

ANA PAULA GOMES DA SILVA



**INCÊNDIOS RECORRENTES PROMOVEM
HOMOGENEIZAÇÃO TAXONÔMICA E ALTERAM A
ESTRUTURA DE FLORESTAS SAZONALMENTE
INUNDÁVEIS NA TRANSIÇÃO CERRADO-AMAZÔNIA NO
BRASIL**

**Nova Xavantina
Mato Grosso - Brasil
2015**

ANA PAULA GOMES DA SILVA

**INCÊNDIOS RECORRENTES PROMOVEM
HOMOGENEIZAÇÃO TAXONÔMICA E ALTERAM A
ESTRUTURA DE FLORESTAS SAZONALMENTE
INUNDÁVEIS NA TRANSIÇÃO CERRADO-AMAZÔNIA NO
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 Mestra.

Orientadora: Profa. Dra. Beatriz Schwantes Marimon

Coorientador: Prof. Dr. Henrique Augusto Mews

**Nova Xavantina
Mato Grosso - Brasil
2015**

S586i Silva, Ana Paula Gomes da (1979 -).

Incêndios recorrentes promovem homogeneização taxonômica e alteram a estrutura de florestas sazonalmente inundáveis na transição Cerrado-Amazônia no Brasil. /Ana Paula Gomes da Silva. Nova Xavantina: [s.n], 2015.

56 f.: il.

Orientadora: Beatriz Schwantes Marimon

Coorientador: Henrique Augusto Mews

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

1. Incêndios florestais. 2. Perda de biodiversidade. 3. Cerrado-Amazônia – Mato Grosso. I. Título.

CDU – 630*43:574.1(817.2)

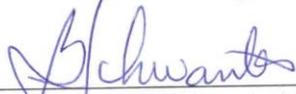
Ficha catalográfica elaborada pela bibliotecária Thais Caroline Souza Silva –
CRB 1/2921

**INCÊNDIOS RECORRENTES PROMOVEM HOMOGENEIZAÇÃO
TAXONÔMICA E ALTERAM A ESTRUTURA DE FLORESTAS
SAZONALMENTE INUNDÁVEIS NA TRANSIÇÃO CERRADO-
AMAZÔNIA NO BRASIL**

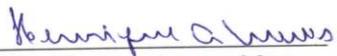
ANA PAULA GOMES DA SILVA

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
Mestra.

Aprovada em 04 de setembro de 2015 pela Banca Examinadora



Prof. Dra. Beatriz Schwantes Marimon
Universidade do Estado de Mato Grosso
Orientadora



Prof. Dr. Henrique Augusto Mews
Universidade do Estado de Mato Grosso
Membro Titular



Dra. Immaculada Oliveras Menor
Wageningen University
Membro Titular

Prof. Dr. Ben Hur Marimon Junior
Universidade do Estado de Mato Grosso
Membro Suplente

Entrega o teu caminho ao Senhor, confia nele,
e o mais ele fará.
Salmos 37:5

AGRADECIMENTOS

À DEUS por iluminar meu caminho.

Ao meu esposo Bruno Carlos Valoes Bernardes pelo amor, incentivo e compreensão, sempre me apoiando em todos os momentos.

À minha família pelo apoio, em especial à minha mãe, Maria Auxiliadora de Moraes, pelo auxílio no período de estudo.

À professora Dra. Beatriz Schwantes Marimon, por ter acreditado em mim e por ter me dado a oportunidade de conhecer e estudar as impucas. Obrigada pela confiança, orientação e seus ensinamentos.

Ao professor Dr. Henrique Augusto Mews pela orientação e pelos ensinamentos, sempre com paciência e dedicação.

À Secretaria de Estado do Meio Ambiente de Mato Grosso por conceder licença para minha qualificação e por autorizar a realização da pesquisa no Parque Estadual do Araguaia.

À sociedade, por intermédio da Universidade do Estado de Mato Grosso, por financiar minha formação.

Ao Prof. Dr. Eddie Lenza pelas sugestões e correções do projeto durante o Exame de Qualificação.

À todos os colegas da turma de mestrado 2013 pela ajuda, compreensão e amizade nesses anos que passamos juntos, em especial Aline Jung dos Santos, Stefany Lorryny Lima e Jéssica Dasayane Santos Figueiredo.

À todos do Laboratório de Ecologia Vegetal (LABEV) pelo auxílio nas coletas e na organização dos dados e pelas orientações no trabalho.

Ao professor Cassiano Sousa Rosa e ao Luciano Benedito Lima pelo auxílio e orientação nas análises estatísticas.

Ao Eduardo Queiroz Marques pela elaboração do mapa de localização das áreas estudadas.

Aos amigos da SEMA de Barra do Garças pelo apoio e incentivo na busca de conhecimento, especialmente à Cristiane Schnepfleitner e ao Marcello Messias Barbosa.

SUMÁRIO

FORMATAÇÃO	vi
RESUMO GERAL	vii
GENERAL ABSTRACT.....	viii
INTRODUÇÃO GERAL	1
REFERÊNCIAS	2
ARTIGO 1 - INCÊNDIOS RECORRENTES PROMOVEM RÁPIDA HOMOGENEIZAÇÃO TAXONÔMICA DE FLORESTAS SAZONALMENTE INUNDÁVEIS NA TRANSIÇÃO CERRADO-AMAZÔNIA NO BRASIL.....	4
RESUMO	5
ABSTRACT	6
INTRODUÇÃO.....	7
MATERIAL E MÉTODOS.....	8
Área de estudo	8
Coleta de dados	10
Análise de dados	10
RESULTADOS	11
DISCUSSÃO.....	13
REFERÊNCIAS	17
ARTIGO 2 - INCÊNDIOS RECORRENTES ALTERAM DRASTICAMENTE A ESTRUTURA DE FLORESTAS SAZONALMENTE INUNDÁVEIS NA TRANSIÇÃO CERRADO-AMAZÔNIA	23
RESUMO	24
ABSTRACT	25
INTRODUÇÃO.....	26
MATERIAL E MÉTODOS.....	27
Área de estudo	27
Inventários da vegetação.....	29
Análise de dados	30
RESULTADOS	30
DISCUSSÃO.....	33
REFERÊNCIAS	37
CONCLUSÕES GERAIS	42
APÊNDICES	43

FORMATAÇÃO

A presente dissertação está dividida em dois artigos científicos. O primeiro trata da análise das mudanças temporais ocorridas na riqueza de espécies em seis florestas inundáveis durante o período de sete anos (2007-2014), no Parque Estadual do Araguaia, Novo Santo Antônio-MT, Brasil. Neste artigo, avaliamos se essas florestas inundáveis estão experimentando homogeneização taxonômica detectável em resposta à entrada de fogo em curto período de tempo.

No segundo artigo analisamos a dinâmica de seis florestas inundáveis durante o período de sete anos (2007-2014), no Parque Estadual do Araguaia, localizado em Novo Santo Antônio-MT, Brasil, com a finalidade de verificar se queimadas recorrentes promovem mudanças detectáveis na estrutura da vegetação em curtos períodos de tempo. Nesse mesmo artigo, avaliamos ainda se os efeitos das queimadas são maiores sobre as plantas de pequeno porte ou sobre plantas maiores.

RESUMO GERAL

Interações entre variações climáticas e mudanças no uso da terra têm favorecido a entrada de fogo em florestas na região neotropical. Incêndios podem promover drásticas mudanças na estrutura e composição de espécies em florestas, o que pode impulsionar gradual substituição de espécies sensíveis ao fogo por espécies tolerante a esse distúrbio. Aqui, avaliamos os efeitos do fogo sobre a perda de espécies e mudanças na composição florística e sobre a dinâmica estrutural em seis florestas sazonalmente inundáveis (impucas) no Parque Estadual do Araguaia em Mato Grosso, ao longo de sete anos (2007-2014). Em cada impuca nós estabelecemos 50 parcelas contíguas de (20 × 10 m), onde registramos todas as plantas vivas (incluindo lianas e palmeiras) com diâmetro à altura do peito (DAP) ≥ 10 cm nos anos de 2007 e 2014. Descobrimos que a riqueza de espécies está diminuindo em função de extinções locais e que a similaridade florística está aumentando entre essas florestas. Nossos resultados também revelaram que florestas inundáveis sujeitas a queimadas recorrentes podem apresentar mudanças estruturais negativas (*i.e.*, taxas de mortalidade e de perda de área basal superiores às de recrutamento e de ganho) detectáveis em curtos períodos de tempo, principalmente quando investigamos indivíduos de menor porte. Concluimos que florestas tropicais sazonalmente inundáveis e sujeitas a incêndios recorrentes podem passar por evidentes mudanças na composição de espécies e na estrutura da vegetação mesmo em curtos períodos de tempo. Nesse cenário, o fogo pode compor importante modulador do processo de homogeneização biótica em florestas tropicais, especialmente em áreas de inundação sazonal.

Palavras-chave: Fogo, perda de espécies, mortalidade, recrutamento, similaridade florística.

GENERAL ABSTRACT

Interactions between climate and land-use changes have favored forest fires in the Neotropical region. Fires can promote drastic changes in the structure and composition of forest species, and the gradual replacement of sensitive species to fire by fire tolerant species. Here, we assessed the effects of fire on species loss, changes in floristic composition, and structural dynamics of six seasonally flooding forests (*impucas*) in the Araguaia State Park, Mato Grosso State, Brazil, in seven years (2007-2014). In each *impuca*, we sampled 50 contiguous 20 × 10 m plots, recording all living plants (including lianas and palms) with a diameter at breast height (DBH) ≥ 10 cm. Species richness decreased as a result of local extinctions, and floristic similarity increased between the *impucas*. Our results revealed that seasonally flooding forests subjected to recurring fires can present negative structural changes (*i.e.*, higher mortality and basal area loss rates than recruitment and gain), which are noticeable in short periods of time, especially in smaller individuals. We concluded that tropical seasonally flooding forests subjected to recurring fires can undergo significant changes in species composition and vegetation structure, even within short periods. Under this scenario, fire can be an important driver to biotic homogenization in tropical forests, especially in seasonally flooding areas.

Keywords: Fire, species loss, mortality, recruitment, floristic similarity.

INTRODUÇÃO GERAL

A ocorrência de fogo tem aumentado nas florestas tropicais devido às interações das mudanças no uso da terra com os episódios de secas severas, principalmente na borda sul da Amazônia (Aragão et al. 2008; Nepstad et al. 2008; Marengo et al. 2011). Essa sinergia pode ser considerada uma das principais ameaças atuais à biodiversidade da Amazônia (Nepstad et al. 1999), uma vez que ela ocasiona impactos em extensas áreas e atinge principalmente a biodiversidade de florestas (Brando et al. 2014). Nos ambientes florestais, o fogo pode modificar a composição de espécies e a estrutura da vegetação, pois muitas espécies lenhosas não apresentam adaptações e são vulneráveis aos danos do fogo (Barlow & Peres 2008; Cochrane & Schulze 1999; Hoffmann et al. 2003; Balch et al. 2008). Assim, evidências sugerem que a ocorrência de fogo pode causar mudanças rápidas na composição de espécies e na estrutura de florestas tropicais (Cochrane & Laurance 2002; Davidson et al. 2012, Nepstad et al. 2008). Essas mudanças tendem a ser mais graves em florestas tropicais inundáveis, as quais são muito sensíveis ao fogo e têm lenta recuperação a esse distúrbio (Flores et al. 2014; Maracahipes et al. 2014).

As florestas inundáveis localizadas na Planície do Rio Araguaia, conhecidas regionalmente como “impucas” ou “ipucas” (Eiten 1985; Marimon et al. 2008), estão expostas a degradação ocasionada pelo fogo proveniente das formações savânicas e campestres do entorno, normalmente utilizado para a renovação das pastagens nativas (Marimon et al. 2008). Nas florestas inundáveis, o fogo ocorre de forma rasteira e subterrânea e se propaga lentamente, danificando parte ou carbonizando por inteiro o sistema radicular das árvores e causando altas taxas de mortalidade (Flores et al. 2014; Maracahipes et al. 2014). As impucas são importantes ecossistemas, pois são fonte de recursos alimentares, área de refúgio e de reprodução para diversas espécies de animais (Brito et al. 2008; Marimon et al. 2008) e por estabelecerem ligação entre os rios e lagos no período de cheias (Martins et al. 2006).

Considerando que a flora lenhosa de florestas inundáveis é sensível ao fogo (Maracahipes et al. 2014) e a incidência de queimadas tem aumentado nos últimos anos (Neves 2015), nós amostramos seis impucas na transição Cerrado-Amazônia para entender como a vegetação lenhosa está respondendo a esse distúrbio. Especificamente, procuramos responder às seguintes questões: i) A composição de espécies de florestas sazonalmente inundáveis pode experimentar homogeneização taxonômica detectável em resposta à entrada de fogo mesmo em curtos períodos de tempo? ii) Florestas inundáveis sujeitas a

queimadas recorrentes apresentam mudanças estruturais detectáveis em curtos períodos de tempo? Em caso afirmativo, os efeitos das queimadas são maiores sobre plantas de pequeno porte ou sobre plantas maiores?

REFERÊNCIAS

- Aragão, L. E. O. C., Malhi, Y., Barbier, N., Lima, A., Shimabukuro, Y., Anderson, L., & Saatchi, S. (2008). Interactions between rainfall, deforestation and fires during recent years in the Brazilian Amazonia. *Philosophical Transactions of the Royal Society*, 363, 1779-1785.
- Balch, J. K., Nepstad, D., Brando, P. M., Curran, L., Portela, O., Carvalho, O., & Lefebvre, P. (2008). Negative fire feedback in a transitional forest of southeastern Amazonia. *Global Change Biology*, 14, 2276–2287.
- Barlow, J., & Peres, C. A. (2008). Fire-mediated dieback and compositional cascade in an Amazonian forest. *Philosophical Transactions B: Biological Sciences*, 363, 1787-1794.
- Brando, P. M., Balch, J. K., Nepstad, D. C., Morton, D. C., Putz, F. E., Coe, M. T., Silvério, D., Macedo, M. N., Davidson, E. A., Nóbrega, C. C., Alencara, A., & Soares-Filho, B.S. (2014). Abrupt increases in Amazonian tree mortality due to drought–fire interactions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111, 6347-6352.
- Brito, E. R., Martins, S. V., Oliveira-Filho, A. T., Silva, E., & Silva, A. F. (2008). Estrutura fitossociológica de um fragmento natural de floresta inundável em área de Campo Sujo, Lagoa da Confusão, Tocantins. *Acta Amazonica*, 38, 379-386.
- Cochrane, M. A., & Laurance, W. F. (2002). Fire as a large-scale edge effect in Amazonian forests. *Journal of Tropical Ecology*, 18, 311–325.
- 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.
- Davidson, E. A., Araújo, A. C., Artaxo, P., Balch, J. K., Brown, I. F., Bustamante, M. M. C., Coe, M. T., DeFries, R. S., Keller, M., Longo, M., Munger, J. W., Schroeder, W., Soares-Filho, B. S., Souza Jr, C. M., Wofsy, S. C., (2012). The Amazon basin in transition. *Nature*, 481, 321-328.
- Eiten, G. (1985). Vegetation near Santa Teresinha, NE Mato Grosso. *Acta Amazonica*, 3-4, 275-301.
- Flores, B. M., Piedade, F. M. T., & Nelson, B. W. (2014). Fire disturbance in Amazonian blackwater floodplain forest. *Plant Ecology & Diversity*, 7, 319-327.

- Hoffmann, W. A., Orthen, B., & Nascimento, P. K. V. (2003). Comparative fire ecology of tropical savanna and forest trees. *Functional Ecology*, 17, 720-726.
- Maracahipes, L. S., Marimon, B. S., Lenza, E., Marimon-Junior, B. H., Oliveira, E. A., Mews, H. A., Gomes, L., & Feldpausch, T. R. (2014). Post-fire dynamics of woody vegetation in seasonally flooded forests (impucas) in the Cerrado-Amazonian Forest transition zone. *Flora*, 209, 260–270.
- Marengo, J. A., Tomasella, J., Alves, L. M., Soares, W. R., & Rodriguez, D. A. (2011). The drought of 2010 in the context of historical droughts in the Amazon region. *Geophysical Research Letters*, 38, L12703.
- Marimon, B. S., Marimon-Júnior, B. H., Lima, H. S., Jancoski, H. S., Franczak, D. D., Mews, H. A., & Moresco, M. C. (2008). *Pantanal do Araguaia - ambiente e povo: guia de ecoturismo*. Editora UNEMAT, Cáceres, MT.
- Martins, A. K. E., Schaefer, C. E. G. R., Silva, E., Soares, V. P., Corrêa, G. R., & Mendonça, B. A. F. (2006). Diagnóstico ambiental no contexto da paisagem de fragmentos florestais naturais "ipucas" no município de lagoa da confusão, Tocantins. *Revista Árvore*, 30, 297-310.
- Nepstad, D. C., Veríssimo, A., Alencar, A., Nobre, C., Lima, E., Lefebore, P., Schlesinger, P., Potter, C., Moutinho, P., Mendoza, E., Cochrane, M., & Brooks, V. (1999). Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. *Nature*, 398, 505-508.
- Nepstad, D. C., Stickler, C. M., Soares-Filho, B., & Merry, F. (2008). Interactions among Amazon land use, forests and climate: Prospects for a near-term forest tipping point. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 363, 1737-1746.
- Neves, L. F. S. *Dinâmica espaço-temporal de fogo e impactos na cobertura da terra no Parque Estadual do Araguaia-MT*. (2015). 72 fls. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais). Universidade do Estado de Mato Grosso. Cáceres, Mato Grosso.

**ARTIGO 1 - INCÊNDIOS RECORRENTES PROMOVEM RÁPIDA
HOMOGENEIZAÇÃO TAXONÔMICA DE FLORESTAS SAZONALMENTE
INUNDÁVEIS NA TRANSIÇÃO CERRADO-AMAZÔNIA NO BRASIL**

Será submetido ao periódico *Journal for Nature Conservation* (Apêndice 1)

INCÊNDIOS RECORRENTES PROMOVEM RÁPIDA HOMOGENEIZAÇÃO TAXONÔMICA DE FLORESTAS SAZONALMENTE INUNDÁVEIS NA TRANSIÇÃO CERRADO-AMAZÔNIA NO BRASIL

RESUMO

Evidências recentes mostram que a maior parte das espécies está declinando como resultado da intensificação das atividades humanas. Neste cenário, a prevalência de espécies tolerantes aos distúrbios tem conduzido muitas comunidades à simplificação de suas biotas. Esta simplificação é conhecida como homogeneização biótica (HB), que é o aumento gradual da similaridade da biota entre comunidades anteriormente distintas. Apesar disso, os mecanismos que dirigem as biotas à HB ainda são pouco conhecidos. Aqui, avaliamos os efeitos de incêndios recorrentes sobre a riqueza e a composição de espécies lenhosas em seis florestas sazonalmente inundáveis para testar se esse distúrbio pode simplificar a composição de espécies em curtos períodos de tempo. Nossa investigação mostrou que essas florestas estão experimentando homogeneização taxonômica detectável ao longo do tempo em resposta à ocorrência de queimadas. Descobrimos que a riqueza de espécies está diminuindo (perda 17% das espécies) em função de extinções locais e a similaridade florística está aumentando entre essas florestas. Assim, acreditamos que o fogo está selecionando as espécies tolerantes e eliminando as espécies sensíveis. A homogeneização taxonômica aqui observada pode resultar em ambientes suscetíveis aos efeitos de mudanças climáticas e distúrbios antrópicos, além de favorecer a entrada de espécies exóticas. Acreditamos que o fogo pode compor um importante modulador do processo de homogeneização biótica em florestas tropicais, especialmente em áreas de inundação sazonal.

Palavras-chave - empobrecimento biológico, homogeneização biótica, perda de espécies, similaridade.

RECURRENT FIRES PROMOTE THE TAXONOMIC HOMOGENIZATION OF SEASONALLY FLOODING FORESTS IN THE CERRADO-AMAZONIA TRANSITION ZONE

ABSTRACT

Recent evidences have shown that most tropical species are declining as a result of human activities. Under this scenario, the prevalence of tolerant species to disturbances has driven many biological communities towards biotic homogenization (BH). In spite of this, the mechanisms that drive communities towards BH are still poorly known. Here, we assessed the effects of recurring fires on woody species richness and composition in six seasonally flooding forests, in order to test if this disturbance can lead to the simplification of species composition in short periods of time. Our investigation showed that these forests are undergoing observable taxonomic homogenization in response to fire events. Species richness is decreasing as a result of local extinctions, and floristic similarity is increasing between the forests. Therefore, fire is likely selecting tolerant species and eliminating the most sensitive ones. In the future, taxonomic homogenization can promote biological communities more susceptible to climate changes and anthropogenic disturbances, as well as facilitate the invasion of exotic species. We believe that fire can be an important driver in the process of biotic homogenization in tropical forests, especially in seasonally flooding areas.

Keywords – biological impoverishment, biotic homogenization, species loss, similarity.

INTRODUÇÃO

As mudanças no uso da terra em resposta às ações humanas têm exercido efeitos negativos sobre a biodiversidade tropical (Sala et al. 2000). Na região sul da Amazônia, o desmatamento para a implantação de pastagens e lavouras é o principal modulador da perda de habitats naturais (Nogueira et al. 2008). Além disso, episódios de secas severas (veja Aragão et al. 2008; Marengo et al. 2011) associados com incêndios florestais também contribuem para a degradação de extensas áreas de floresta (Nepstad et al. 2008). Incêndios frequentes podem mudar a estrutura, a composição de espécies e o funcionamento da vegetação (Cochrane & Laurance 2002; Davidson et al. 2012; Nepstad et al. 2008), além de favorecer a entrada de espécies invasoras, como gramíneas (Silvério et al. 2013). Neste caso, as mudanças induzidas pelo homem podem atuar como um filtro não aleatório na seleção ou favorecimento de espécies com maior capacidade de sobreviver em ambientes perturbados (Tabarelli et al. 2010; Smart et al. 2006).

Estudos envolvendo mudanças na composição de comunidades impulsionadas pela substituição gradual de espécies têm focado principalmente na invasão de espécies exóticas. As espécies exóticas, depois de estabelecidas, passam a dominar a comunidade em detrimento das espécies nativas (McKinney & Lockwood 1999; Rooney et al. 2004) e aumentam a semelhança da composição entre comunidades biológicas anteriormente distintas (Olden & Rooney 2006). Este processo de reorganização não aleatória das espécies na comunidade foi definido como homogeneização biótica (McKinney & Lockwood 1999). Nas florestas tropicais, a homogeneização biótica também pode resultar da reorganização de espécies nativas em resposta a fragmentação de habitats (Lôbo et al. 2011) e ao fogo, que são as perturbações antrópicas mais frequentes e severas.

No Brasil, vários tipos de florestas têm experimentado a entrada de fogo nas últimas décadas. Contudo, as florestas sazonalmente inundáveis parecem ser muito sensíveis às queimadas, as quais ocorrem predominantemente no período seco (Flores et al. 2014; Maracahipes et al. 2014). Na Planície do Rio Araguaia, considerada a maior área inundável contínua do Brasil (Martini 2006), as florestas sazonalmente inundáveis constituem uma das mais peculiares paisagens desta região, constituídas por fragmentos naturais de florestas descontínuos inseridas em uma matriz predominantemente ocupada por fisionomias campestres (Marimon et al. 2008). Neste local, as florestas inundáveis estão expostas a degradação ocasionada pelo fogo proveniente das formações savânicas e campestres do entorno, o qual é frequentemente utilizado para a renovação das pastagens

nativas (Marimon et al. 2008). Nessas florestas inundáveis, o fogo ocorre de modo rasteiro e subterrâneo e se propaga lentamente, danificando parte ou carbonizando por inteiro o sistema radicular das árvores e causando altas taxas de mortalidade (Flores et al. 2014; Maracahipes et al. 2014). Isso é muito preocupante, uma vez que as florestas inundáveis compõem importante fonte de recursos alimentares, área de refúgio e de reprodução para diversas espécies de animais (Brito et al. 2008; Marimon et al. 2008). Além disso, elas estabelecem ligação entre os rios e lagos no período de cheias (Martins et al. 2006), o que tem importante influência na dinâmica biológicas desses ecossistemas.

Aqui, nós amostramos seis florestas sazonalmente inundáveis – conhecidas regionalmente como “impucas” ou “ipucas” (Eiten 1985; Marimon et al. 2008 – na transição Cerrado-Amazônia para responder à seguinte questão: a composição de espécies de florestas sazonalmente inundáveis pode experimentar homogeneização taxonômica detectável em resposta à entrada recorrente de fogo mesmo em curtos períodos de tempo? Nossa expectativa era de que a entrada recorrente de fogo promovesse rápida homogeneização taxonômica da flora lenhosa, a qual pode ser percebida mesmo em curtos períodos de tempo.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

Realizamos este estudo em seis florestas inundáveis (impucas) no Parque Estadual do Araguaia (PEA), em Novo Santo Antônio-MT, Brasil (Figura 1; Tabela 1). O PEA possui extensão de 223.619,54 hectares e está localizado entre o Rio das Mortes e o Rio Araguaia, na zona de transição entre os biomas Amazônia e Cerrado (Ratter 1987; Marimon & Lima 2001).

A região do PEA está inserida nas unidades geomorfológicas da Planície do Bananal e Depressão do Araguaia, onde a topografia é plana e a altitude média é de 200 m, os solos são predominantemente dos tipos Plintossolos e Gleissolos, ambos com impedimento de drenagem e periodicidade de inundações (MATO GROSSO 2007). O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é do tipo Aw, com temperaturas médias anuais entre 27,3 e 25,7°C e precipitação média anual entre 1.800 e 2.200 mm, com períodos chuvoso (outubro a março) e seco (abril a setembro) bem definidos (Silva et al. 2008).

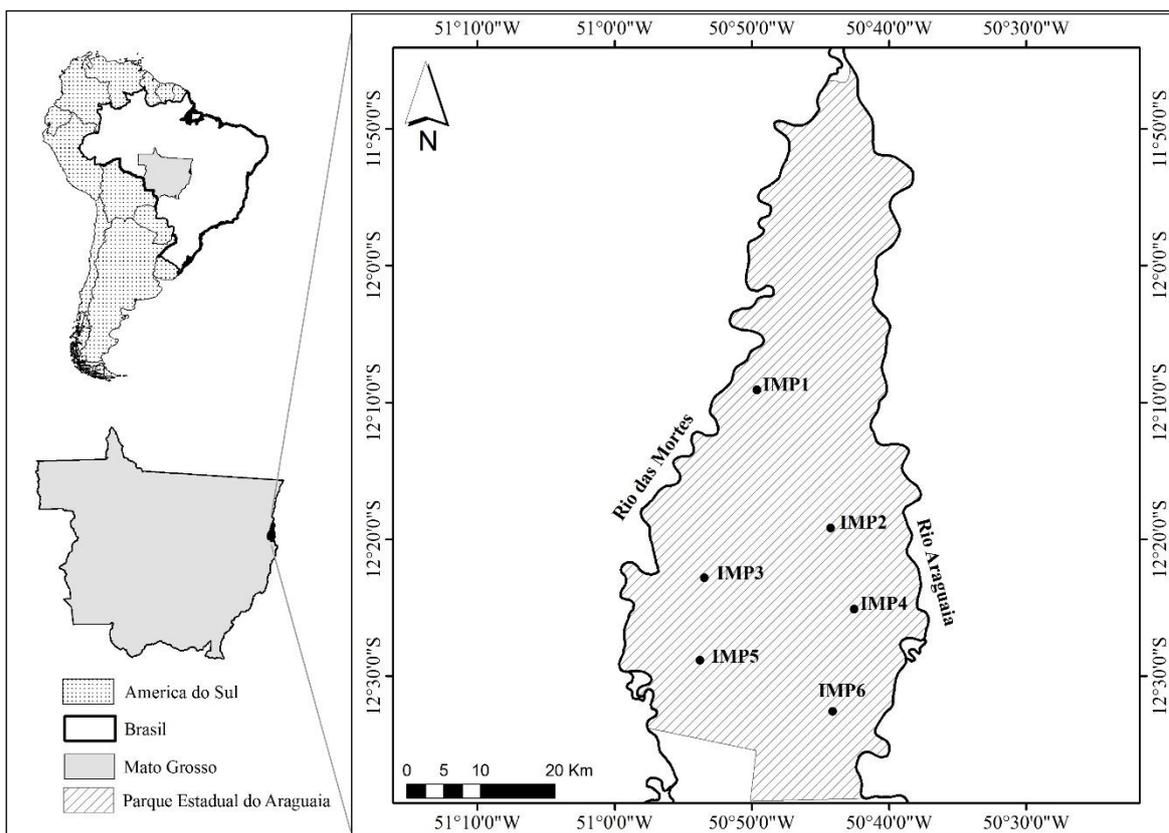


Figura 1. Localização geográfica das seis florestas inundáveis (impucas) estudadas no Parque Estadual do Araguaia, Novo Santo Antônio-MT, Brasil.

A vegetação do PEA é caracterizada por extensas áreas de campos de murundus, além de manchas de cerrado sentido restrito sobre solos profundos, cerradão e impucas, que são fragmentos naturais de florestas inundáveis (Marimon et al. 2008). As impucas estão inseridas em uma matriz campestre ocupada principalmente por gramíneas nativas (veja lista completa das espécies de gramíneas em Marimon et al. 2012), o que torna essas florestas altamente suscetíveis à entrada de fogo (Marimon et al. 2008, 2012; Maracahipes et al. 2014). A suscetibilidade das impucas ao fogo é ainda maior quando elas são invadidas por gramíneas ou ciperáceas, como as do gênero *Scleria* (Barbosa et al. 2011), as quais produzem biomassa fina altamente inflamável no período seco.

No primeiro inventário da vegetação, realizado em 2007/2008, as impucas 1, 5 e 6 apresentavam sinais evidentes de fogo e presença de *Scleria* sp. No inventário realizado no ano de 2014, somente a impuca 3 não apresentava sinal de ocorrência de fogo e nem ocorrência de *Scleria* sp. Observações temporais baseadas em imagens de satélite apontam a incidência de uma a três queimadas nas seis impucas em diferentes anos, entre 2000 e 2010 (Neves 2015, Tabela 1). Contudo, é possível que outras queimadas tenham atingido

as impucas nesse período sem que o monitoramento via satélite tenha registrado, como foi o caso, por exemplo, de uma queimada ocorrida na impuca 2 em 2008 (Maracahipes et al. 2014).

Tabela 1. Localização geográfica e área das seis florestas inundáveis (impucas) estudadas no Parque Estadual do Araguaia, Novo Santo Antônio-MT, Brasil. Ocorrência de fogo segundo Neves 2015.

Floresta	Área (km²)	Coordenadas geográficas	Ocorrência de fogo (ano)
Impuca 1	0,21	-12°9'4,2"S e -50°49'37,0"O	2007 e 2010
Impuca 2	3,78	-12°19'11,2"S e -50°44'15,6"O	2006, 2007 e 2010
Impuca 3	1,64	-12°22'49,7"S e -50°53'27,4"O	2007 e 2010
Impuca 4	6,05	-12°25'7,2"S e -50°42'32,1"O	2006, 2007 e 2010
Impuca 5	0,05	-12°28'52,4"S e -50°53'46,8"O	2006, 2007 e 2010
Impuca 6	0,08	-12°32'36,2"S e -50°44'6,6"O	2006, 2007 e 2010

Coleta de dados

Demarcamos e inventariamos seis impucas entre agosto de 2007 e outubro de 2008 (Tempo 1 – T1) (Tabela 1). Em cada impuca nós estabelecemos 50 parcelas contíguas de 20 × 10 m (1 ha), dispostas em cinco transeções paralelas e transversais, distantes 50 m entre si. Registramos todas as plantas vivas (incluindo lianas e palmeiras) com diâmetro à altura do peito (DAP) ≥ 10 cm. Em julho de 2014 (Tempo 2 – T2), nós registramos os indivíduos sobreviventes, os mortos em pé e incluímos os recrutas que atingiram o critério mínimo de inclusão (DAP ≥ 10 cm). Mais detalhes dos procedimentos de amostragem da vegetação podem ser consultados em Barbosa et al. (2011) e em Maracahipes et al. (2014).

Para identificar os indivíduos nos dois tempos nós coletamos amostras dos espécimes e as comparamos com o acervo da coleção do Herbário NX, da UNEMAT de Nova Xavantina. Além disso, consultamos especialistas e bibliografias especializadas. Conferimos a grafia e atualizamos os nomes dos táxons na Lista de Espécies da Flora do Brasil (2014) (<http://floradobrasil.jbrj.gov.br>).

Análise de dados

Comparamos a riqueza de espécies das impucas entre os dois inventários mediante rarefação baseada no número de indivíduos (Krebs 2014), com 1.000 randomizações e intervalo de confiança de 95%. Utilizamos essa ferramenta para equiparar os diferentes números de indivíduos de cada inventário. Medimos a similaridade florística entre as impucas nos dois tempos por meio do índice de Jaccard, que é baseado em registros de presença ou ausência de espécies. Usamos esse índice porque ele é o mais usado em

estudos de homogeneização biótica (Olden et al. 2004). Para comparar as médias dos valores de similaridade florística das impucas entre o T1 e o T2 nós utilizamos o teste *t* para amostras dependentes. Realizamos as análises no programa PAST 2.17 (Hammer et al. 2001), com exceção do teste *t*, que fizemos no ambiente R (R CORE TEAM, 2014), com nível de significância de 5%.

RESULTADOS

No primeiro inventário (T1), nós registramos nas seis impucas um total de 47 espécies, distribuídas em 29 famílias, enquanto que no segundo inventário (T2) as impucas apresentaram 39 espécies e 25 famílias (veja o Apêndice 2). Entre o T1 e o T2 nós constatamos perda de 17% das espécies, com variação por impuca de 0 a 5 espécies, mortalidade de 91 a 400 e recrutamento de 7 a 124 indivíduos (Tabela 2). Constatamos menor riqueza de espécies no T2 para as impucas 1, 2, 4 e 5, porém não registramos diferenças na riqueza nas impucas 3 e 6 (Figura 2).

Tabela 2. Números de indivíduos (N), de espécies (S), de mortos (M) e de recrutas (R) em seis florestas inundáveis (impucas) no Parque Estadual do Araguaia, Novo Santo Antônio-MT, Brasil, entre o T1 e o T2.

	Impuca 1		Impuca 2		Impuca 3		Impuca 4		Impuca 5		Impuca 6	
	T1	T2	T1	T2	T1	T2	T1	T2	T1	T2	T1	T2
N	646	539	950	626	1467	1496	1227	1089	375	330	348	264
S	27	22	35	33	21	21	33	31	11	9	11	10
M	186 (29%)		400 (42%)		95 (6%)		230 (19%)		124 (33%)		91 (26%)	
R	79 (12%)		76 (8%)		124 (8%)		92 (7%)		79 (21%)		7 (2%)	

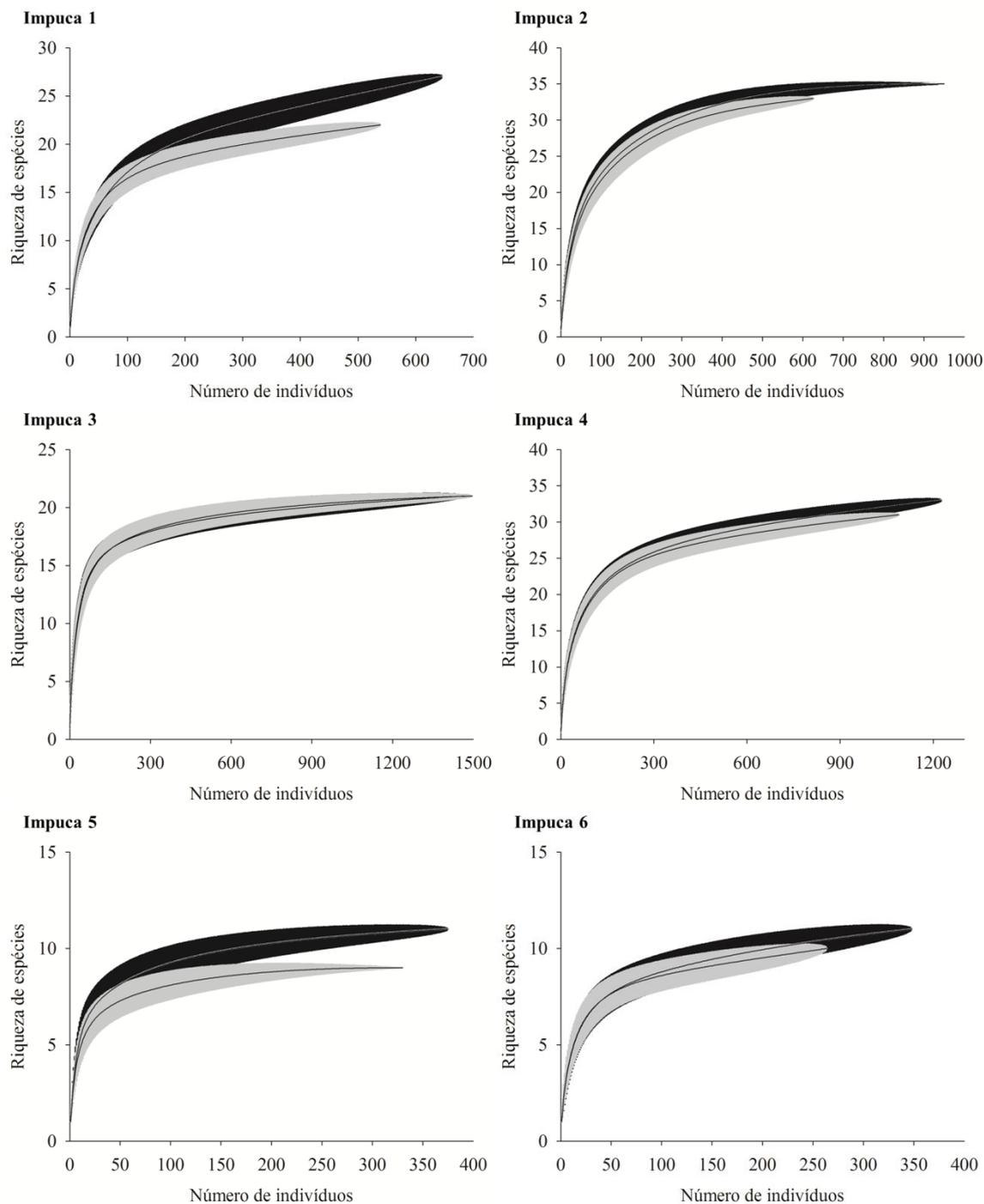


Figura 2. Riqueza de espécies em seis florestas inundáveis (impucas) no Parque Estadual do Araguaia-MT, Brasil entre o T1 (curvas pretas) e o T2 (curvas cinza). Faixas pretas e cinza em torno das linhas centrais representam o intervalo de confiança 95%.

O número de espécies de ocorrência restrita a uma única impuca diminuiu no T2, devido ao desaparecimento de espécies de baixa densidade em T1, como *Alchornea discolor*, *Eugenia* sp., *Erythroxylum anguifugum*, *Maytenus* sp., *Mauritiella armata* e *Pterocarpus rohrii* (Tabela 3, Apêndice 2). Por outro lado, o número de espécies que ocorreram em mais de uma impuca não apresentou mudanças significativas entre os

inventários (Tabela 3, Apêndice 2). Essas mudanças ficam mais evidentes quando comparamos as espécies que têm distribuição restrita a até três impucas, as quais representavam 62% no T1 e passaram a representar 54% no T2. Do mesmo modo, o número de espécies comuns a mais de quatro impucas aumentou de 38% no T1 para 46% no T2 (Tabela 3). Entre as espécies que ocorreram em quatro ou mais impucas, se destacam *Calophyllum brasiliense*, *Licania apetala*, *Mouriri acutiflora*, *Roupala montana* e *Vochysia divergens*, as quais apresentaram aumento no número de indivíduos naquelas impucas onde houve perda de espécies (Apêndice 2).

Tabela 3. Número de espécies compartilhadas entre as seis florestas inundáveis (impucas) no Parque Estadual do Araguaia, Novo Santo Antônio-MT, Brasil, entre o T1 e o T2.

	1 impuca	2 impucas	3 impucas	4 impucas	5 impucas	6 impucas
T1	12	8	9	11	3	4
T2	7	6	8	12	1	5

No T1, os valores dos índices de similaridade florística variaram de 0,14 a 0,70, enquanto no T2 os valores oscilaram entre 0,19 e 0,78 (Tabela 4). As médias dos valores de similaridade das impucas foram maiores no T2 do que no T1 ($t=2,69$; $g.l.=14$; $p=0,017$), de modo que 73% das comparações possíveis apresentaram valores de similaridade florística superiores no segundo inventário (Tabela 4).

Tabela 4. Matriz de similaridade florística de Jaccard entre seis florestas inundáveis (impucas) no Parque Estadual do Araguaia, Novo Santo Antônio-MT, Brasil no T1 (diagonal inferior) e no T2 (diagonal superior).

	Impuca 1	Impuca 2	Impuca 3	Impuca 4	Impuca 5	Impuca 6
Impuca 1		0,57	0,59	0,61	0,35	0,28
Impuca 2	0,48		0,59	0,78	0,20	0,19
Impuca 3	0,45	0,51		0,68	0,20	0,19
Impuca 4	0,50	0,70	0,59		0,25	0,24
Impuca 5	0,41	0,21	0,19	0,26		0,58
Impuca 6	0,27	0,21	0,14	0,22	0,57	

DISCUSSÃO

Nossos resultados forneceram evidências de que florestas inundáveis podem experimentar homogeneização taxonômica detectável em função da entrada recorrente de fogo mesmo em curtos períodos de tempo. Acreditamos que o aumento da similaridade florística entre as impucas está relacionado com a entrada frequente de fogo (Marimon et al. 2012; Maracahipes et al. 2014; Neves 2015). Isso reforça o efeito do fogo como

modificador da composição florística das florestas, reduzindo a riqueza e agindo como filtro de extinção local de espécies que não são tolerantes a esse distúrbio (Barlow & Peres 2008; Cochrane & Schulze 1999). Além disso, esses resultados compõem forte evidência de que o processo de aumento da similaridade entre biotas anteriormente distintas pode ser modulado por outros distúrbios além da invasão biológica e fragmentação florestal já reportado na literatura (Rooney et al. 2004; Lôbo et al. 2011).

A mortalidade de indivíduos lenhosos nas impucas também foi associada aos eventos de fogo por Maracahipes et al. (2014). Neste caso, as queimadas se iniciam nos campos de murundus do entorno e se alastram até as impucas, especialmente no período seco (Marimon et al. 2008). Nossos resultados reforçam o efeito deletério do fogo nas florestas inundáveis, uma vez que a impuca 2 estava preservada no T1 (Barbosa et al. 2011) e apresentou a maior mortalidade de indivíduos no T2 (42%), provavelmente em resposta a queimada ocorrida em 2008 (Maracahipes et al. 2014). Em florestas estacionais perenifólias no sudeste da Amazônia a mortalidade elevada de árvores também foi relacionada ao fogo (Ivanauskas et al. 2003; Brando et al. 2014), o que sugere que incêndios recorrentes modificam outros tipos de florestas.

De forma semelhante, a perda de espécies nas impucas pode ser atribuída à presença de fogo. Parece que quanto mais essas florestas inundáveis são degradadas por esse distúrbio, maior é a perda de espécies, como observamos na impuca 1 que estava degradada pelo fogo no T1 (Barbosa et al. 2011) e logo após teve novo registro de incêndio (Maracahipes et al. 2014). Em florestas tropicais da África a perda de espécies em um período de 46 anos também foi associada à entrada de fogo (Nangendo et al. 2005), e florestas da Indonésia que tiveram elevada redução no número de espécies após ocorrência de fogo e mesmo após 15 anos não conseguiram recuperar as espécies perdidas (Slik et al. 2002). Mudanças significativas na composição florística também foram registradas após eventos recorrentes de fogo em floresta amazônica sazonalmente seca, com extinção de espécies intolerantes ao distúrbio (Barlow & Peres 2008).

As espécies *Calophyllum brasiliense*, *Licania apetala* e *Vochysia divergens*, compartilhadas na maioria das impucas, estão se mantendo, principalmente nas impucas com o maior registro de mortos. Por outro lado, as espécies de ocorrência mais restrita, como *Alchornea discolor*, *Eugenia* sp., *Erythroxylum anguifugum*, *Maytenus* sp., *Mauritiella armata* e *Pterocarpus rohrii* estão sendo localmente extintas, o que pode estar relacionado ao número de indivíduos dessas espécies, as quais possuíam abundância igual

ou inferior a 5 indivíduos no período de estudo. Na Amazônia 1,4% das espécies arbóreas são responsáveis por metade das árvores, as quais são conhecidas como hiperdominantes (ter Steege et al. 2013). Essas espécies teriam maiores chances de permanecer no ambiente depois da ocorrência de um distúrbio, diferentemente das espécies raras, que são mais propensas a extinção local (Cochrane & Schulze 1999). A extinção local de espécies pode aumentar ou diminuir a similaridade entre as áreas, dependendo se a mesma espécie ou espécies diferentes desaparecem (Olden & Poff 2003).

O processo de homogeneização biótica descrito por McKinney & Lockwood (1999) sugere que espécies exóticas altamente resilientes (vencedoras) gradualmente passariam a dominar comunidades ecológicas em detrimento de espécies nativas (perdedoras) que não podem tolerar ambientes sujeitos a distúrbios antrópicos. No entanto, a homogeneização biótica também pode resultar da reorganização das espécies nativas em resposta as alterações humanas ao ambiente (Lôbo et al. 2011; Tabarelli et al. 2012). Neste caso, qualquer biota nativa abriga espécies potencialmente “vencedoras” que prevalecem, enquanto espécies “perdedoras” sensíveis às perturbações estariam desaparecendo, alterando a composição da flora nativa (Lôbo et al. 2011; Tabarelli et al. 2012). Em áreas estudadas na Mata Atlântica houve, em média, 28% de aumento na similaridade de espécies impulsionado pela proliferação de espécies pioneiras e de ampla distribuição em resposta à fragmentação de habitats (Lôbo et al. 2011). Nossos resultados sugerem que o fogo pode proporcionar a reorganização das espécies nas florestas tropicais sazonalmente inundáveis, substituindo as espécies sensíveis por espécies tolerantes ao distúrbio.

Nossos resultados mostram que as impucas estão mantendo o padrão de mortalidade de indivíduos superior ao recrutamento, constatado em duas impucas estudadas por Maracahipes et al. (2014). Esse desequilíbrio mostra que os efeitos do fogo sobre as florestas inundáveis podem durar por longos períodos, como verificado em florestas de várzea na Amazônia, as quais apresentavam cicatrizes mesmo após 19 anos da ocorrência do fogo (Flores et al. 2014).

As florestas inundáveis apresentam espessa camada de serapilheira entrelaçada por uma fina malha de raízes (Barbosa et al. 2011; Flores et al. 2014), características importantes para a ciclagem dos nutrientes (Stark & Jordan 1978). No período de estiagem, essa camada orgânica fica seca o suficiente para facilitar a entrada do fogo rasteiro e/ou subterrâneo para o interior da floresta, consumindo o sistema radicular das árvores de grande porte (Flores et al. 2014; Maracahipes et al. 2014) e levando-as à morte. Como

resposta, a abertura do dossel aumenta a radiação solar no interior dessas florestas e favorece a invasão de espécies oportunistas que avançam rapidamente a partir da borda da floresta, como gramíneas (Silvério et al. 2013) e ciperáceas. Em nosso estudo, observamos o avanço de uma espécie do gênero *Scleria* para o interior das impucas em ambos os levantamentos. Neste caso, o aumento da biomassa para a combustão resultante da proliferação de espécies invasoras pode resultar em queimadas com efeitos cada vez mais severos (Nepstad et al. 1999; Silvério et al. 2013).

Em um cenário de mudanças climáticas com previsões de maior prolongamento do período de seca, as florestas localizadas no sul da Amazônia estariam mais suscetíveis ao risco de incêndios recorrentes em curtos períodos de tempo (Aragão et al. 2008; Marengo et al. 2011). Isso poderia mudar a paisagem das florestas inundáveis, que são altamente inflamáveis no período de seca. A diversidade de fitofisionomias no PEA exige um planejamento e controle diferenciado da gestão do fogo, uma vez que essas vegetações respondem de maneira diferente às perturbações do fogo, como verificado no estudo em uma área de campo de murundus próxima da nossa área de estudo, onde a vegetação lenhosa demonstrou pequenas alterações florísticas pelo efeito do fogo (Pinto et al. 2014).

Concluimos que florestas sazonalmente inundáveis podem experimentar homogeneização taxonômica detectável em função da entrada recorrente de fogo mesmo em curtos períodos de tempo. Sugerimos que o fogo constitui importante modulador do processo de homogeneização taxonômica em fragmentos de floresta tropical rodeados por matrizes savânicas, campestres ou de espécies exóticas usadas em sistemas agropastoris.

Agradecimentos

Agradecemos à Secretaria de Estado de Meio Ambiente de Mato Grosso por conceder licença para qualificação de A.P.G. da Silva e pela autorização para o desenvolvimento da pesquisa; Ao projeto CNPq/PELD - Transição Cerrado-Floresta Amazônica: bases ecológicas e socioambientais para a conservação (etapa II, proc. 403725/2012-7), à FAPEMAT (Proc. 164131/2013) e à Rede Amazônica de Inventários Florestais (RAINFOR) pelas bolsas e ajuda financeira.

REFERÊNCIAS

- Aragão, L. E. O. C., Malhi, Y., Barbier, N., Lima, A., Shimabukuro, Y., Anderson, L., & Saatchi, S. (2008). Interactions between rainfall, deforestation and fires during recent years in the Brazilian Amazonia. *Philosophical Transactions of the Royal Society*, 363, 1779-1785.
- Barbosa, D. C. F., Marimon, B. S., Lenza, E., Marimon-Júnior, B. H., Oliveira, E. A., & Maracahipes, L. (2011). Estrutura da vegetação lenhosa em dois fragmentos naturais de florestas inundáveis (impucas) no Parque Estadual do Araguaia, Mato Grosso. *Revista Árvore*, 35, 457-471.
- Barlow, J., & Peres, C. A. (2008). Fire-mediated dieback and compositional cascade in an Amazonian forest. *Philosophical Transactions B: Biological Sciences*, 363, 1787-1794.
- Brando, P. M., Balch, J. K., Nepstad, D. C., Morton, D. C., Putz, F. E., Coe, M. T., Silvério, D., Macedo, M. N., Davidson, E. A., Nóbrega, C. C., Alencar, A., & Soares-Filho, B. S. (2014). Abrupt increases in Amazonian tree mortality due to drought–fire interactions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111, 6347-6352.
- Brito, E. R., Martins, S. V., Oliveira-Filho, A. T., Silva, E., & Silva, A. F. (2006). Estrutura fitossociológica de um fragmento natural de floresta inundável em área de orizicultura irrigada, município de Lagoa da Confusão, Tocantins. *Revista Árvore*, 30, 829-836.
- Brito, E. R., Martins, S. V., Oliveira-Filho, A. T., Silva, E., & Silva, A. F. (2008). Estrutura fitossociológica de um fragmento natural de floresta inundável em área de Campo Sujo, Lagoa da Confusão, Tocantins. *Acta Amazonica*, 38, 379-386.
- Cochrane, M. A., & Laurance, W. F. (2002). Fire as a large-scale edge effect in Amazonian forests. *Journal of Tropical Ecology*, 18, 311-325.
- 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.
- Davidson, E. A., Araújo, A. C., Artaxo, P., Balch, J. K., Brown, I. F., Bustamante, M. M. C., Coe, M. T., DeFries, R. S., Keller, M., Longo, M., Munger, J. W., Schroeder, W., Soares-Filho, B. S., Souza Jr, C. M., Wofsy, S. C., (2012). The Amazon basin in transition. *Nature*, 481, 321-328.
- Eiten, G. (1985). Vegetation near Santa Teresinha, NE Mato Grosso. *Acta Amazonica* 3-4, 275-301.

- Flores, B. M., Piedade, F. M. T., & Nelson, B. W. (2014). Fire disturbance in Amazonian blackwater floodplain forest. *Plant Ecology & Diversity*, 7, 319-327.
- Hammer, Ø., Harper, D. A. T., & Ryan, P. D. (2001). Past, Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4, 1-9.
- 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.
- Krebs, C. J. (2014). *Ecological Methodology*. (3.ed). Disponível em: <<http://www.zoology.ubc.ca/~krebs/books.html>> Acesso em: 05 Nov. 2014.
- Lista de Espécies da Flora do Brasil (2014). Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br>. Acesso em, 15 Nov. 2014.
- Lôbo, D., Leão, T., Melo, F. P. L., Santos, A. M. M., & Tabarelli, M. (2011). Forest fragmentation drives Atlantic forest of northeastern Brazil to biotic homogenization. *Diversity and Distributions*, 17, 287-296.
- Magurran, A. (2011). *Medindo a diversidade biológica*. Editora UFPR, Curitiba, PR.
- Maracahipes, L. S., Marimon, B. S., Lenza, E., Marimon-Junior, B. H., Oliveira, E. A., Mews, H. A., Gomes, L., & Feldpausch, T. R. (2014). Post-fire dynamics of woody vegetation in seasonally flooded forests (impucas) in the Cerrado-Amazonian Forest transition zone. *Flora*, 209, 260-270.
- Marengo, J. A., Tomasella, J., Alves, L. M., Soares, W. R., & Rodriguez, D. A. (2011). The drought of 2010 in the context of historical droughts in the Amazon region. *Geophysical Research Letters*, 38, L12703.
- Marimon, B. S., & Lima, E. S. (2001). Caracterização fitofisionômica e levantamento florístico preliminar no Pantanal dos rios Mortes-Araguaia, Cocalinho, Mato Grosso, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 15, 213-229.
- Marimon, B. S., Marimon-Júnior, B. H., Lima, H. S., Jancoski, H. S., Franczak, D. D., Mews, H. A., & Moresco, M. C. (2008). *Pantanal do Araguaia - ambiente e povo: guia de ecoturismo*. Editora UNEMAT, Cáceres, MT.
- Marimon, B. S., Marimon-Junior, B. H., Mews, H. A., Jancoski, H. S., Franczak, D. D., Lima, H. S., Lenza, E., Rossete, A. N., & Moresco, M. C. (2012). Florística dos campos de murundus do Pantanal do Araguaia, Mato Grosso, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 26, 181-196.

- Martini, P. R. (2006). Áreas Úmidas da América do Sul Registradas em Imagens de Satélites. In: Silva, J.S.V.; Abdon, M.M. (Eds.). Geotecnologia no Pantanal. Embrapa Informática Agropecuária/INPE, Campo Grande, p. 876-882.
- Martins, A. K. E., Schaefer, C. E. G. R., Silva, E., Soares, V. P., Corrêa, G. R., & Mendonça, B. A. F. (2006). Diagnóstico ambiental no contexto da paisagem de fragmentos florestais naturais "ipucas" no município de lagoa da confusão, Tocantins. *Revista Árvore*, 30, 297-310.
- MATO GROSSO, Secretaria de Estado do Meio Ambiente - SEMA, Coordenadoria de Unidade de Conservação-CUC. (2007). *Plano de Manejo do Parque do Araguaia*. Cuiabá - MT.
- McKinney, M. L., & Lockwood, J. L. (1999). Biotic homogenization, a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology and Evolution*, 14, 450-453.
- Nangendo, G., Stein, A., ter Steege, H., & Bongers, F. (2005). Changes in woody plant composition of three vegetation types exposed to a similar fire regime for over 46 years. *Forest Ecology and Management*, 217, 351-364.
- Nepstad, D. C., Stickler, C. M., Soares-Filho, B., & Merry, F. (2008). Interactions among Amazon land use, forests and climate: Prospects for a near-term forest tipping point. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 363, 1737-1746.
- Nepstad, D. C., Veríssimo, A., Alencar, A., Nobre, C., Lima, E., Lefebvre, P., Schlesinger, P., Potter, C., Moutinho, P., Mendoza, E., Cochrane, M., & Brooks, V. (1999). Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. *Nature*, 398, 505-508.
- Neves, L. F. S. *Dinâmica espaço-temporal de fogo e impactos na cobertura da terra no Parque Estadual do Araguaia-MT*. (2015). 72 fls. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais). Universidade do Estado de Mato Grosso. Cáceres, Mato Grosso.
- Nogueira, E. M., Nelson, B. W., Fearnside, P. M., França, M. B., & Oliveira, A. C. A. (2008). Tree height in Brazil's 'arc of deforestation', Shorter trees in south and southwest Amazonia imply lower biomass. *Forest Ecology and Management*, 255, 2963-2972.
- Olden, J. D., & Poff, N. L. (2003). Toward a mechanistic understanding and prediction of biotic homogenization. *The American Naturalist*, 162, 442-460.

- Olden, J. D., & Rooney, T. P. (2006). On defining and quantifying biotic homogenization. *Global Ecology and Biogeography*, 15, 113-120.
- Olden, J. D., Poff, N. L., Douglas, M. R., Douglas, M. E., & Fausch, K. D. (2004). Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends in Ecology and Evolution*, 19, 18-24.
- Pinto, J. R. R., Mews, H. A., Jancoski, H. S., Marimon, B. S., & Bomfim, B. O. (2014). Woody vegetation dynamics in a floodplain campo de murundus in Central Brazil. *Acta Botanica Brasilica*, 28, 489-496.
- R Core Team (2014). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <<http://www.R-project.org>>. Acesso em: 05 Nov. 2014.
- Ratter, J. A. (1987). Notes on the vegetation of the Parque Nacional do Araguaia (Brazil). *Notes From the Royal Botanic Garden Edinburgh*, 44, 311-342.
- Rooney, T. P., Wiegmann, S. M., Rogers, D. A., & Waller, D. M. (2004). Biotic impoverishment and homogenization in unfragmented forest understory communities. *Conservation Biology*, 18, 787-798.
- Sala, O. E., Chapin III, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L. F., Jackson, R. B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D. M., Mooney, H. A., Oesterheld, M., Poff, N. L., Sykes, M. T., Walker, B. H., Walker, M., & Wall, D. H. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287, 1770-1774.
- Silva, F. A. M., Assad, E. D., & Evangelista, B. A. (2008). Caracterização climática do Bioma Cerrado. In: *Cerrado, ecologia e flora*. S. M. SANO, S. P. ALMEIDA, J. F. RIBEIRO, eds. EMBRAPA-CPAC, Planaltina, p.69-88.
- Silvério, D. V., Brando, P. M., Balch, J. K., Putz, F. E., Nepstad, D. C., Oliveira-Santos, C., & Bustamante, M. C. B. (2013). Testing the Amazon savannization hypothesis: fire effects on invasion of a neotropical forest by native cerrado and exotic pasture grasses. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 368, 20120427-20120427.
- Slik, J. W., Verburg, R. W., & Keblor, P. J. A. (2002). Effects of fire and selective logging on the tree species composition of lowland dipterocarp forest in East Kalimantan, Indonesia. *Biodiversity and Conservation*, 11, 85-98.

- Smart, S. M., Thompson, K., Marrs, R. H., Le Duc, M. G., Maskel, L. C., & Leslie G. F. (2006). Biotic homogenization and changes in species diversity across human-modified ecosystems. *Proceedings the Royal of Society B: Biological Sciences*, 273, 2659-2665.
- Stark, N., & Jordan, C. F. (1978). Nutrient retention by the root mat of an Amazonian rain forest. *Ecology*, 59, 434-437.
- Tabarelli, M., Aguiar, A. V., Ribeiro, M. C., Metzger, J. P., & Peres, C. A. (2010). Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest, lessons from aging human-modified landscapes. *Biological Conservation*, 143, 2328-2340.
- Tabarelli, M., Peres, C. A., & Melo, F. P. L. (2012). The ‘few winners and many losers’ paradigm revisited: Emerging prospects for tropical forest biodiversity. *Biological Conservation*, 155, 136-40.
- ter Steege, H., Pitman, N. C. A., Sabatier, D., Baraloto, C., Salomão, R. P., Guevara, J. E., Phillips, O. L., Castilho, C. V., Magnusson, W. E., Molino, J-F., Monteagudo, A., Vargas, P. N., Montero, J. C., Feldpausch, T. R., Coronado, E. N. H., Tim, J., Mostacedo, B., Vasquez, R., Assis, R. L., Terborgh, J., Wittmann, F., Andrade, A., Laurance, W. F., Laurance, S. G. W., Marimon, B. S., Marimon Jr, B-H., Vieira, I. C. G., Amaral, I. L., Brienen, R., Castellanos, H., López, D. C., Duivenvoorden, J. F., Mogollón, H. F., Matos, F. D. A., Dávila, N., García-Villacorta, R., Diaz, P. R. S., Costa, F., Emilio, T., Levis, C., Schiatti, J., Souza, P., Alonso, A., Dallmeier, F., Montoya, A. J. D., Piedade, M. T. F., Araujo-Murakami, A., Arroyo, L., Gribel, R., Fine, P. V. A., Peres, C. A., Toledo, M., Aymard, C. G. A., Baker, T. R., Cerón, C., Engel, J., Henkel, T. W., Maas, P., Petronelli, P., Stropp, J., Zartman, C. E., Daly, D., Neill, D., Silveira, M., Paredes, M. R., Chave, J., Filho, D. A. L., Jørgensen, P. M., Fuentes, A., Schöngart, J., Valverde, F. C., Di Fiore, A., Jimenez, E. M., Peñuela Mora, M. C., Phillips, J. F., Rivas, G., van Andel, T. R., von Hildebrand, P., Hoffman, B., Zent, E. L., Malhi, Y., Prieto, A., Rudas, A., Ruschell, A. R., Silva, N., Vos, V., Zent, S., Oliveira, A. A., Schutz, A. C., Gonzales, T., Nascimento, M. T., Ramirez-Ângulo, H., Sierra, R., Tirado, M., Medina, M. N. U., van der Heijden, G., Vela, C. I. A., Vilanova Torre, E., Vriesendorp, C., Wang, O., Young, K. R., Baider, C., Balslev, H., Ferreira, C., Mesones, I., Torres-Lezama, A., Giraldo, L. E. U., Zagt, R., Alexiades, M. N., Hernandez, L., Huamantupa-Chuquimaco, I., Milliken, W., Cuenca, W. P., Pauletto, D., Sandoval, E. V., Gamarra, L. V., Dexter, K. G., Feeley, K., Lopez-Gonzalez, G., &

Silman, M. R. (2013). Hyperdominance in the Amazonian Tree Flora. *Science*, 342, 325-342.

**ARTIGO 2 - INCÊNDIOS RECORRENTES ALTERAM DRASTICAMENTE A
ESTRUTURA DE FLORESTAS SAZONALMENTE INUNDÁVEIS NA
TRANSIÇÃO CERRADO-AMAZÔNIA**

Será submetido ao periódico *Brazilian Journal of Botany* (Apêndice 1)

INCÊNDIOS RECORRENTES ALTERAM DRASTICAMENTE A ESTRUTURA DE FLORESTAS SAZONALMENTE INUNDÁVEIS NA TRANSIÇÃO CERRADO-AMAZÔNIA

RESUMO

Mudanças no uso da terra e atividades de manejo de ecossistemas agropastoris têm favorecido a entrada de fogo em florestas em toda a região neotropical. Aqui, avaliamos os efeitos de incêndios recorrentes sobre a dinâmica estrutural de plantas lenhosas em seis florestas sazonalmente inundáveis (impucas) rodeadas por campos naturais na borda sul-Amazônica. Encontramos que as impucas sujeitas a queimadas recorrentes podem apresentar mudanças estruturais detectáveis em curtos períodos de tempo. Nossos achados revelaram que impucas recentemente atingidas por incêndios apresentaram maiores taxas de mortalidade de indivíduos e de perdas em área basal. Por último, encontramos que plantas de menor porte têm dinâmica mais acelerada do que as maiores, com altas taxas de mortalidade. Concluímos que florestas tropicais sazonalmente inundáveis sujeitas à incêndios recorrentes podem passar por evidentes mudanças estruturais mesmo em curtos períodos de tempo, as quais são detectáveis principalmente a partir das plantas de pequeno porte.

Palavra-chave – Floresta tropical, impuca, mortalidade, recrutamento.

RECURRING FIRES DRASTICALLY ALTER THE STRUCTURE OF SEASONALLY FLOODED FORESTS IN THE CERRADO-AMAZONIA TRANSITION ZONE

ABSTRACT

Land-use changes and human activities in agricultural ecosystems management have promoted fires in forests of the Neotropical region. Here, we assessed the effects of recurring fires on the structural dynamics of woody plants in six seasonally flooding forests (*impucas*) surrounded by natural grassy fields in the Amazonian Southern border. We observed that *impucas* subjected to recurring fires can present structural changes in short time. *Impucas* which have been recently burned presented higher mortality rates and losses in basal area. We found that smaller individuals present faster dynamics than large ones, and also higher mortality rates. We conclude that seasonally flooding tropical forests subjected to recurring fires can undergo evident structural changes even within short time frames, and these changes are mainly detectable in smaller plants.

Keywords – Tropical forest, *impuca*, mortality, recruiting.

INTRODUÇÃO

As ocorrências de fogo em florestas tropicais têm aumentado devido às interações das mudanças no uso da terra com os episódios de secas severas, principalmente na borda sul da Amazônia (Aragão et al. 2008; Nepstad et al. 2008; Marengo et al. 2011). O uso do fogo para renovação das pastagens e limpeza das áreas desmatadas é a principal causa da entrada de fogo de sub-bosque em florestas (Nepstad et al. 1999). Atualmente, as florestas tropicais fragmentadas apresentam maior vulnerabilidade à ocorrência de queimadas (Cochrane & Laurance 2002; Soares-Filho et al. 2012), pois elas estão dispersas em uma matriz de extensas áreas de pastagem e lavouras (Wright 2005). A mortalidade de árvores nas florestas ocasionada pela ocorrência de fogo fornece uma combinação de aumento da biomassa superficial no chão da floresta e um dossel mais aberto, propiciando a proliferação de espécies invasoras, como gramíneas, a qual aumenta as chances de recorrência de fogo (Nepstad et al., 1999; Silvério et al. 2013; Brando et al. 2014).

Diante deste cenário, o fogo pode ser considerado uma das principais ameaças atuais à biodiversidade da Amazônia (Nepstad et al. 1999), uma vez que ele ocasiona impactos em extensas áreas e atinge principalmente a biodiversidade de florestas (Brando et al. 2014). Nos ambientes florestais, o fogo pode modificar a composição de espécies e a estrutura das florestas, pois muitas espécies arbóreas não apresentam adaptações e são vulneráveis aos danos do fogo (Barlow & Peres 2008; Cochrane & Schulze 1999; Hoffmann et al. 2003; Balch et al. 2008). Assim, evidências empíricas sugerem que a ocorrência de fogo pode causar mudanças rápidas na composição florística e estrutura de florestas tropicais (Cochrane & Laurance 2002; Davidson et al. 2012, Nepstad et al. 2008; Cap. 1 desta dissertação). Essas mudanças tendem a ser mais graves em florestas tropicais inundáveis, as quais são muito sensíveis ao fogo e têm lenta recuperação a esse distúrbio (Flores et al. 2014; Maracahipes et al. 2014; Cap. 1).

As florestas sazonalmente inundáveis localizadas na Planície ou Pantanal do Araguaia, na transição entre os biomas Cerrado e Amazônia no Brasil (Brito et al. 2006; Marimon et al. 2012) ocorrem como fragmentos naturais descontínuos, inseridos em uma matriz predominantemente ocupada por fisionomias campestres que também são utilizadas como pastagens naturais (Brito et al. 2006; Martins et al. 2006; Marimon et al. 2008). Nessa região, o fogo é usado para renovação das pastagens naturais, mas com muita frequência ele se alastra rapidamente e invade as florestas inundáveis (Marimon et al. 2008; Maracahipes et al. 2014), especialmente nos meses mais secos do ano, quando são

registradas as maiores incidências de incêndios (Neves 2015). Efeitos deletérios das queimadas na composição florística e na estrutura dessas florestas inundáveis foram avaliados no estudo de Maracahipes et al. (2014) e descritos no Cap. 1 desta dissertação, incluindo registros de altas taxas de mortalidade, redução em área basal e perda de espécies. Contudo, ainda é necessário entender as mudanças estruturais ocasionadas pelo fogo nessas florestas inundáveis ao longo do tempo.

Nesse sentido, estudos de mudanças espaciais e temporais em comunidades florestais são necessários para embasar a distinção de processos dinâmicos naturais das mudanças resultantes de ações antrópicas (Korning & Balslev 1994). Considerando que as florestas sazonalmente inundáveis da Planície do Rio Araguaia são sensíveis ao fogo (Maracahipes et al. 2014; Cap. 1) e a frequência de queimadas tem aumentado nos últimos anos (Neves 2015), nós acompanhamos temporalmente seis florestas inundáveis para entender como a vegetação lenhosa está respondendo a esse distúrbio. Especificamente, procuramos responder às seguintes questões: florestas sazonalmente inundáveis sujeitas a queimadas recorrentes apresentam mudanças estruturais detectáveis em curtos períodos de tempo? Caso afirmativo, os efeitos das queimadas são mais evidentes em plantas de pequeno porte ou em plantas maiores?

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

Estudamos seis florestas inundáveis (impucas) no Parque Estadual do Araguaia (PEA), em Novo Santo Antônio-MT, Brasil (Figura 1; Tabela 1). O PEA abrange área de 223.619,54 ha e está inserido na Planície Sedimentar do Bananal ou Pantanal do Araguaia (Marimon & Lima 2001; Marimon et al. 2012). A topografia da região é plana, a altitude média é de 200 m e os solos predominantes são dos tipos Plintossolos e Gleissolos, ambos com impedimento de drenagem e periodicidade de inundações (MATO GROSSO 2007). O clima da região é do tipo Aw de Köppen, com temperatura média anual entre 25,7 e 27,3°C, precipitação média anual de 1.800 a 2.200 mm e com períodos chuvoso (outubro a março) e seco (abril a setembro) bem definidos (Silva et al. 2008).

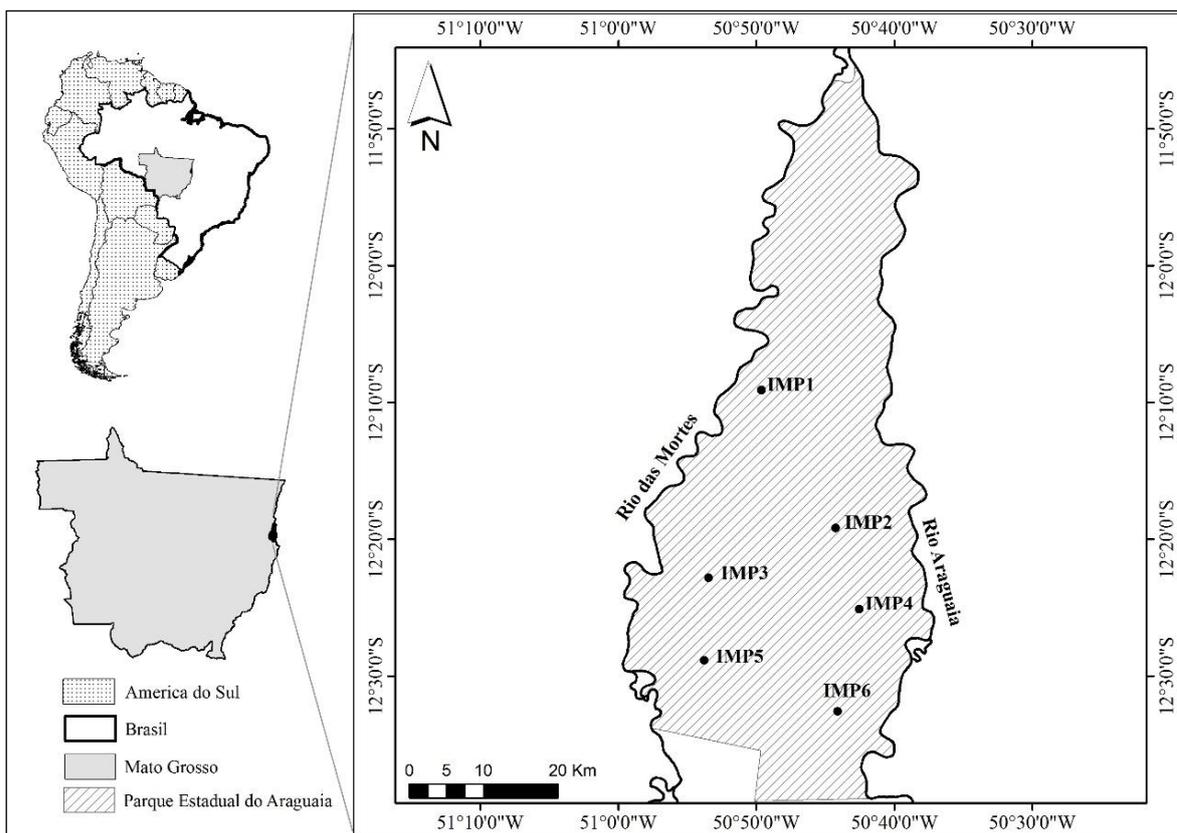


Figura 1. Localização das seis florestas inundáveis (impucas) estudadas no Parque Estadual do Araguaia, Novo Santo Antônio-MT, Brasil.

O PEA está localizado na zona de transição entre os biomas Cerrado e Amazônia (Ratter 1987; Marimon & Lima 2001) e sua paisagem é caracterizada por extensas áreas de campos de murundus, além de manchas de cerrado sentido restrito sobre solos profundos, cerradão e fragmentos naturais de florestas inundáveis, conhecidas regionalmente como impucas (Marimon et al. 2008). As impucas estão inseridas em uma matriz campestre dominada por gramíneas nativas (veja lista completa das espécies em Marimon et al. 2012) utilizadas como pastagens para a criação de gado. Na região, as queimadas são usadas para renovação das pastagens, o que torna essas florestas altamente suscetíveis à entrada de fogo (Marimon et al. 2008, 2012; Maracahipes et al. 2014). A suscetibilidade das impucas ao fogo se torna ainda maior quando elas são invadidas por gramíneas ou ciperáceas, como as do gênero *Scleria* (Barbosa et al. 2011), as quais são altamente inflamáveis no período seco. A ocorrência de *Scleria* sp. e sinais evidentes de queimadas foram constatados nas impucas 1, 5 e 6 no levantamento de 2007/2008, enquanto no inventário realizado em 2014 somente a impuca 3 não apresentou sinais de fogo a presença de *Scleria* sp. Observações

temporais baseadas em imagens de satélite apontam a incidência de queimadas nas impucas estudadas em diferentes anos, entre 2000 e 2010 (Neves 2015, Tabela 1).

Tabela 1. Localização geográfica de seis florestas inundáveis (impucas) estudadas no Parque Estadual do Araguaia, Novo Santo Antônio-MT, Brasil. Ocorrência de fogo segundo Neves 2015.

Floresta	Área (km²)	Coordenadas geográficas	Ocorrência de fogo (ano)
Impuca 1	0,21	-12°9'4,2"S e -50°49'37,0"O	2007 e 2010
Impuca 2	3,78	-12°19'11,2"S e -50°44'15,6"O	2006, 2007 e 2010
Impuca 3	1,64	-12°22'49,7"S e -50°53'27,4"O	2007 e 2010
Impuca 4	6,05	-12°25'7,2"S e -50°42'32,1"O	2006, 2007 e 2010
Impuca 5	0,05	-12°28'52,4"S e -50°53'46,8"O	2006, 2007 e 2010
Impuca 6	0,08	-12°32'36,2"S e -50°44'6,6"O	2006, 2007 e 2010

Inventários da vegetação

Nós inventariamos seis impucas entre agosto de 2007 e outubro de 2008 (Tempo 1 – T1). Em cada impuca nós estabelecemos 50 parcelas contíguas de 20 × 10 m (1 ha), dispostas em cinco transeções paralelas e transversais, distantes 50 m entre si, de uma borda a outra da floresta (até o encontro com o campo gramíneo). Em julho de 2014 (Tempo 2 – T2), nós registramos os indivíduos sobreviventes, os mortos em pé e incluímos os recrutas que atingiram o critério mínimo de inclusão. Tanto no T1 quanto no T2 nós registramos e medimos o diâmetro a altura do peito (DAP) de todas as plantas vivas (incluindo lianas e palmeiras), com DAP = 5 a 9,9 cm em 20 parcelas e com DAP ≥ 10 cm em todas as 50 parcelas. Esse procedimento permitiu que avaliássemos o papel do fogo em plantas com diferentes tamanhos.

Em setembro de 2007 o fogo atingiu 30 parcelas da impuca 1 e em setembro de 2008 atingiu 35 parcelas da impuca 2, o que permitiu que as parcelas queimadas e não queimadas fossem comparadas. Em 2010, Maracahipes et al. (2014) realizaram um novo inventário e os conjuntos de parcelas queimadas foram denominados de sítios queimados (SQ) e as não queimadas compuseram os sítios não queimados (SN). Aqui, reavaliamos o efeito do fogo nas impucas 1 e 2 considerando plantas com DAP ≥ 10 cm em um período subsequente (2010 a 2014).

Para a identificação dos indivíduos nos dois tempos nós coletamos exemplares dos espécimes e as comparamos com o acervo da coleção do Herbário NX, da UNEMAT de Nova Xavantina. Além disso, consultamos especialistas e bibliografias específicas.

Conferimos a grafia e atualizamos os nomes das espécies na Lista de Espécies da Flora do Brasil (2014) (<http://floradobrasil.jbrj.gov.br>).

Análise de dados

Realizamos análises separadamente para os dois critérios mínimos de inclusão (DAP = 5–9,9 cm e DAP \geq 10 cm). Para cada floresta nós calculamos as taxas anuais médias de mortalidade e recrutamento de indivíduos (Sheil et al. 1995, 2000; Sheil & May 1996) e as taxas anuais médias de perda e de ganho em área basal (Sheil et al. 2000). Além disso, calculamos o *turnover* (reposição) a partir da média das taxas de mortalidade e de recrutamento ao longo do período (Phillips & Gentry 1994). Aplicamos o fator de correção de Lewis et al. (2004) às taxas para corrigir o viés causado por diferenças nos intervalos entre inventários.

Para comparar a dinâmica entre os SQ e os SN nas impucas 1 e 2 nós calculamos as taxas anteriormente citadas usando indivíduos com DAP \geq 10 cm para cada parcela. Comparamos os valores dessas taxas entre os SQ e os SN usando o teste *t* independente ou o teste U de Mann-Whitney. Para determinar o uso do teste mais adequado, verificamos a homogeneidade de variâncias e a normalidade dos dados utilizando os testes de Levene e Shapiro-Wilk, respectivamente. Quando necessário logaritizamos os dados para atingir os pressupostos. Realizamos todas as análises no programa *R* (R CORE TEAM, 2014), com nível de significância de 5%.

RESULTADOS

Entre o T1 e o T2 houve redução no número de indivíduos em cinco impucas, tanto para os indivíduos menores (DAP= 5–9,9 cm) quanto para os maiores (DAP \geq 10 cm) (Tabela 2). As maiores porcentagens de mudança ocorreram nos indivíduos de menor porte (Tabela 2), os quais apresentaram maiores taxas de mortalidade, recrutamento, perda e ganho de área basal e *turnover* em relação aos de maior porte (Tabela 3). Por outro lado, a redução em área basal foi mais evidente nas plantas maiores (DAP \geq 10 cm) (Tabela 2). As maiores reduções em número de indivíduos e em área basal ocorreram na impuca 2, ao passo que a impuca 3 apresentou aumento de indivíduos e de área basal no período avaliado (Tabela 2).

Tabela 2. Número de indivíduos, área basal ($m^2 ha^{-1}$) e porcentagem de mudança (%M) da vegetação lenhosa em seis florestas inundáveis (impucas) no Parque Estadual do Araguaia, Novo Santo Antônio-MT, entre o T1 e o T2. Os valores são dados para duas classes de diâmetro a altura do peito (DAP).

Impuca	Número de indivíduos						Área basal					
	DAP = 5–9,9 cm			DAP ≥ 10 cm			DAP = 5–9,9 cm			DAP ≥ 10 cm		
	T1	T2	%M	T1	T2	%M	T1	T2	%M	T1	T2	%M
1	295	246	-16,6	646	540	-16,4	3,53	4,13	+17,0	19,88	17,67	-11,1
2	463	171	-63,1	950	626	-34,1	4,84	2,62	-45,9	29,79	21,34	-28,4
3	637	678	+6,4	1467	1496	+1,9	7,08	9,01	+27,0	32,25	32,81	+1,7
4	678	495	-27,0	1227	1088	-11,3	7,95	6,32	-20,5	29,48	26,99	-8,4
5	186	168	-9,7	375	330	-12,0	2,47	3,33	+34,8	19,12	17,19	-10,1
6	61	50	-18,0	348	264	-24,1	0,85	0,75	-11,8	21,08	17,96	-14,8

Tabela3. Parâmetros de dinâmica da comunidade lenhosa em seis florestas inundáveis (impucas) no Parque Estadual do Araguaia, Novo Santo Antônio-MT, entre o T1 e o T2. Os valores são dados para duas classes de diâmetro a altura do peito (DAP). NI=Número de indivíduos, AB=área basal ($m^2.ha^{-1}$).

Impuca	Mortalidade (NI, % ano ⁻¹)		Recrutamento (NI, % ano ⁻¹)		Perda (AB, % ano ⁻¹)		Ganho (AB, % ano ⁻¹)		Turnover		Nº. de mortos		Nº. de recrutas	
	5–9,9 cm	≥ 10 cm	5–9,9 cm	≥ 10 cm	5–9,9 cm	≥ 10 cm	5–9,9 cm	≥ 10 cm	5–9,9 cm	≥ 10 cm	5–9,9 cm	≥ 10 cm	5–9,9 cm	≥ 10 cm
	1	4,72	5,50	1,78	2,61	3,83	4,62	5,86	3,21	3,25	4,05	74	185	25
2	16,55	8,78	1,21	2,14	14,23	6,70	6,09	2,67	8,88	5,46	304	400	12	76
3	1,33	1,11	2,35	1,44	5,17	1,30	4,72	1,57	1,84	1,27	49	95	90	124
4	7,18	3,43	2,14	1,47	6,25	2,73	3,25	1,74	4,66	2,45	243	231	60	92
5	6,69	7,07	4,83	4,48	4,24	3,94	8,47	2,97	5,76	5,77	56	124	38	79
6	6,96	5,69	3,31	0,52	4,55	3,12	4,03	1,66	5,13	3,10	19	91	8	7

Entre 2010 e 2014 houve redução no número de indivíduos e na área basal nos sítios queimados e não queimados das impucas 1 e 2. Contudo, maiores mudanças na estrutura da vegetação ocorreram nos sítios queimados, com acentuadas reduções em área basal na impuca 1 e em número de indivíduos na impuca 2 (Tabela 4).

Tabela 4. Número de indivíduos e área basal da vegetação lenhosa em duas florestas inundáveis (impucas) no Parque Estadual do Araguaia, Novo Santo Antônio-MT, entre o T1 (2010) e o T2 (2014). SN= sítio não queimado, SQ= sítio queimado, AB= área basal ($m^2 ha^{-1}$), NI= número de indivíduos, %M= porcentagem de mudança.

	Impuca 1						Impuca 2					
	SN			SQ			SN			SQ		
	2010	2014	%M	2010	2014	%M	2010	2014	%M	2010	2014	%M
NI	309	293	-5,2	289	249	-13,8	316	308	-2,5	371	318	-14,3
AB	7,92	7,67	-3,2	11,16	9,96	-10,8	10,24	10,07	-1,7	12,46	11,25	-9,7

Nas impucas 1 e 2, as taxas de mortalidade superaram às de recrutamento (Tabela 5). Contudo, nos sítios queimados as taxas de mortalidade foram muito maiores do que as de recrutamento, mesmo decorridos sete anos desde a queimada. Para a impuca 2, as taxas anuais médias de mortalidade foram maiores nos sítios queimados do que nos sítios não queimados ($w=122,5$, $p<0,05$). As taxas anuais médias de recrutamento foram maiores nos sítios não queimados da impuca 1 e nos sítios queimados da impuca 2 (Tabela 5), entretanto não apresentaram diferença entre os sítios queimados e não queimados em ambas as impucas.

Tabela 5. Parâmetros de dinâmica da vegetação lenhosa dos sítios queimados (SQ) e não queimados (SN) de duas florestas inundáveis (impucas) no Parque Estadual do Araguaia, Novo Santo Antônio-MT, Brasil. SN= sítio não queimado, SQ= sítio queimado, AB= área basal ($m^2 ha^{-1}$), NI= número de indivíduos.

Parâmetros	Impuca 1		Impuca 2	
	SN	SQ	SN	SQ
Taxa anual média de mortalidade (NI, % ano ⁻¹)	4,00	6,20	1,90	7,68
Taxa anual média de recrutamento (NI, % ano ⁻¹)	2,57	2,20	1,39	3,21
Taxa anual média de ganho (AB, % ano ⁻¹)	2,12	1,70	1,17	2,31
Taxa anual média de perda (AB, % ano ⁻¹)	2,45	3,16	1,56	3,47
Turnover	3,29	4,20	1,65	5,45
Número de recrutadas	26	19	15	35
Número de mortos	42	59	21	92

Na impuca 1, as taxas de ganho em área basal dos sítios não queimados superaram às dos sítios queimados ($t=2,17$, g.l.=48, $p<0,05$). Em contrapartida, na impuca 2 as taxas de ganho dos sítios queimados foram maiores do que as dos sítios não queimados ($t=2,56$,

g.l.=48, $p<0,05$). Os sítios queimados apresentaram elevados valores de perda em área basal em comparação com os sítios não queimados (Tabela 5), sendo a maior perda registrada na impuca 2 ($w=164$, $p<0,05$). O *turnover* do sítio queimado da impuca 2 foi superior ao do sítio não queimado ($w=87$, $p<0,01$).

DISCUSSÃO

As reduções no número de indivíduos e na área basal registradas nas florestas inundáveis, bem como o balanço negativo entre as taxas de mortalidade e recrutamento podem ser atribuídas à ocorrência de queimadas registradas em praticamente todos os anos desde o primeiro inventário realizado em 2007-2008 (Maracahipes et al. 2014; Neves 2015). Isso corrobora os achados de estudos anteriores que mostraram que essa vegetação é altamente suscetível ao fogo (Barbosa et al. 2011; Maracahipes et al. 2014; Cap. 1). Em quase todas as impucas os maiores percentuais de mudança (positivos e negativos), bem como as maiores taxas de mortalidade e recrutamento foram registrados para as plantas de menor porte (DAP= 5–9,9 cm), o que conferiu dinâmica acelerada para esses indivíduos. Em geral, nas florestas e savanas localizadas na transição entre o Cerrado e a Amazônia as plantas menores têm mostrado dinâmica acelerada, com maior rotatividade de indivíduos em comparação com as plantas maiores (Marimon et al. 2014). A maior mortalidade dos indivíduos de menor porte pode ser atribuída à baixa capacidade de competição deles com as árvores de dossel, além do estresse gerado pela inundação em florestas sazonalmente inundadas, que também pode contribuir para o aumento da mortalidade (Felfili 1995; Guimarães et al. 2008). Contudo, no caso das impucas, acreditamos que o fogo seja o principal fator modulador desses resultados, uma vez que outros estudos já mostraram que os danos do fogo em florestas na Amazônia são maiores nos indivíduos pequenos (Ivanauskas et al. 2003; Brando et al. 2014). Segundo Marimon et al. (2014), essa elevada rotatividade de plantas de menor porte pode ser um indicador de mudanças futuras na estrutura e composição de espécies das florestas amazônicas, já que plantas pequenas normalmente respondem mais rapidamente às alterações ambientais.

De forma geral, as taxas de mortalidade nas impucas foram maiores do que as registradas em florestas não inundáveis e sob efeito de queimadas localizadas na transição Amazônia-Cerrado (Balch et al. 2008) e em floresta inundável perturbada na Amazônia Peruana (Nebel et al. 2001). Contudo, essas taxas foram menores do que as registradas por Maracahipes et al. (2014) nas duas impucas (1 e 2) aqui reinventariadas. Nossos resultados

evidenciam, portanto, os efeitos deletérios de queimadas recorrentes sobre a vegetação de florestas inundáveis da transição Amazônia-Cerrado, com altas taxas de mortalidade superando as de recrutamento, principalmente nos indivíduos de pequeno porte. Além disso, o fogo causou redução no número de indivíduos e, conseqüentemente, perda de espécies (veja Cap. 1). Nossos resultados também revelaram que florestas inundáveis sujeitas a queimadas recorrentes podem apresentar mudanças estruturais negativas detectáveis em curtos períodos de tempo, principalmente quando investigamos indivíduos de menor porte.

A variação nas taxas de mudança estrutural entre as impucas pode estar relacionada à fase de recuperação pós-distúrbio de cada uma. No T1, as impucas 2 e 4 não estavam degradadas, pois não apresentavam sinais de queimadas recentes e de gramíneas e ciperáceas (Barbosa et al. 2011). Todavia, no ano de 2008 ocorreu um incêndio que atingiu 35 parcelas da impuca 2 (Maracahipes et al. 2014) e a partir da análise de imagens de satélite há fortes evidências que esta impuca queimou novamente em 2010 (Neves 2015). Na impuca 4, em julho de 2014, verificamos sinais recentes de fogo e o evidente avanço de gramíneas e ciperáceas da borda para o interior. Essa degradação ocorrida após o primeiro inventário pode explicar o fato de essas florestas terem sido aquelas que apresentaram as maiores mudanças negativas na densidade de indivíduos e na área basal para as plantas de menor porte, assim como as maiores taxas de mortalidade. O estudo realizado por Maracahipes et al. (2014) nas impucas 1 e 2 apontou maiores taxas de mortalidade justamente na impuca 2, a mais preservada na ocasião do primeiro inventário.

Comparando o intervalo de 2007-2008 e 2014 para as impucas 1, 5 e 6, as quais apresentavam sinais de degradação desde o primeiro levantamento (Barbosa et al. 2011), registramos ganho em área basal e taxas de recrutamento maiores do que os valores apontados por Maracahipes et al. (2014) para as impucas 1 e 2. Estes aumentos nos valores de área basal e recrutamento de indivíduos nessas impucas degradadas podem estar relacionados com a abertura do dossel resultante da mortalidade de indivíduos após os eventos de queimada. Neste caso, alguns indivíduos podem estar sendo favorecidos pela maior disponibilidade de luz. No entanto, essas impucas ainda podem estar sob efeitos negativos do fogo, com a dinâmica acelerada impulsionada pela mortalidade de indivíduos e favorecendo a invasão de espécies oportunistas, como as gramíneas (Silvério et al. 2013) e ciperáceas, conforme observamos em campo o avanço de uma espécie do gênero *Scleria* para o interior de impucas anteriormente não ocupadas por ela. O aumento da biomassa de

plantas altamente suscetíveis à combustão no período seco e a diminuição da umidade do solo da floresta frente à exposição ao sol aumentam as chances de recorrência de queimadas, com efeitos que podem ser cada vez mais severos (Nepstad et al. 1999; Silvério et al. 2013).

O desequilíbrio entre as taxas de mortalidade e recrutamento apresentado pelas impucas que estavam mais degradadas em 2007-2008 também evidencia os efeitos cumulativos e prolongados do fogo sobre a vegetação, especialmente na mudança da estrutura e composição florística (Maracahipes et al. 2014; Cap. 1). Isso pode promover a eliminação de espécies que não são adaptadas ao estresse provocado pelo fogo (Barlow & Peres 2008). Padrão inverso ocorreu na impuca 3, que permaneceu sem sinais de degradação no período avaliado e apresentou número de indivíduos recrutados superior ao de mortos. Aparentemente, a dinâmica desta impuca não está sendo determinada pelas queimadas. Nesse caso, ela pode ser considerada como uma floresta com taxas de mortalidade e recrutamento em equilíbrio dinâmico (Felfili 1995). Os fatores que estão favorecendo essa condição devem ser investigados em longo prazo a fim de orientar ações de prevenção de fogo.

Os sítios não queimados, amostrados e reamostrados nas impucas 1 e 2 no presente estudo continuam apresentando taxas de mortalidade superiores às de recrutamento, tal como observado por Maracahipes et al. (2014). Neste caso, além das queimadas, outros fatores podem estar determinando e potencializando a dinâmica destas florestas, como o evento de forte seca ocorrida em 2010 (Marengo et al. 2011, Lewis et al. 2011). As taxas de recrutamento registradas no presente estudo para os sítios queimados das impucas 1 e 2 foram 200-350% superiores aos registrados por Maracahipes et al. (2014) no intervalo de 2007-2010 e o contrário aconteceu com as taxas de mortalidade, que reduziram no segundo intervalo. Isso pode indicar que, apesar dos sítios queimados ainda apresentarem taxas de mortalidade maiores do que as de recrutamento e taxas de mudança negativas, uma tendência à recuperação pode estar em curso nas parcelas que queimaram. Entretanto, esse resultado deve ser analisado com cautela, uma vez que no presente estudo nós investigamos apenas os indivíduos com $DAP \geq 10$ cm.

No geral, as taxas de mortalidade registradas nas impucas estudadas foram maiores do que aquelas registradas em outras florestas inundáveis ou de galeria do Brasil Central (Felfili 1995; Guimarães et al. 2008; Miguel et al. 2011). Em florestas inundáveis da Amazônia, os valores de perda de indivíduos e de área basal também foram extremamente

elevados, como os registrados por Flores et al. (2014), com mortalidade de 90% das árvores após a passagem do fogo em uma floresta de igapó e por Resende et al. (2014), com perda de 59% dos indivíduos e 57% da área basal após a queimada de uma floresta inundável. Essas comparações sugerem que a acentuada dinâmica registrada nas florestas inundáveis do presente estudo provavelmente é uma resposta aos distúrbios de fogo que ocorreram na área (Barbosa et al. 2011; Maracahipes et al. 2014; Neves 2015), com efeitos no aumento da mortalidade e diminuição do recrutamento, influenciando negativamente a dinâmica dessas florestas.

Os maiores valores de mortalidade encontrados nos sítios queimados das impucas 1 e 2 também confirmam os efeitos negativos do fogo na vegetação, bem como a diferença nos valores de *turnover*, que conferem uma dinâmica acelerada para os mesmos. O padrão de desequilíbrio entre a mortalidade e o recrutamento verificado por Maracahipes et al. (2014) permaneceu no presente estudo, o que indica que essas florestas não conseguem se recuperar do fogo em curto prazo de tempo, confirmando a recuperação extremamente lenta da vegetação lenhosa das florestas inundáveis (Flores et al. 2014).

Concluimos que as florestas tropicais inundáveis sujeitas a incêndios recorrentes podem passar por evidentes mudanças estruturais mesmo em curtos períodos de tempo. Nessas ocasiões, as mudanças parecem ser mais facilmente detectáveis quando investigamos as plantas de pequeno porte. Além disso, menores taxas de recrutamento em relação às de mortalidade mostram que essas florestas não se recuperam dos efeitos do fogo em curtos períodos de tempo. Isso reforça a necessidade de medidas efetivas para o controle do fogo. Caso esses incêndios não sejam controlados, o desbalanceamento mortalidade/recrutamento poderá comprometer funções ecológicas e destruir essas importantes florestas que fazem parte de um complexo ecossistema de áreas úmidas da porção sul-Amazônica.

Agradecimentos:

Agradecemos à Secretaria de Estado de Meio Ambiente de Mato Grosso (SEMA-MT) por conceder licença para qualificação de A.P.G. da Silva e pela autorização para o desenvolvimento da pesquisa no Parque Estadual do Araguaia. Ao projeto CNPq/PELD - Transição Cerrado-Floresta Amazônica: bases ecológicas e sócio-ambientais para a conservação (etapa II, proc. 403725/2012-7), à FAPEMAT (Proc. 164131/2013) e à Rede Amazônica de Inventários Florestais (RAINFOR) pela ajuda financeira e bolsas.

REFERÊNCIAS

- Aragão, L. E. O. C., Malhi, Y., Barbier, N., Lima, A., Shimabukuro, Y., Anderson, L., & Saatchi, S. (2008). Interactions between rainfall, deforestation and fires during recent years in the Brazilian Amazonia. *Philosophical Transactions of the Royal Society*, 363, 1779-1785.
- Balch, J. K., Nepstad, D., Brando, P. M., Curran, L., Portela, O., Carvalho, O., & Lefebvre, P. (2008). Negative fire feedback in a transitional forest of southeastern Amazonia. *Global Change Biology*, 14, 2276–2287.
- Barbosa, D. C. F., Marimon, B. S., Lenza, E., Marimon-Júnior, B. H., Oliveira, E. A., & Maracahipes, L. (2011). Estrutura da vegetação lenhosa em dois fragmentos naturais de florestas inundáveis (impucas) no Parque Estadual do Araguaia, Mato Grosso. *Revista Árvore*, 35, 457-471.
- Barlow, J., & Peres, C. A. (2008). Fire-mediated dieback and compositional cascade in an Amazonian forest. *Philosophical Transactions B: Biological Sciences*, 363, 1787-1794.
- Brando, P. M., Balch, J. K., Nepstad, D. C., Morton, D. C., Putz, F. E., Coe, M. T., Silvério, D., Macedo, M. N., Davidson, E. A., Nóbrega, C. C., Alencar, A., & Soares-Filho, B. S. (2014). Abrupt increases in Amazonian tree mortality due to drought–fire interactions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111, 6347-6352.
- Brito, E. R., Martins, S. V., Oliveira-Filho, A. T., Silva, E., & Silva, A. F. (2006). Estrutura fitossociológica de um fragmento natural de floresta inundável em área de orizicultura irrigada, município de Lagoa da Confusão, Tocantins. *Revista Árvore*, 30, 829-836.
- 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.
- Cochrane, M. A., & Laurance, W. F. (2002). Fire as a large-scale edge effect in Amazonian forests. *Journal of Tropical Ecology*, 18, 311–325.
- Davidson, E. A., Araújo, A. C., Artaxo, P., Balch, J. K., Brown, I. F., Bustamante, M. M. C., Coe, M. T., DeFries, R. S., Keller, M., Longo, M., Munger, J. W., Schroeder, W., Soares-Filho, B. S., Souza Jr, C. M., Wofsy, S. C., (2012). The Amazon basin in transition. *Nature*, 481, 321-328.

- Felfili, J. M., (1995). Growth, recruitment and mortality in the Gama gallery forest in central Brazil over a six-year period (1985-1991). *Journal of Tropical Ecology*, 11, 67–83.
- Flores, B. M., Piedade, F. M. T., & Nelson, B. W. (2014). Fire disturbance in Amazonian blackwater floodplain forest. *Plant Ecology & Diversity*, 7, 319-327.
- 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 Botânica*, 31,621–632.
- Hoffmann, W. A., Orthen, B., & Nascimento, P. K. V. (2003). Comparative fire ecology of tropical savanna and forest trees. *Functional Ecology*, 17, 720-726.
- 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 rates and mortality patterns of tropical lowland tree species and the relation to forest structure in Amazonian Ecuador. *Journal of Tropical Ecology*, 10, 151-166.
- Lewis, S. L., Phillips, O. L., Sheil, D., Vinceti, B., Baker, T. R., Brown, S., Graham, A. W., Higuchi, N., Hilbert, D. W., Laurance, W. F., Lejoly, J., Malhi, Y., Monteagudo, A., Núñez Vargas, P., Sonké, B., Supardi, N. M. N., Terborgh, J. W., VásquezMartínez, R., (2004). Tropical forest tree mortality, recruitment and turnover rates: calculation, interpretation and comparison when census intervals vary. *Journal of Ecology*, 92, 929-944
- Lewis, S. L.; Brando, P. M.; Phillips, O. L.; Heijden, G. M. F.; Nepstad, D. (2011) The 2010 Amazon Drought. *Science*, 331, 554-555, 2011.
- Lista de Espécies da Flora do Brasil (2014). Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br>> Acesso em, 15 Nov. 2014.
- Maracahipes, L. S., Marimon, B. S., Lenza, E., Marimon-Junior, B. H., Oliveira, E. A., Mews, H. A., Gomes, L., & Feldpausch, T. R. (2014). Post-fire dynamics of woody vegetation in seasonally flooded forests (impucas) in the Cerrado-Amazonian Forest transition zone. *Flora*, 209, 260–270.
- Marengo, J. A., Tomasella, J., Alves, L. M., Soares, W. R., & Rodriguez, D. A. (2011). The drought of 2010 in the context of historical droughts in the Amazon region. *Geophysical Research Letters*, 38, L12703.

- Marimon, B. S., & Lima, E. S. (2001). Caracterização fitofisionômica e levantamento florístico preliminar no Pantanal dos rios Mortes-Araguaia, Cocalinho, Mato Grosso, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 15, 213-229.
- Marimon, B. S., Marimon-Junior, B. H., Mews, H. A., Jancoski, H. S., Franczak, D. D., Lima, H. S., Lenza, E., Rossete, A. N., & Moresco, M. C. (2012). Florística dos campos de murundus do Pantanal do Araguaia, Mato Grosso, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 26, 181-196.
- Marimon, B. S., Marimon-Junior, B. H., Feldpausch, T. R., Oliveira-Santos, C., Mews, H. A., Lopez-Gonzalez, G., Franczak, D. D., Oliveira, E. A., Maracahipes, L., Miguel, A., Lenza, E., Phillips, O. L., (2014). Disequilibrium and hyperdynamic tree turnover at the forest-cerrado transition zone in southern Amazonia. *Plant Ecology & Diversity*, 7, 281-292.
- Marimon, B. S., Marimon-Júnior, B. H., Lima, H.S., Jancoski, H. S., Franczak, D. D., Mews, H. A., & Moresco, M. C. (2008). *Pantanal do Araguaia-ambiente e povo: guia de ecoturismo*. Editora UNEMAT, Cáceres, MT.
- Martins, A. K. E., Schaefer, C. E. G. R., Silva, E., Soares, V. P., Corrêa, G. R., & Mendonça, B. A. F. (2006). Diagnóstico ambiental no contexto da paisagem de fragmentos florestais naturais "ipucas" no município de lagoa da confusão, Tocantins. *Revista Árvore*, 30, 297-310.
- MATO GROSSO, Secretaria de Estado do Meio Ambiente - SEMA, Coordenadoria de Unidade de Conservação-CUC. (2007). *Plano de Manejo do Parque do Araguaia*. Cuiabá - MT.
- Miguel, A., Marimon, B. S., Maracahipes, L., Oliveira, E. A., & Marimon-Junior, B. H. (2011). Mudanças na estrutura da vegetação lenhosa em três porções da mata de galeria do Córrego Bacaba (1999-2006), Nova Xavantina-MT. *Revista Árvore*, 35, 725-735.
- Nebel, G., Kvist, L.P., Vanclay, J.K., Vidaurre, H., (2001). Forest dynamics in flood plainforests in the Peruvian Amazon: effects of disturbance and implications for management. *Forest Ecology and Management*, 150, 79-92.
- Nepstad, D. C., Stickler, C. M., Soares-Filho, B., & Merry, F. (2008). Interactions among Amazon land use, forests and climate: prospects for a near-term forest tipping point. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 363, 1737-1746.

- Nepstad, D. C., Veríssimo, A., Alencar, A., Nobre, C., Lima, E., Lefebore, P. Schlesinger, P., Potter, C., Moutinho, P., Mendoza, E., Cochrane, M., & Brooks, V. (1999). Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. *Nature*, 398, 505-508.
- Neves, L. F. S. *Dinâmica espaço-temporal de fogo e impactos na cobertura da terra no Parque Estadual do Araguaia-MT*. (2015). 72 fls. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais). Universidade do Estado de Mato Grosso. Cáceres, Mato Grosso.
- Phillips O. L., Gentry A. H. (1994). Increasing turnover through time in tropical forests. *Science*, 263, 954–958.
- R Core Team (2014). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <<http://www.R-project.org>>. Acesso em: 05 Nov. 2014.
- Ratter, J. A. (1987). Notes on the vegetation of the Parque Nacional do Araguaia (Brazil). *Notes From the Royal Botanic Garden Edinburgh*, 44, 311-342.
- Resende, A. F., Nelson, B. W., Flores, B. M. & Almeida, D. R. (2014). Fire damage in seasonally flooded and upland forests of the Central Amazon. *Biotropica*, 46, 643-646.
- Sheil, D. & May, R. M. (1996). Mortality and recruitment rate evaluations in heterogeneous tropical forests. *Journal of Ecology*, 84, 91-100.
- 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.
- Silva, F. A. M., Assad, E. D., & Evangelista, B. A. (2008). Caracterização climática do Bioma Cerrado. In: *Cerrado, ecologia e flora*. S.M. SANO, S.P. ALMEIDA, J.F. RIBEIRO, eds. EMBRAPA-CPAC, Planaltina, p.69-88.
- Silvério, D.V., Brando, P.M., Balch, J. K., Putz, F. E., Nepstad, D. C., Oliveira-Santos, C., & Bustamante, M.C.B. (2013). Testing the Amazon savannization hypothesis: fire effects on invasion of a neotropical forest by native cerrado and exotic pasture grasses. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 368, 20120427-20120427.
- Soares-Filho, B., Silvestrini, R., Nepstad, D.; Brando, P., Rodrigues, H., Alencar, A., Coe, M., Locks. C., Lima, L., Hissa, L., & Stickler, C. (2012). Forest fragmentation, climate

change and understory fire regimes on the Amazonian landscapes of the Xingu headwaters. *Landscape Ecology*, 27, 585-598.

Wright, S. J. (2005). Tropical forests in a changing environment. *Trends in Ecology and Evolution*, 20, 553-560.

CONCLUSÕES GERAIS

Neste estudo verificamos que as florestas tropicais inundáveis são extremamente vulneráveis ao fogo. Nossos resultados mostraram expressiva mortalidade de indivíduos e perda de espécies associada à ocorrência de queimadas nas florestas inundáveis. Assim, acreditamos que o fogo pode compor importante modulador do processo de homogeneização taxonômica em florestas tropicais sazonalmente inundáveis.

Nossa investigação também mostrou que as florestas tropicais inundáveis sujeitas a incêndios recorrentes podem passar por evidentes mudanças estruturais mesmo em curtos períodos de tempo. Nessas ocasiões, as mudanças parecem ser mais facilmente detectáveis quando investigamos as plantas de pequeno porte. O desbalanceamento entre as taxas de recrutamento e as de mortalidade mostra que essas florestas não se recuperam dos efeitos do fogo em curtos períodos de tempo.

APÊNDICES

Apêndice 1 - Normas da revista científica selecionada para submissão do primeiro artigo da presente dissertação. O artigo será submetido à revista *Journal for Nature Conservation*, a qual possui Qualis/Capes em Biodiversidade igual a A2 e fator de impacto de 1,646. As normas estão disponíveis no seguinte endereço eletrônico: <http://ees.elsevier.com/jnc/>.

Apêndice 2 - Famílias, espécies e suas respectivas diferenças nos números de indivíduos amostrados em seis florestas inundáveis (impucas) no Parque Estadual do Araguaia, Novo Santo Antônio-MT, Brasil, no T1 e no T2. Os sinais “+” e “-” indicam indivíduos ganhados e perdidos no período, respectivamente.

Família	Espécie	Impuca 1	Impuca 2	Impuca 3	Impuca 4	Impuca 5	Impuca 6
Euphorbiaceae	<i>Alchornea discolor</i> Poepp	-	-2	-	-	-	-
Malpighiaceae	<i>Byrsonima cydoniifolia</i> A.Juss.	-	-	-	-	-	-3
Malpighiaceae	<i>Byrsonima riparia</i> W.R.Anderson	-1	-	-	-	-3	-1
Calophyllaceae	<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	+3	-11	+1	-2	-8	-11
Olacaceae	<i>Cathedra acuminata</i> (Benth.) Miers	-	-4	-	+2	-	-
Combretaceae	<i>Combretum laxum</i> Jacq.	0	-13	+1	+2	-	-
Ebenaceae	<i>Diospyros poeppigiana</i> A.DC.	+4	-28	-1	+1	-	-
Ebenaceae	<i>Diospyros tetrandra</i> Hiern	+1	-17	-14	-5	-	-
Olacaceae	<i>Dulacia egleri</i> (Bastos) Sleumer	0	0	-	-	-	-
Rubiaceae	<i>Duroia prancei</i> Steyerl.	-1	-3	-	-1	-3	-
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum anguifugum</i> Mart.	-	-	-	-1	-	-
Lecythidaceae	<i>Eschweilera ovata</i> (Cambess.) Mart. ex Miers	-	-7	0	+1	-	-
Myrtaceae	<i>Eugenia florida</i> DC.	-	-1	-	-	-	-
Myrtaceae	<i>Eugenia</i> sp. L.	-	-	-1	-	-	-
Rubiaceae	<i>Genipa americana</i> L.	-1	-3	-	-	-	-
Chrysobalanaceae	<i>Hirtella gracilipes</i> (Hook.f.) Prance	0	-1	-	0	-	-
Fabaceae	<i>Hydrochorea corymbosa</i> (Rich.) Barneby & J.W.Grimes	+1	+1	-	-	-	-
Fabaceae	<i>Leptolobium nitens</i> Vogel	-9	0	+7	-5	-14	-46
Chrysobalanaceae	<i>Licania apetala</i> (E.Mey.) Fritsch	+3	-13	-3	-11	+40	-5
Chrysobalanaceae	<i>Licania kunthiana</i> Hook.f.	0	-20	+9	-7	-	-
Euphorbiaceae	<i>Mabea paniculata</i> Spruce ex Benth.	-1	-5	+2	0	-11	-3
Fabaceae	<i>Machaerium inundatum</i> (Mart. ex Benth.) Ducke	-	-1	-	+4	-	0
Apocynaceae	<i>Malouetia lata</i> Markgr.	-	-2	-	-	-	-

Família	Espécie	Impuca 1	Impuca 2	Impuca 3	Impuca 4	Impuca 5	Impuca 6
Arecaceae	<i>Mauritiella armata</i> (Mart.) Burret	-	-	-	-1	-	-
Celastraceae	<i>Maytenus</i> sp. Molina	-4	-	-	-	-	-
Sapotaceae	<i>Micropholis gardneriana</i> (A.DC.) Pierre	-	-80	+41	-20	-	-
Melastomataceae	<i>Mouriri acutiflora</i> Naudin	+3	-8	0	+2	-	-
Nyctaginaceae	<i>Neea ovalifolia</i> Spruce ex J.A.Schmidt	-	-2	-	-	-	-1
Ixonanthaceae	<i>Ochthocosmus multiflorus</i> Ducke	-21	-14	0	-9	-	-
Lauraceae	<i>Ocotea cernua</i> (Nees) Mez	-1	-	-	-	-1	-
Fabaceae	<i>Ormosia excelsa</i> Benth.	-3	-	0	-1	-	-
Rubiaceae	<i>Pagamea guianensis</i> Aubl.	-	-5	-2	-6	-	-
Proteaceae	<i>Panopsis rubescens</i> (Pohl) Rusby	-1	0	0	-1	-16	-12
Pentaphylacaceae	<i>Pera bicolor</i> (Klotzsch) Müll.Arg.	-1	-2	-7	-8	-4	-
Sapotaceae	<i>Pouteria trilocularis</i> Cronquist	-3	-4	-3	-2	-	-
Fabaceae	<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl	-1	-	-	-	-	-
Proteaceae	<i>Roupala montana</i> Aubl.	-	-19	-2	-33	-	-
Celastraceae	<i>Salacia impressifolia</i> (Miers) A.C.Sm.	-	+2	-	0	-	-
Simaroubaceae	<i>Simaba orinocensis</i> Kunth	-	-1	-	-1	-	-
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea garckeana</i> K.Schum.	-	-12	+5	0	-	-
Loganiaceae	<i>Strychnos araguaensis</i> Krukoff & Barneby	-	-1	-	-	-	-
Loganiaceae	<i>Strychnos guianensis</i> (Aubl.) Mart.	-	-	-	0	-	-
Polygonaceae	<i>Symmeria paniculata</i> Benth.	-	-1	-	0	-	-
Fabaceae	<i>Tachigali bracteosa</i> (Harms) Zarucchi & Pipoly	-60	-12	-	-23	-25	-2
Pentaphylacaceae	<i>Ternstroemia candolleana</i> Wawra	-2	-23	-7	-9	-	-
Vochysiaceae	<i>Vochysia divergens</i> Pohl	-1	-	-	0	0	0
Annonaceae	<i>Xylopia calophylla</i> R.E.Fr.	-13	-12	+3	-4	-	-

Apêndice 3 - Normas da revista científica selecionada para submissão do segundo artigo da presente dissertação. O artigo será submetido à revista *Brazilian Journal of Botany*, a qual possui Qualis/Capes em Biodiversidade igual a B1 e fator de impacto de 0,648. As normas estão disponíveis no seguinte endereço eletrônico: <http://www.springer.com/life+sciences/plant+sciences/journal/40415>.