortas, ainda em pé, que obedeciam ao critério de inclusão, também foram incluídas na amostragem, sendo consideradas como um grupo único. Todos os indivíduos dentro do critério de inclusão foram marcados com plaquetas de alumínio numeradas, tiveram seus perímetros medidos com fita métrica, altura máxima da copa estimada visualmente e material botânico coletado para identificação.

Um segundo levantamento (T2) foi realizado em março de 2009, quando todos os indivíduos vivos referentes à primeira amostragem tiveram seus perímetros remeidos e altura da copa estimada seguindo os mesmos procedimentos adotados na primeira amostragem e os indivíduos recrutados (aqueles que atingiram PAP \geq 15 cm) foram marcados, medidos e identificados.

Análise dos dados

Foram obtidos para cada bloco de parcelas os seguintes parâmetros de dinâmica: número de indivíduos na primeira amostragem (N0); número de indivíduos na segunda amostragem (Nt); número de indivíduos que morreram (D); e número de indivíduos que ingressaram (I).

As taxas anuais de mortalidade (me) foram calculadas seguindo recomendações de Swaine & Lieberman (1987), de acordo com a equação: $me = -\ln[(N0 - D)/N0] / \Delta t$. Através do valor da taxa anual de mortalidade, foi calculado o intervalo de tempo para que o número de indivíduos da comunidade seja reduzido pela metade, também chamado de meia-vida ($t_{1/2}$), caso a taxa anual de mortalidade seja mantida constante entre N0 e Nt: $t_{1/2} = \ln 0,5 / me$. O ingresso anual da comunidade (ic), sugerido por Sheil & May (1996), foi calculado com base no número de indivíduos que ingressaram, ou seja, que atingiram o perímetro mínimo de inclusão em Nt: $ic = (Nt / \Delta t) \cdot \ln[1 - (I/Nt)] / N$. Foram calculadas as taxas de incremento (r) para cada um dos blocos 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 N0 e Nt fossem mantidas: $t_2 = \ln(2) / \ln(1 + ic)$. 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 avaliar diferenças nos parâmetros de dinâmica entre trechos com uma queimada e trechos com duas queimadas, será utilizado o teste de Kruskal - Wallis.

RESULTADOS

No primeiro levantamento (T1), realizado entre outubro de 2006 e março de 2007, foram encontradas 103 espécies arbóreas pertencentes a 41 famílias. Em T3 (março de 2009), devido à morte dos únicos indivíduos de *Diospyros sericea* e *Miconia albicans*, a riqueza total de espécies diminuiu de 103 para 101 espécies. Embora essas mudanças não tenham sido elevadas, seguem a tendência esperada decorrentes dos efeitos adversos causados pelo fogo (Fiedler *et al.*, ., 2004). O fogo pode ocasionar a eliminação de espécies sensíveis às chamas e promover a progressiva simplificação da composição florística e estrutura como consequência da morte de indivíduos (Felfili *et al.*, ., 2000; Medeiros & Miranda 2005). No entanto, Silva *et al.*, . (2005), ao avaliar os impactos causados pelo fogo em uma mata semidecídua observaram que houve incremento de diversidade após o fogo. Isso significa que, embora a riqueza de espécies possa diminuir após queimadas intensas devido aos altos níveis de mortalidade, ela também pode aumentar após queimadas moderadas.

Durante o período de dois anos transcorrido entre T1 e T3, ocorreu a morte de 212 árvores, correspondendo a 9,09% dos 2332 indivíduos vivos marcados inicialmente. As proporções de árvores mortas encontradas após as queimadas em florestas tropicais normalmente estão acima de 10%, como o encontrado por Holdsworth & Uhl (1998), Nascimento *et al.*, . (2000) e Ivanauskas *et al.*, . (2003) que registraram 38%, 10% e 24% de mortalidade respectivamente. A presença de árvores mortas pode ser considerada característica natural das florestas, mas quando se trata de um incêndio florestal, a redução do número de árvores é a consequência esperada devido à morte dos indivíduos que compõem a comunidade. Laurance (2003) sugere que um ano após a ocorrência da queimada, ocorre a morte de 36% das árvores e 75% das plântulas, as quais dão lugar a espécies pioneiras características de locais perturbados.

A comparação da mortalidade para blocos com uma queimada (me=0,40) e blocos com duas queimadas (me=0,05) não resultou em diferenças significativas (H=0,42; p= 0,51). Também não houve diferença significativa (H=0,42; p=0,51) nos valores de meia-vida encontrados para blocos com duas queimadas ($t_{1/2}=17,28$) e blocos com uma queimada ($t_{1/2}=12,48$). Líbano & Felfili (2006) observaram que a ausência de fogo no Cerrado brasileiro propicia um incremento progressivo na vegetação lenhosa em diferentes fitofisionomias, além de favorecer a regeneração de muitas espécies, incrementos na densidade, na área basal e nas taxas de recrutamento. Embora se saiba que no Cerrado várias espécies resistem à ocorrência do fogo ou são até mesmo favorecidas por ele (Oliveira Filho & Ratter, 2002), as espécies florestais são bem mais sensíveis a esse tipo de perturbação.

Apenas 25 árvores (10 na área queimada em 2005 e 2007 e 15 na área queimada apenas em 2005) foram recrutadas entre T1 e T3, sendo correspondente a 1,17% do número total

de indivíduos amostrados em T3. Devido ao baixo recrutamento, o ingresso ($ic=0,005$) e o incremento ($r= - 0,03$) não superaram a mortalidade. O tempo de duplicação, em relação ao número de indivíduos, foi de 124 anos para a área total, sendo que os blocos com duas queimadas ($t_2= 166$) apresentaram tempo de duplicação maior que os blocos com apenas uma queimada ($t_2=89,22$) ($H=3,85$; $p=0,04$). Blocos com duas queimadas apresentaram tempo de reposição de 92 anos, enquanto que os blocos com uma queimada apresentaram tempo de reposição de 50 anos ($H=3,85$; $p=0,04$). As adaptações morfofisiológicas das plantas como resposta ao fogo envolvem estratégias de resistências às chamas, regeneração ou sobrevivência, estando essa última estreitamente relacionada com o intervalo entre as queimadas, o tamanho das chamas e o grau de proteção das gemas (Heringer & Jacques, 2001). A ocorrência constante desses distúrbios diminui as chances de regeneração natural da floresta (Felfili *et al.*, ., 2005). Taylor & Skinner (2003) sugerem que a variação do regime de fogo no espaço e no tempo controla e mantém a diversidade das vegetações propensas a esse tipo de distúrbio.

Os resultados sobre a dinâmica nas duas áreas com frequências diferentes de ocorrência de fogo revelam que as taxas de mortalidade são altas mesmo para as áreas que queimara uma só vez. 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.

CONCLUSÃO

Os resultados obtidos nesse deste estudo poderão contribuir para o conhecimento da ecologia de incêndios florestais, trazendo uma abordagem comparativa inédita no sentido de se fazer uma avaliação temporal da estrutura, diversidade e dinâmica em trechos florestais com diferentes frequências de queimada. Além disso, estas informações poderão servir como base para possíveis medidas conservacionistas a serem implementadas em vegetações sofrem distúrbios recorrentes. A primeira autora agradece à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes) pela concessão da bolsa de mestrado e à Secretaria de Estado do Meio Ambiente de Mato Grosso por permitir a realização da pesquisa no Parque Estadual da Serra Azul.

REFERÊNCIAS

Carey, E.V.; Brown, S.; Gillespie, A.J.R. & Lugo, A.E. 1994. Tree mortality in mature lowland tropical moist and tropical lower montane moist forests of Venezuela. *Biotropica* 26: 255 - 265.

Castellani, T.T & Stubblebine, W.H. 1993. Sucessão secundária inicial em uma mata tropical mesófila, após perturbação por fogo. *Revista Brasileira de Botânica* 16:181 - 203.

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.

Felfili, J.M.; Rezende, A.V.; Silva Júnior, 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.

Felfili, J.M.; Carvalho, F.A. & Haidar, R.F. 2005. Manual para o monitoramento de parcelas permanentes. Universidade de Brasília, Brasília, DF.

FEMA. 2000. Fundação Estadual do Meio Ambiente do Estado de Mato Grosso. 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* 28 (01):129 - 138.

Heringer, I. & Jacques, A.V.A. 2001. Adaptações das plantas ao fogo: enfoque na transição floresta - campo. *Ciência Rural* 31(6): 1085 - 1090.

Holdsworth, A.R. & Uhl, C. 1998. O fogo na floresta explorada e o potencial para a redução de incêndios florestais na Amazônia. *IMAZON, série Amazônia* 14, Belém, Pará.

Ivanauskas, N.M.; Monteiro, R. & 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.

Laurance, W.F. 2003. Slow burn: the insidious effects of surface fires on tropical forests. *Trends in Ecology and Evolution* 18(5): 209 - 212.

Líbano, 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 (1953 - 1003). *Acta Bot. Bras.* 20(4): 927 - 936.

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(3): 493 - 500.

Nascimento, M.T.; Felfili, J.M.; Oliveira Filho, A.T.; Fontes, M.A.; França, J.T.; Hay, J.D. & Griebel, R. 2000. Efeitos do fogo nas florestas: as queimadas em Roraima. *Ciência Hoje* 27:40 - 43.

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

Peres, C.A.; Barlow, J. & Laurance, W.F. 2006. Detecting anthropogenic disturbance in tropical forests. *Trends in Ecology and Evolution* 21(5): 227 - 229.

Sheil, D. & Burslem, D.F.R.P. 2003. Disturbing hypotheses in tropical forests. *Trends in Ecology and Evolution* 18(1): 18 - 26.

Sheil, D. & May, R.M. 1996. Mortality and recruitment rate evaluations in heterogeneous tropical forests. *Journal of Ecology* 84: 91 - 100.

Silva, V.F.; Oliveira Filho, A.T.; Venturin, N.; Carvalho, W.A.C. & Gomes, J.B.V. 2005. Impacto do fogo no componente arbóreo de uma floresta estacional semidecídua no município de Ibituruna, MG, Brasil. *Acta Botânica Brasílica* 19: 701 - 716.

Souza, W.P. 1984. The role of disturbance in natural communities. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 15: 353 - 391.

Swaine, M.D. & Lieberman, D. 1987. Note on the calculation of mortality rates. *Journal of Tropical Ecology*

3: ii - iii.

Woods, P. 1989. Effects of logging, drought and fire on structure and composition of forests in Sabah, Malaysia. *Biotropica* 21:290 - 298.

Taylor, A.H. & Skinner, C.N. 2003. Spatial Patterns and Controls on Historical Fire Regimes and Forest Structure in the Klamath Mountains. *Ecological Applications* 13(3): 704 - 719.