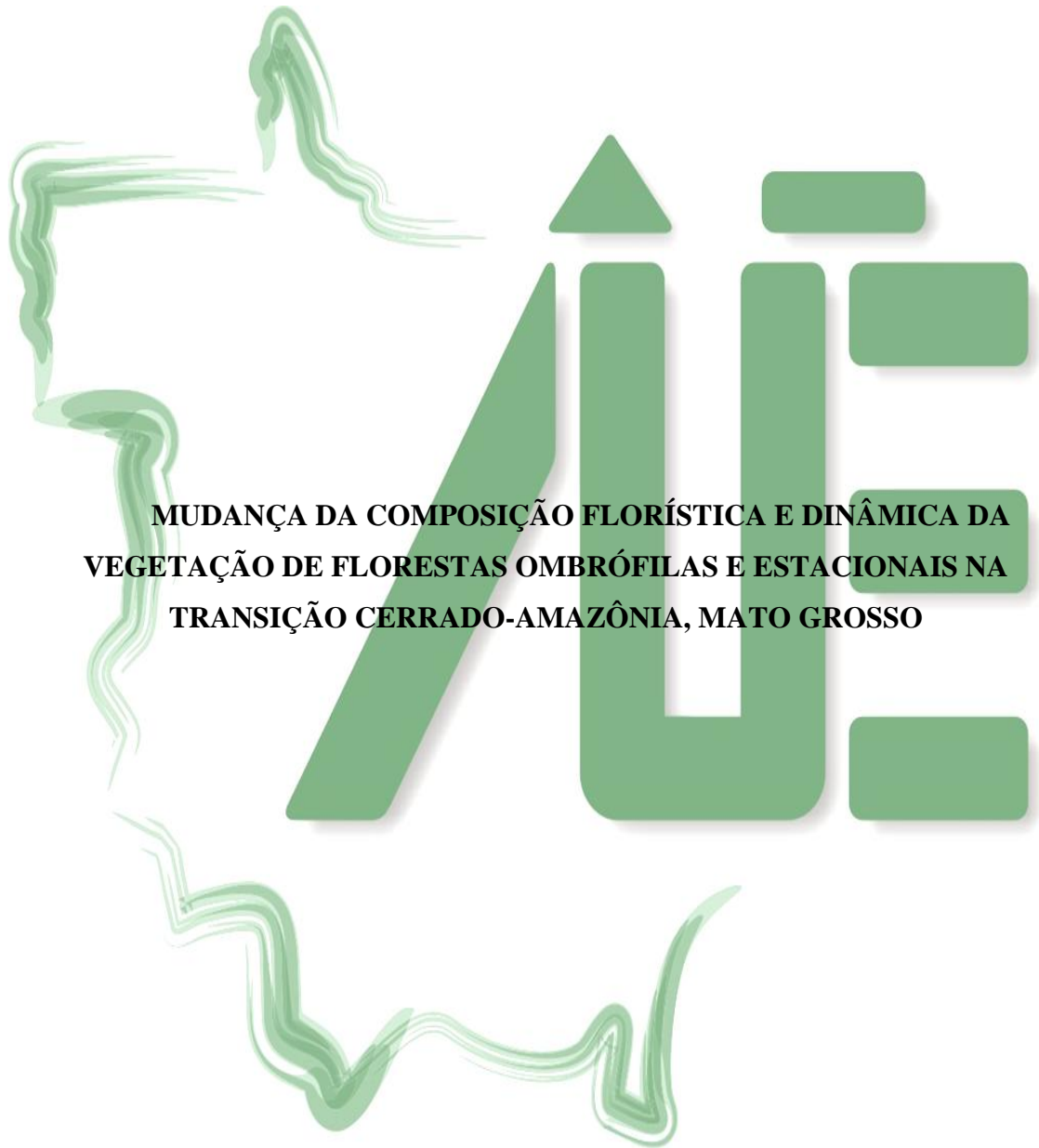


MÔNICA FORSTHOFER



**MUDANÇA DA COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA E DINÂMICA DA
VEGETAÇÃO DE FLORESTAS OMBRÓFILAS E ESTACIONAIS NA
TRANSIÇÃO CERRADO-AMAZÔNIA, MATO GROSSO**

**Nova Xavantina
Mato Grosso – Brasil
2014**

MÔNICA FORSTHOFER

**MUDANÇA DA COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA E DINÂMICA DA
VEGETAÇÃO DE FLORESTAS OMBRÓFILAS E ESTACIONAIS NA
TRANSIÇÃO CERRADO-AMAZÔNIA, MATO GROSSO**

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

Orientadora: Profa. Dra. Beatriz Schwantes Marimon
Coorientador: Prof. Ph.D. Ted Ronald Feldpausch

**Nova Xavantina
Mato Grosso - Brasil
2014**

Dados Internacionais de Catalogação da Publicação (CIP) CRB/UNIC

F733m Forsthofer, Mônica

Mudança da composição florística e dinâmica da vegetação de floresta ombrófilas e estacionais na transição Cerrado-Amazônia, Mato Grosso/Mônica Forsthofer. Nova Xavantina: Forsthofer, 2014.

82 f.: il.

Orientador: Profa. Dra. Beatriz Schwantes Marimon

Coorientador: Prof. Dr. Ted Ronald Feldpausch

Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) - Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, 2014.

1. Dinâmica Florestal. 2. Floresta Ombrófila. 3. Vegetação. 4. Cerrado-Amazônia - Mato Grosso. I. Título.

CDU: 630*5:581.5 (817.2)

**MUDANÇA DA COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA E DINÂMICA DA VEGETAÇÃO DE
FLORESTAS OMBRÓFILAS E ESTACIONAIS NA TRANSIÇÃO CERRADO-
AMAZÔNIA, MATO GROSSO**

MÔNICA FORSTHOFER

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

Aprovada em 28 de Abril de 2014, pela BANCA EXAMINADORA:

Profa. Dra. Beatriz Schwantes Marimon
Universidade do Estado de Mato Grosso
Faculdade de Ciências Agrárias, Biológicas e Sociais Aplicadas
Orientadora

Prof. Ph.D. Ted Ronald Feldpausch
University of Exeter
College of Life and Environmental Sciences
Membro Titular

Dr. Henrique Augusto Mews
Universidade do Estado de Mato Grosso
Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação
Membro Titular

Prof. Dr. Eddie Lenza de Oliveira
Universidade do Estado de Mato Grosso
Faculdade de Ciências Agrárias, Biológicas e Sociais Aplicadas
Membro Suplente

*À todos que participaram comigo dessa jornada,
quer seja num simples gesto ou partilhando a
luta diária, dedico.*

Agradecimentos

Agradeço a Deus por ter me dado forças durante toda essa jornada.

Ao meu esposo, Tiago Corandini, pelo apoio, carinho e força que me deu durante todo esse percurso.

Aos meus pais Arceli e Alcidos Forsthofer, aos meus irmãos Alice e Fábio, como também aos meus cunhados(as), que mesmo distantes sempre manifestaram apoio e incentivo.

À minha orientadora, professora Bia, pela orientação, paciência, confiança, ensinamentos ecológicos e amizade.

Aos colegas Simone, Leonardo, Josias, Bianca, Regiane, Edmar e Paulo pelo valioso auxílio durante a coleta de dados, análise estatística e sugestões ao trabalho.

À Universidade do Estado de Mato Grosso, que por meio do Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação proporcionou o desenvolvimento deste trabalho.

Aos projetos “*Tropical Biomes in Transition*” e “*Assessing the impacts of the 2010 drought at the Amazon Forest-Savanna zone of tension*”, financiados pelo NERC (*Natural Environment Research Council*), pela disponibilidade dos dados e suporte financeiro.

À CAPES, pelo apoio financeiro por meio da concessão de bolsa de estudos.

Ao PELD-CNPq (Transição Cerrado-Floresta Amazônica: bases ecológicas e sócio-ambientais para a conservação/Nº 558069/2009-6) e ao PROCAD/CAPES UnB/UNEMAT (Projeto Nº 109/2007) pelo apoio financeiro e disponibilidade de dados para o desenvolvimento desse estudo.

Aos membros da banca Eddie Lenza, Ted R. Feldpausch e Henrique Mews pelas valiosas sugestões que contribuíram para a melhoria deste trabalho.

À todos do Laboratório de Ecologia Vegetal da UNEMAT, Simone, Bianca, Regiane, Leonardo, Josias, Paulo, Edmar, Henrique, Mariângela, Eduardo, Marco Bruno, Josenilton, Karine, Fábio, Fernando, Eder, Nadjarriny, Maria, Kelyane, Stefhany, Bia, Ben Hur e Eddie, com os quais compartilhei muitos momentos de alegria, aprendizado, trabalho e amizade.

Aos mestrandos da turma de 2012/1, pela amizade e pela troca de experiência.

Enfim, a todos que contribuíram na construção deste trabalho, meu sincero obrigado!

SUMÁRIO

Formatação.....	vi
Introdução Geral.....	1
Referências.....	2
ARTIGO 1 - MUDANÇA DA COMPOSIÇÃO E RIQUEZA DE ESPÉCIES EM FLORESTAS OMBRÓFILAS E ESTACIONAIS NA TRANSIÇÃO CERRADO-AMAZÔNIA, MATO GROSSO.....	9
Resumo.....	10
Abstract.....	11
Introdução.....	12
Material e métodos	13
Resultados	16
Discussão	37
Conclusão	39
Agradecimentos	40
Referências.....	40
ARTIGO 2 - DINÂMICA DE FLORESTAS OMBRÓFILAS E ESTACIONAIS NA TRANSIÇÃO CERRADO-AMAZÔNIA, MATO GROSSO.....	46
Resumo	47
Abstract	48
Introdução	49
Material e métodos	51
Resultados	54
Discussão	64
Conclusão	70
Agradecimentos	71
Referências	71
Conclusão geral	81
Apêndice 1	82

Formatação

A presente dissertação está dividida em dois capítulos. No primeiro analisamos e comparamos a dinâmica da composição e riqueza de espécies e caracterizamos os grupos ecológicos da vegetação arbórea ao longo de um gradiente latitudinal entre florestas do norte e do leste de Mato Grosso, em período de cinco anos. Nesse capítulo, verificamos se a composição e riqueza de espécies e os grupos ecológicos mudaram entre as florestas e ao longo do tempo. No segundo capítulo descrevemos e comparamos a dinâmica estrutural de florestas ombrófilas localizadas na borda sul da Amazônia e florestas estacionais perenifólias e semidecíduais da transição Cerrado-Amazônia, no estado de Mato Grosso. Investigamos, nesse segundo capítulo, as mudanças entre os três grupos florestais ao longo do tempo. Os dois artigos serão submetidos para a revista *Flora* (Apêndice 1).

Introdução geral

As florestas tropicais são essenciais para a estabilização do clima mundial, atuando como forte sumidouro de carbono (Ballantyne et al., 2012; Lewis et al., 2011; Pan et al., 2011; Phillips et al., 2009). As florestas tropicais também atuam como reguladoras dos ciclos da água e evitam a erosão e o assoreamento de rios e lagos (Bacellar, 2005; Bonan, 2008; Breshears, et al. 2011). Além do papel funcional, florestas tropicais apresentam alta biodiversidade (Ackerly et al., 1989; Gentry, 1988; Lewis, 2009) e são importantes habitats para espécies animais e vegetais (Whitmore, 1990).

O Brasil apresenta cerca de quatro bilhões de hectares de florestas naturais ou plantadas e possui a maior extensão de floresta tropical e natural contínua (FAO, 2010; ABRAF, 2010). A vegetação natural no Brasil vem sendo reduzida para dar lugar, principalmente, à expansão da fronteira agropecuária e na maioria das vezes, novas áreas são abertas, ou por causa do esgotamento dos solos ou pela necessidade de maior produção (Silva et al., 2003).

Entre as várias consequências resultantes do processo de destruição das florestas destaca-se a perda da biodiversidade (Enquist e Enquist, 2011; Fauset et al., 2012; Laurance et al., 2009; Wright, 2010). Isso é particularmente preocupante se considerarmos que muitos estudos têm demonstrado que a mortalidade de árvores está aumentando e vai aumentar proporcionalmente à frequência e à extensão das mudanças climáticas (Adams et al., 2009; Hicke e Zeppel, 2013; Marengo et al., 2011; McDowell, 2011; McDowell et al., 2008; Peng et al., 2011; Phillips et al., 2010). Tais estudos mostraram que a mortalidade de árvores florestais, em escala continental, está relacionada ao clima e ocorre com maior frequência durante os últimos 20 anos (Allen et al., 2010; Phillips et al., 2009) e seria uma das principais perturbações naturais esperadas para levar a mudanças da vegetação no futuro (Allen et al., 2010; Choat et al., 2012; Laurance e Peres, 2006; Lewis, 2006).

No ano de 2010 foi registrado um severo evento de seca na Amazônia (Lewis et al., 2011), o qual atingiu cerca de 3,0 milhões de km², em comparação com 1,9 milhões de km² atingidos pela seca de 2005. Assim, o aumento na frequência e intensidade dos períodos de seca poderia tornar as florestas cada vez mais vulneráveis (Allen et al., 2010; Phillips et al., 2009, 2010). Dessa maneira, é indispensável realizar estudos criteriosos sobre a composição florística, a diversidade e a estrutura das comunidades, a fim de verificar com exatidão o tamanho do efeito causado por algum distúrbio (Onaindia et al., 2014).

Os mecanismos fisiológicos que causam a mortalidade das árvores ainda não são bem compreendidos, mas eles são provavelmente causados por reduções na precipitação, aumentos de temperaturas e déficit de pressão de vapor (DPV), que levam a um déficit de umidade do

solo e/ou um aumento da procura de água atmosférica pelas plantas (McDowell, 2011). Com a escassez de água disponível no solo ou na atmosfera, os estômatos das plantas se fecham e as plantas não podem realizar a fotossíntese e levam a inanição de carbono e/ou falhas hidráulicas (e.g. cavitação). Isso reduz o crescimento, as defesas contra insetos ou patógenos e potencializa a mortalidade das árvores (Hicke e Zeppel, 2013; Sevanto et al., 2014). Assim, esse processo poderá ocorrer com maior frequência na vegetação florestal se as mudanças climáticas continuarem aumentando.

Na porção centro-norte do Mato Grosso estão presentes as florestas ombrófilas que caracterizam o bioma Amazônia, e mais ao leste as florestas perenifólias e estacionais semidecíduais que caracterizam a zona de transição entre o Cerrado e a Amazônia (Marimon et al., 2001a, 2001b; Marimon-Junior e Haridasan, 2005). Essa “zona de transição” ou “zona de tensão ecológica” (Malheiros et al., 2009; Marimon et al., 2014) estende-se por mais de 4.500 km (Marimon et al., 2006). Na zona de transição as espécies dos dois maiores biomas brasileiros interpenetram-se e formam complexos mosaicos vegetacionais caracterizados por um clima marcadamente mais estacional (Davidson et al., 2012). Assim, espera-se, em termos de resposta a mudanças climáticas, como o aumento de eventos de seca, que as florestas mais perto da área *core* da Amazônia sejam menos adaptadas, mais vulneráveis estresse hídrico (Phillips et al. 2009), quando comparadas as florestas mais próximas do Cerrado (florestas da transição). Já que as florestas da transição estão adaptadas com a forte estiagem, devido o clima ser mais estacional.

A área florestada do estado de Mato Grosso foi reduzida com o avanço da agropecuária e está localizada na região conhecida como ‘arco do desmatamento’ (Domingues e Bermann, 2012; Fearnside, 2005; Nogueira et al., 2008a). Neste contexto destaca-se a importância de estudos que avaliam os efeitos dos impactos antrópicos sobre as mudanças florísticas e estruturais da flora regional do estado. Alguns estudos com vegetação tem sido conduzidos em florestas localizadas na porção amazônica de Mato Grosso (Colpini et al., 2010; Malheiros et al., 2009) e principalmente na transição entre Cerrado e Amazônia (Balch et al., 2008, 2011; Forsthofer et al., 2013; Kunz et al., 2010; Ivanauskas et al., 2004a, 2004b; Marimon et al., 2001a, 2001b, 2006, 2014; Mews et al., 2011, 2012a, 2012b). Entretanto, para Mato Grosso, ainda não existem trabalhos que descreveram e compararam as mudanças ocorridas ao longo do tempo na composição florística, diversidade e estrutura de comunidades em diferentes tipos florestais localizados em um gradiente latitudinal (mais próximo e mais distante da área *core* da Amazônia). Nesse sentido, nós analisamos e descrevemos mudanças temporais na composição e riqueza florística, como também estrutura de comunidades em florestas ombrófilas e estacionais na zona de transição Cerrado-Amazônia. Assim, este

trabalho pode preencher parcialmente a lacuna sobre comportamento da vegetação ao longo dos anos em diferentes tipos florestais ao longo de um gradiente latitudinal.

Referências

- Ackerly, D.D., Thomas, W.W., Ferreira, C.A.C., Pirani, J.R., 1989. The Forest-Cerrado Transition Zone in Southern Amazonia: Results of the 1985 - Projeto Flora Amazonica Expedition to Mato Grosso. *Brittonia* 41,113-128.
- Adams, H.D., Guardiola-Claramonte, M., Barron-Gafford, G.A., Villegas, J.C., Breshears, D.D., Zoug, C.B., Troch, P.A., Huxman, T.E., 2009. Temperature sensitivity of drought-induced tree mortality portends increased regional die-off under global-change-type drought. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106, 7063-7066.
- Associação brasileira de produtos de florestas plantadas (ABRAF). 2010. Anuário estatístico da ABRAF 2010 ano base 2009. Brasília, DF. 140p.
- Allen, C.D., Macalady, A.K., Chenchouni, H., Bachelet, D., McDowell, N., Vennetier, M., Kitzberger, T., Rigling, A., Breshears, D.D., Hogg, E.H., Gonzalez P., Fensham, R., Zhangm, Z., Castro, J., Demidova, N., Lim, J.H., Allard, G., Running, S.W., Semerci, A., Cobb, N., 2010. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management* 259, 660-684.
- Ayres, J.M., Fonseca, G.A.B., Rylands, A.B., Queiroz, H.L., Pinto, L.P., Masterson, D., Cavalcanti, R.B., 2005. Os corredores ecológicos das florestas tropicais do Brasil. Sociedade Civil Mamiirauá.
- Bacellar, L.A.P., 2005. O papel das florestas no regime hidrológico de bacias hidrográficas. Departamento de Geologia-Ufop. *Geo.br* 1, 1-39.
- Balch, J.K., Nepstad, D.C., Brando, P.M., Curran, L.M., Portela, O., Carvalho-Jr, O., Lefebvre, P., 2008. Negative fire feedback in a transitional forest of southeastern Amazonia. *Global Change Biology* 14, 2276-2287.
- Balch, J.K., Nepstad, P.M., Curran, D.C., Brando, L.M., Portela, O., Guilherme, P., Reuning-Scherer, J.D., Carvalho-Jr, O., 2011. Size species and fire behavior predict tree and liana mortality from experimental burns in the Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management* 261, 68-77.
- Ballantyne, A.P., Alden, C.B., Miller, J.B., Tans, P.P., White, J.W.C., 2012. Increase in observed net carbon dioxide uptake by land and oceans during the past 50 years. *Nature* 488, 70-72.

- Bonan, G.B., 2008. Forests and climate change: Forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. *Science* 320, 1444-1449.
- Breshears, D.D., López-Hoffman, L., Graumlich, L.J., 2011. When ecosystem services crash: preparing for big, fast, patchy climate change. *Ambio* 40, 256-263.
- Choat, B., Jensen, S., Brodribb, T.J., Cochard, H., Delzon, S., Bhaskar, R., Bucci, S.J., Feild, T.S., Gleason, S.M., Hacke, U.G., Jacobsen, A.L., Lens, F., Maherali, H., Martínez-Vilalta, J., Mayr, S., Mencuccini, M., Mitchell, P.J., Nardini, A., Pittermann, J., R., Pratt, B., Sperry, J.S., Westoby, M., Wright, I.J., Zanne, A.E., 2012. Global convergence in the vulnerability of forests to drought. *Nature* 491, 752–756.
- Colpini, C., Silva, V.S.M., Soares, T.S., Higuchi, N., Travagin, D.P., Assumpção, J.V.L., 2010. Incremento ingresso e mortalidade em uma floresta de contato ombrófila aberta/estacional em Marcelândia Estado do Mato Grosso. *Acta Amazonica* 40, 549- 556.
- 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.
- Domingues, M.S., Bermann, C., 2012. O arco de desflorestamento na Amazônia: da pecuária à soja. *Ambiente & Sociedade* 2, 1-22.
- Enquist, B.J., Enquist, C.A.F., 2011. Long-term change within a Neotropical forest: assessing differential functional and floristic responses to disturbance and drought. *Global Change Biology* 17, 1408-1424.
- Fauset, S., Baker, T.R., Lewis, S.L., Feldpausch, T.R., Affum-Baffoe, K., Foli, E.G., Hamer, K.C., Swaine, M.D., 2012. Drought-induced shifts in the floristic and functional composition of tropical forests in Ghana. *Ecology Letters* 10, 1120-1129.
- Fearnside, P.M., 2005. Desmatamento na Amazônia brasileira: história, índices e consequências. *Megadiversidade* 1, 13-123.
- Food and agriculture organization of the united nations (FAO). 2010. *Global Forest Resources Assessment 2010*. 163, 1-191.
- Forsthofer, M., Marimon, B.S., Abreu, M.F., Oliveira-Santos, C., Morandi, O.S., Marimon-Junior, B.H., 2013. Monodominância arbórea e diversidade de samambaias em florestas da transição Cerrado-Floresta Amazônica Brasil. *Rodriguésia* 64, 349-356.
- Gentry, A.H., 1988. Tree species richness of upper Amazonian forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 85, 156-159.
- Hicke JA, Zeppel MJB. 2013. Climate-driven tree mortality: insights from the piñon pine die-off in the United States. *New Phytologist* 200, 301-303.

- Ivanauskas, N.M., Monteiro, R., Rodrigues, R.R., 2004a. Estrutura de um trecho de Floresta Amazônica na Bacia do Alto Rio Xingu. *Acta Amazonica* 34, 275-299.
- Ivanauskas, M.M., Monteiro, R., Rodrigues, R.R., 2004b. Composição florística de trechos florestais na borda sul-amazônica. *Acta Amazonica* 34, 399-413.
- Ivanauskas, N.M., Monteiro, R., Rodrigues, R.R., 2008. Classificação fitogeográficas das florestas do Alto Rio Xingu. *Acta Amazonica* 38, 387-402.
- Kunz, S.H., Martins, S.V., Ivanauskas, N.M., Stefanello, D., Silva, E., 2010. Fitossociologia de uma área de floresta estacional perenifólia na fazenda Amoreiras, Querência, MT. *Revista Árvore* 34, 713-721.
- Laurance, W.F., Peres, C.A., 2006. *Emerging threats to tropical forests*. University of Chicago Press, Chicago.
- Laurance, W.F., Goosem, M., Laurance, S.G.W., 2009. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. *Trends in Ecology and Evolution* 24, 659-669.
- Lewis, O.T. 2009. Biodiversity change and ecosystem function in tropical forests. *Basic and Applied Ecology* 10, 97-102.
- Lewis, S.L., Phillips, O.L., Baker, T.R., 2006. Impacts of global atmospheric change on tropical forests. *Trends in Ecology and Evolution* 21, 173-174.
- Lewis, S.L., Brando, P.M., Phillips, O.L., Heijden, G.M.F., Nepstad, D., 2011. The 2010 Amazon Drought. *Science* 331, 554-555.
- Malheiros, A.F., Higuchi, N., Santos, J., 2009. Análise estrutural da floresta tropical úmida do município de Alta Floresta, Mato Grosso, Brasil. *Acta Amazonica* 39, 539-548.
- 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, 1-5.
- Marimon, B.S., Felfili, J.M., Haridasan, M., 2001a. Studies in monodominant forests in eastern Mato Grosso, Brazil: I. A forest of *Brosimum rubescens* Taub. *Edinburgh Journal of Botany* 58, 123-137.
- Marimon, B.S., Felfili, J.M., Haridasan, M., 2001b. Studies in monodominant forests in eastern Mato Grosso, Brazil: II. A forest in the Areões Xavante Indian Reserve. *Edinburgh Journal of Botany* 58, 483-497.
- Marimon, B.S., Lima, E.S., Duarte, T.G., Chieregatto, L.C., Ratter, J.A., 2006. Observations on the vegetation of northeastern Mato Grosso, Brazil. IV. *An analysis of the Cerrado-Amazonian Forest ecotone. *Edinburgh Journal of Botany* 63, 323-341.

- Marimon, B.S., Felfili, J.M., Lima, E.S., Duarte, W.M.G., Marimon-Junior, B.H., 2010. Environmental determinants for natural regeneration of gallery forest at the Cerrado/Amazonia boundaries in Brazil. *Acta Amazonica* 40, 107-118.
- 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-Júnior, B.H., Haridasan, M., 2005. Comparação da vegetação arbórea e características edáficas de um cerradão e um cerrado sensu stricto em áreas adjacentes sobre solo distrófico no leste de Mato Grosso Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 19, 913-926.
- McDowell, N.G., Pockman, W.T., Allen, C.D., Breshears, D.D., Cobb, N., Kolb, T., Plaut, J., Sperry, J., West, A., Williams, D.G., Yepez, E.A., 2008. Mechanisms of plant survival and mortality during drought: why do some plants survive while others succumb to drought?. *New Phytologist* 178, 719-739.
- McDowell, N.G., 2011. Mechanisms linking drought, hydraulics, carbon metabolism, and vegetation mortality. *Plant Physiology* 155, 1051-1059.
- Mews, H.A., Marimon, B.S., Pinto, J.R.R., Silvério, D.V., 2011. Dinâmica estrutural da comunidade lenhosa em Floresta Estacional Semidecidual na transição Cerrado-Floresta Amazônica, Mato Grosso, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 25, 845-857.
- Mews, H.A., Marimon, B.S., Maracahipes, L., Oliveira, E.A., 2012a. Análise temporal das distribuições de diâmetros e alturas de uma Floresta Estacional Semidecídua na transição Cerrado-Floresta Amazônica, Leste de Mato Grosso, Brasil. *Biotemas* 25, 33-43.
- Mews, H.A., Marimon, B.S., Ratter, J.A., 2012b. Observations on the vegetation of Mato Grosso, Brazil. V.* Changes in the woody species diversity of a forest in the Cerrado-Amazonian forest transition zone and notes on the forests of the region. *Edinburgh Journal of Botany* 69, 239-253.
- Murphy, P.G., Lugo, A.E., 1986. Ecology of tropical dry forest. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17, 67-88.
- Nogueira, E.M., Nelson, B.W., Fearnside, P.M., França, M.B., Oliveira, C.A., 2008a. 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.
- Nogueira, E.M., Fearnside, P.M., Nelson, B.W., Barbosa, R.I., Keizer, E.W.H., 2008b. Estimates of forest biomass in the Brazilian Amazon: new allometric equations and

- adjustments to biomass from wood-volume inventories. *Forest Ecology and Management* 256, 1853-1857.
- Onaindia, M., Dominguez, I., Albizu, I., Garbisu, C., Amezaga, I., 2004. Vegetation diversity and vertical structure as indicators of Forest disturbance. *Forest Ecology and Management* 195, 341-354.
- Pan, Birdsey RA, Fang J, Houghton R, Kauppi PE, Kurz WA, Phillips OL, Shvidenko A, Lewis SL, Canadell JG, Ciais, P., Jackson, R.B., Stephen W. Pacala, S.W.A., McGuire, D., Piao, S., Rautiainen, A., Sitch, S., Hayes, D., 2011. A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests. *Science* 333, 988-992.
- Peng, C., Mi, Z., Lei, X., Zhu, Q., Chen, H., Wang, W., Liu, S., Li, W., Fang, X., Zhou, X., 2011. A drought-induced pervasive increase in tree mortality across Canada's boreal forests. *Nature Climate Change* 1, 468-471.
- Phillips, O.L., Aragão, L.E.O.C., Lewis, S.L., Fisher, J.B., Lloyd, L., López-González, G., Malhi, Y., Monteagudo, A., Peacock, J., Quesada, C.A., van der Heijden, G., Almeida, S., Amaral, I., Arroyo, L., Aymard, G., Baker, T.R., Bánki, O., Blanc, L., Bonal, D., Brando, P., Chave, J., Oliveira, A.C.A., Cardozo, N.D., Czimczik, C.I., Feldpausch, T.R., Freitas, M.A., Gloor, E., Higuchi, N., Jiménez, E., Lloyd, G., Meir, P., Mendoza, C., Morel, A., Neill, D.A., Nepstad, D., Patiño, S., Peñuela, M.C., Prieto, A., Ramírez, F., Schwarz, M., Silva, J., Silveira, M., Thomas, A.S., ter Steege, H., Stropp, J., Vásquez, R., Zelazowski, P., Dávila, E.A., Andelman, S., Andrade, A., Chao, K.J., Erwin, T., Di Fiore, A., Honorio C.E., Keeling, H., Killeen, T.J., Laurance, W.F., Cruz, A.P., Pitman, N.C.A., Núñez Vargas, P., Ramírez-Angulo, H., Rudas, A., Salamão, R., Silva, N., Terborgh, J., Torres-Lezama A., 2009. Drought sensitivity of the Amazon rainforest. *Science* 323,1344-1347.
- Phillips, O.L., van der Heijden, G., Lewis, S.L., López-González, G., Aragão, L.E.O.C., Lloyd, J., Malhi, Y., Monteagudo, A., Almeida, S., Dávila, E.A., Amaral, I., Andelman, S., Andrade, A., Arroyo, L., Aymard, G., Baker, T.R., Blanc, L., Bonal, D., Oliveira, A.C.A., Chao, K.J., Cardozo, N.D., da Costa, L., Feldpausch, T.R., Fisher, J.B., Fyllas, N.M., Freitas, M.A., Galbraith, D., Gloor, E., Higuchi, N., Honorio, E., Jiménez, E., Keeling, H., Killeen, T.J., Lovett, J.C., Meir, P., Mendoza, C., Morel, A., Núñez Vargas, P., Patiño, S., Peh, K.S.H., Cruz, A.P., Prieto, A., Quesada, C.A., Ramírez, F., Ramírez, H., Rudas, A., Salamão, R., Schwarz, M., Silva, J., Silveira, M., Slik, J.W.F., Sonké, B., Thomas, A.S., Stropp, J., Taplin, J.R.D., Vásquez, R., Vilanova, E., 2010. Drought-mortality relationships for tropical forests. *New Phytologist* 187, 631-646.

- Sevanto, S., McDowell, N.G., Dickman, L.T., Pangle, R., Pockman, E.T., 2014. How do trees die? A test of the hydraulic failure and carbon starvation hypotheses. *Plant, Cell and Environment* 37, 153-161.
- Silva, A.F.S., Oliveira, R.V., Santos, N.R.L., Paula, A., 2003. Composição florística e grupos ecológicos das espécies de um trecho de floresta semidecídua submontana da fazenda São Geraldo, Viçosa-MG. *Revista Árvore* 27, 311-319.
- Whitmore, T.C., 1990. *An introduction to tropical rain forests*. Oxford: Claredon Press.
- Wright, S.J., 2010. The future of tropical forests. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1195, 1-27.

ARTIGO 1: MUDANÇA DA COMPOSIÇÃO E RIQUEZA DE ESPÉCIES EM FLORESTAS OMBRÓFILAS E ESTACIONAIS NA TRANSIÇÃO CERRADO-AMAZÔNIA, MATO GROSSO

Mudança da composição e riqueza de espécies em florestas ombrófilas e estacionais na transição Cerrado-Amazônia, Mato Grosso

Resumo

(Mudança da composição e riqueza de espécies em florestas ombrófilas e estacionais na transição Cerrado-Amazônia, Mato Grosso). Neste trabalho, descrevemos e comparamos a composição e riqueza florística e caracterizamos os grupos ecológicos da vegetação arbórea em florestas de Mato Grosso, entre os anos de 2008 e 2013. Avaliamos duas florestas ombrófilas da Amazônia, duas florestas estacionais perenifólias e duas florestas estacionais semidecíduais distribuídas ao longo da transição Cerrado-Amazônia, seguindo gradiente latitudinal. Realizamos análises na densidade dos indivíduos arbóreos amostrados em 2008 e em 2013 e empregamos a análises de riqueza, agrupamento e de grupos ecológicos para cada floresta. Observamos maior perda de espécies nas florestas estacionais semidecíduais, maior riqueza nas ombrófilas e distinção florística entre os três tipos florestais nos anos de 2008 e 2013. Houve maior redução de espécies pioneiras e clímax exigentes de luz, provavelmente devido à seca de 2010 (aproximadamente -200 mm de deficiência hídrica). Iniciativas de conservação deverão considerar a distinção florística entre as florestas da transição Cerrado-Amazônia. A fronteira climática entre o Cerrado e a Amazônia apresenta flutuações climáticas que podem afetar a biodiversidade e levar a mudanças na composição florística das florestas.

Palavras-chaves: riqueza, gradiente latitudinal, mudanças florísticas, seca.

Abstract

(Changes in species composition and richness in ombrophilous and seasonal forests in the Cerrado-Amazon transition zone, Mato Grosso, Brazil). In this study, we described and compared the floristic richness and composition as well as characterized the ecological groups of the arboreal vegetation among the forests of Mato Grosso, between the years 2008 and 2013. We assessed two ombrophilous amazonian forests, two evergreen seasonal forests and two demi-deciduous seasonal forests, located along the transition zone between the Cerrado and the Amazon, following the latitudinal gradient. We analyzed tree density sampled in 2008 and in 2013, and we performed richness, cluster and ecological group analyses for each forest. We observed a lower number of species in the semi-deciduous seasonal forests, a higher richness in the ombrophilous forests and a floristic distinction between the three forest types in the years 2008 and 2013. There was a great reduction in the number of pioneer species and light-demanding climax species, probably due to the 2010 dry season (an approximate hydric deficiency of -200 mm). Conservation actions must consider the floristic distinction between the forests of the Cerrado-Amazon transition zone. The climatic frontier between the Cerrado and the Amazon presents climatic fluctuations that may affect biodiversity and lead to changes in the floristic composition of the forests.

Keywords: richness, latitudinal gradient, floristic changes, dry season.

Introdução

As florestas tropicais comportam alta biodiversidade (Ackerly et al., 1989; Gentry, 1988; Lewis, 2009). Também desempenham importante papel no ciclo global do carbono, no estoque e no processamento de grandes quantidades desse elemento (Bacellar, 2005; Ballantyne et al., 2012; Malhi e Grace, 2000). No Brasil, essa cobertura florestal nativa ainda passa por um processo contínuo de destruição, em função de extração de madeira, da expansão da fronteira agrícola, de queimadas, entre outras ações (Kanieski et al., 2010). Além destas, outras propriedades como temperatura, volume de precipitação, bem como a intensidade e duração de eventos (ou períodos) de seca podem causar alterações na dinâmica florístico-estrutural das florestas tropicais (O'Brien, 1993).

A maioria das florestas tropicais brasileiras está concentrada na região amazônica. Devido a vários fatores ambientais, que promovem diversas associações entre os componentes bióticos de cada ecossistema, essa região é formada por inúmeras formações vegetais floristicamente distintas (Gama et al., 2003). No estado de Mato Grosso existem as florestas Ombrófilas na porção norte, Estacionais Perenifólias e Semidecíduais na porção leste do estado, na região de contato entre o Cerrado e a Amazônia (Ackerly et al., 1989). Essa região é conhecida como “zona de transição” ou “zona de tensão ecológica” (Malheiros et al., 2009; Marimon et al., 2014). Quando comparadas com as florestas da área *core* da Amazônia, as florestas da transição Cerrado-Amazônia apresentam menor densidade de indivíduos e riqueza de espécies (Ivanauskas et al., 2004a; Kunz et al., 2008). A região da transição está localizada sobre o clima estacional (Davidson et al., 2012; Ivanauskas et al., 2008; Soares, 1953), e apresenta vegetação mais dinâmica (Marimon et al., 2014) em relação as florestas da Amazônia.

O avanço da agropecuária trouxe acelerada perda de área das florestas do estado de Mato Grosso. Este avanço se concedeu às florestas de transição o título de tipo florestal mais ameaçado do estado (Alencar et al., 2004), isso é devido sua localização na região do ‘arco do desmatamento’ (Domingues e Bermann, 2012; Nogueira et al., 2008). Uma ferramenta bastante utilizada pelos pesquisadores para verificar se uma floresta está intacta ou perturbada é a classificação das espécies em grupos ecológicos, assim caracteriza o estágio sucessional em que a floresta se encontra (Paula et al., 2004). Esta classificação é feita de acordo com a capacidade de adaptação de cada espécie às condições de luz do ambiente e é importante elemento para compreendermos a dinâmica e o manejo das comunidades (Maciel et al., 2002).

Em Mato Grosso, estudos fitoecológicos e fitogeográficos foram realizados em florestas ombrófilas (Colpini et al., 2010; Malheiros et al., 2009), em florestas estacionais semidecíduais (Marimon et al., 2001, 2006, 2014; Mews et al., 2011, 2012) e em florestas

estacionais perenifólias (Balch et al., 2008; Ivanauskas et al., 2004a, 2004b, 2008). Entretanto, ainda não existem trabalhos que avaliaram e compararam as mudanças florísticas ocorridas ao longo do tempo em diferentes tipos de florestas posicionadas em um gradiente latitudinal (mais próximas e mais distantes da área *core* da Floresta Amazônica).

Com base nisso, nós avaliamos e comparamos a composição florística e a riqueza de espécies e caracterizar os grupos ecológicos da vegetação arbórea ao longo de um gradiente latitudinal entre as florestas do norte e do leste de Mato Grosso, em um período de cinco anos. No ano de 2010 foi registrado expressivo evento de seca na região Amazônica (aproximadamente -200 mm de deficiência hídrica que atingiu cerca de 3,0 milhões de km²), maior que o ocorrido em 2005 (que atingiu 1,9 milhões de km²) (Lewis et al., 2011). Evidências mostram a vulnerabilidade das florestas da área *core* da Amazônia ao estresse hídrico (Phillips et al., 2009), que pode influenciar negativamente em sua diversidade de espécies. Já as florestas de transição podem ser mais adaptadas aos eventos de estiagem, pois o clima é mais estacional ao longo da transição (Davidson et al., 2012). Diante desses fatos, testamos as hipóteses de que: i) após períodos intensos de seca a composição florística muda de forma mais intensa nas florestas ombrófilas; ii) as florestas ombrófilas (mais próximas da Amazônia) possuem maior riqueza de espécies em relação às florestas da transição e após a seca a riqueza apresenta redução significativamente nas primeiras; iii) florestas geograficamente mais próximas entre si são floristicamente mais similares, com mudanças similares após a seca; iv) a composição de espécies em cada grupo ecológico, após o evento de seca, muda de modo mais intenso nas florestas ombrófilas.

Material e métodos

Os dados utilizados no presente estudo são provenientes dos projetos “*Tropical Biomes in Transition*” e “*Assessing the impacts of the 2010 drought at the Amazon Forest-Savanna zone of tension*”, financiados pelo NERC (*Natural Environment Research Council*), do Reino Unido. Eles estão inseridos na Rede Amazônica de Inventários Florestais (RAINFOR, forestplots.net) que representa os esforços combinados de monitoramentos ecológicos de diversas instituições (Phillips et al., 2008).

Neste estudo avaliamos seis florestas no estado de Mato Grosso: duas florestas ombrófilas na Amazônia (Código RAINFOR: ALF-01 e ALF-02; Código adotado no presente estudo; OMB-01 e OMB-02), localizadas na região norte do estado, duas florestas estacionais perenifólias (Código RAINFOR: FLO-01 e TAN-04; presente estudo: PER-01 e PER-02) e duas florestas estacionais semidecíduais (Código RAINFOR: VCR-01 e VCR-02; presente estudo: SEM-01 e SEM-02), distribuídas ao longo da zona de transição Cerrado-Amazônia,

na região leste do estado (Figura 1). As florestas inventariadas enquadram-se em dois tipos climáticos, de acordo com a classificação de Köppen: Am ao norte e Aw ao leste do estado (Kottek et al., 2006). Seguindo gradiente climático, a precipitação anual varia entre as áreas amostradas e é mais estacional em direção à zona de transição, próxima ao Cerrado (Tabela 1).

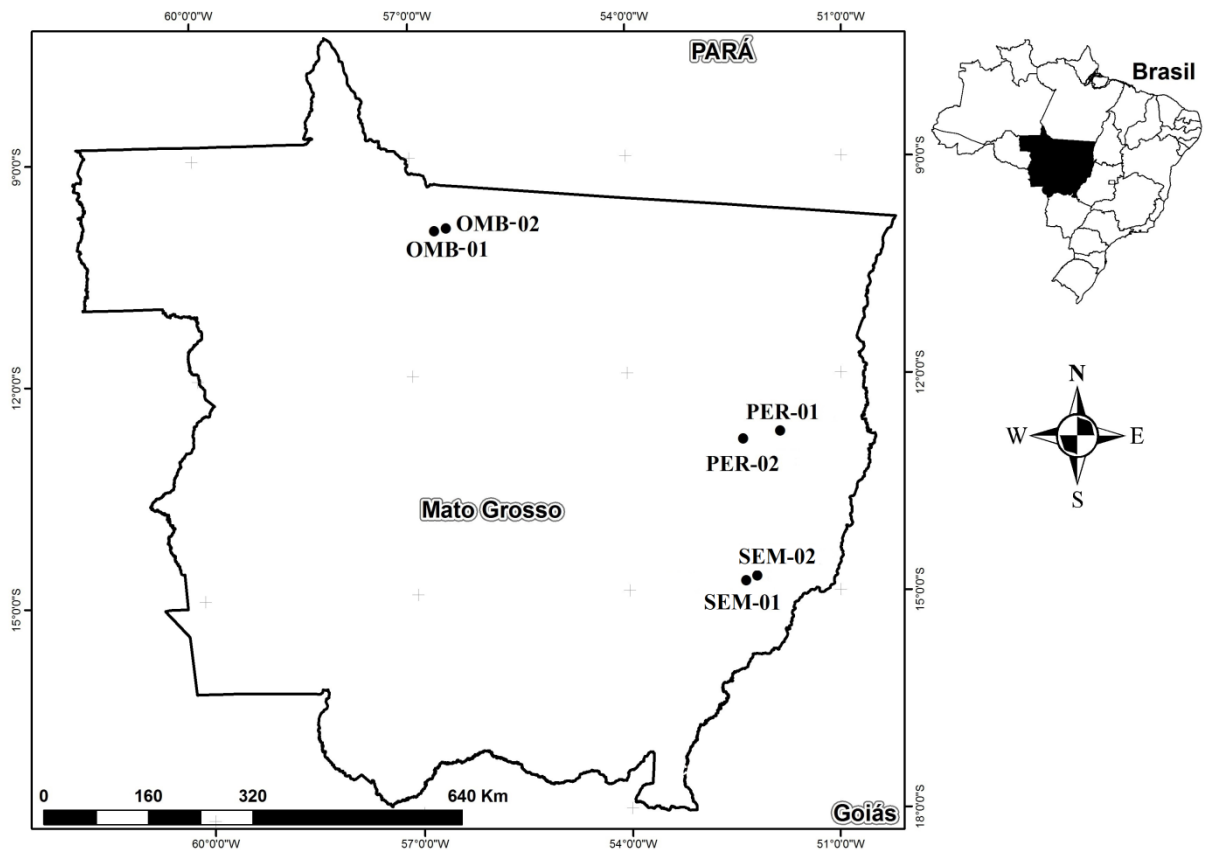


Figura 1. Localização geográfica das florestas estudadas nas porções norte e leste de Mato Grosso, Brasil. OMB= florestas ombrófilas, PER= florestas estacionais perenifólias e SEM= florestas estacionais semideciduais.

Tabela 1. Localização geográfica, fitofisionomia e precipitação média anual das florestas estudadas nas porções norte e leste de Mato Grosso, Brasil. OMB= florestas ombrófilas, PER= florestas estacionais perenifólias e SEM= florestas estacionais semideciduais.

Código das Florestas	Localização		Fitofisionomia	Precipitação (mm)	
	Municípios	Lat. (S)			Long. (W)
OMB-01	Alta Floresta	9°59'	55°93'	Floresta ombrófila aberta	~2.300 mm*
OMB-02	Alta Floresta	9°57'	55°91'	Floresta ombrófila aberta	~2.300 mm*
PER-01	Ribeirão Cascalheira	2°48'	51°51'	Floresta est. perenifólia	~1.740 mm**
PER-02	Querência	2°48'	52°22'	Floresta est. perenifólia	~1.740 mm**
SEM-01	Nova Xavantina	4°50'	52°08'	Floresta est. semidecidual	~1.500 mm***
SEM-02	Nova Xavantina	4°49'	52°06'	Floresta est. semidecidual	~1.500 mm***

Fontes: <http://www.icea.gov.br/> (2013)*; Balch et al. (2008)**; Marimon et al. (2010)***

A floresta ombrófila apresenta precipitação acentuada e bem distribuída durante o ano com período seco breve ou ausente (0 a 120 dias anuais) e temperaturas altas (médias de 25°C) (Veloso et al., 1991). As florestas estacionais perenifólias têm clima estacional e possuem ambiente particularmente favorável à manutenção da perenidade foliar. Como consequência, a composição florística é própria e distinta tanto da floresta ombrófila quanto da estacional semidecidual (Ivanauskas et al., 2008). Segundo os mesmos autores, as florestas localizadas na Bacia do Alto Rio Xingu, apesar do longo período de estiagem, não passam por estresse hídrico devido às raízes de suas árvores penetrarem e absorverem água em grandes profundidades. Assim, a absorção de água em profundidade poderia explicar porque essas florestas perenes conseguem se expandir para o interior de uma região caracterizada por longo período seco (Nepstad et al., 1994) e dividir o espaço com as formações savânicas. O conceito de floresta estacional semidecidual é estabelecido em função da ocorrência de clima estacional que determina semideciduidade da cobertura foliar da floresta, que apresenta repouso fisiológico e queda parcial da folhagem (Veloso et al., 1991). Essa queda pode representar perda entre 20 e 40% das folhas na estação seca, conforme observado por Ratter et al. (1973).

Para a realização do levantamento florístico e da descrição estrutural, demarcamos 25 parcelas de 20 × 20 m (1 ha) em cada floresta, com exceção da floresta monodominante de *Brosimum rubescens* Taub. (SEM-01; Tabela 1), a qual amostramos 16 parcelas de 20 × 20 m (0,64 ha) (Marimon et al., 2001). Nos anos de 2008 e 2013, identificamos e etiquetamos todos os indivíduos lenhosos, vivos e mortos, com diâmetro à altura do peito (DAP) ≥ 10 cm a 1,30 m do solo.

Coletamos amostras de material botânico para identificação e incluímos o material fértil no acervo do Herbário NX, na Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT), *Campus* de Nova Xavantina. Identificamos as espécies por consultas a especialistas ou por comparações nos Herbários NX, UB (Universidade de Brasília) e HERBAM (Herbário da Amazônia Meridional de Alta Floresta-MT). Determinamos a classificação das famílias com base no sistema APG III (2009) e conferimos os nomes das espécies na Lista de Espécies da Flora do Brasil (<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2013>).

Classificamos as espécies quanto aos grupos ecológicos (pioneira, clímax exigente de luz e clímax tolerante à sombra) de acordo com as características apresentadas pelos indivíduos jovens e adultos e por meio de consultas às bibliografias especializadas. Para descrever a estrutura da vegetação das seis florestas em 2008 e 2013 nós calculamos o Valor de Importância (VI), que é a soma dos parâmetros fitossociológicos relativos de densidade,

dominância e frequência das espécies (Müeller-Dombois e Ellenberg, 2002). Usamos, para tanto, o programa Mata Nativa 2 (Cientec, 2006).

Comparamos a riqueza das seis florestas e entre os inventários mediante técnica de rarefação com padronização do esforço amostral com base no número de indivíduos, adotando o estimador (Sobs-Mao Tau) com 1000 aleatorizações (Gotelli e Cowell, 2001; Magurran, 2011). Para a realização dessa análise utilizamos o programa EcoSim (Gotelli e Entsminger, 2001). Para classificar as florestas com base na composição de espécies e suas respectivas abundâncias em 2008 e 2013 realizamos a análise TWINSpan (*Two-Way Indicator Species Analysis*) (McCune e Grace, 2002). Usamos como nível de corte das pseudoespécies a opção padrão (*default*) do programa PC-ORD 5.0 (McCune e Mefford, 2006) e testamos a significância dos grupos por meio do teste ANOSIM com correção de Bonferroni (Clarke e Warwick, 1994).

Para comparar a frequência das espécies e dos indivíduos nos três grupos ecológicos entre as florestas utilizamos o teste de qui-quadrado (χ^2) (Zar, 2010). Para comparar a frequência das espécies e dos indivíduos em cada grupo ecológico entre os anos (2008 e 2013) em cada floresta utilizamos o teste *t* para amostras dependentes (Zar, 2010). Realizamos essas análises no programa Bioestat 5.0 (Ayres et al., 2007).

Resultados

No primeiro inventário, em 2008 amostramos 2.997 indivíduos, 285 espécies, 150 gêneros e 54 famílias nas seis florestas. No segundo, em 2013, foram 2.837 indivíduos, 286 espécies, 150 gêneros e 52 famílias (Tabelas 2 e 3). Nos dois levantamentos apenas seis espécies não foram identificadas (Tabela 2). Apenas as florestas estacionais semidecíduais passaram por redução no número de indivíduos no período de estudo (SEM-01: $t = -3,24$; $p < 0,01$ e SEM-02: $t = -7,59$; $p < 0,01$), com redução entre 12 e 20% de seus indivíduos (Tabela 2). Para a riqueza de espécies as florestas estacionais semidecíduais também apresentaram redução significativa (SEM-01: $t = -2,18$; $p < 0,05$ e SEM-02: $t = -6,11$; $p < 0,01$), com diminuição entre 24 e 28% de suas espécies (Tabelas 2 e 3). Entre os anos 2008 e 2013 as florestas ombrófilas apresentaram maior número de espécies, entre 105 e 130 (Tabela 2 e 3). A riqueza rarefeita para as seis áreas, entre os anos, após ajuste em relação ao número de indivíduos pelo método de *Mau Tao* também foi maior nas florestas ombrófilas, seguidas das estacionais perenifólias e com menor riqueza e mudança entre os anos, redução em 2013, às florestas estacionais semidecíduais (Figura 2).

Registramos 91 espécies exclusivas das florestas ombrófilas, 41 das perenifólias e 31 exclusivas das estacionais semidecíduais, com reduções entre 1,1 e 7,2% em 2013 na

percentagem de espécies exclusivas em todas as florestas, exceto PER-02 (aumento de 4,5%) (Tabelas 2 e 3). Nas florestas ombrófilas, *Tetragastris altissima*, *Protium sagotianum* e *Celtis schippii*, *Iriartea deltoidea* e *Cheiloclinium cognatum* foram às espécies de maior densidade para os anos de 2008 e 2013. Nas perenifólias, as espécies de maior densidade foram *Amaioua guianensis*, *Sloanea sinemariensis*, *Cheiloclinium cognatum*, *Miconia pyrifolia* e *Ocotea guianensis*, enquanto que nas estacionais semidecíduais foram *Brosimum rubescens*, *Amaioua guianensis*, *Tetragastris altissima*, *Ephedranthus parviflorus* e *Cheiloclinium cognatum* (Tabela 2). Destaca-se que dessas espécies de maior densidade, três (*Tetragastris altissima*, *Cheiloclinium cognatum* e *Amaioua guianensis*) ocorreram em dois ou três grupos florestais (Tabela 2).

No ano de 2013 houve aumento de famílias com apenas uma espécie somente na floresta SEM-02 (5,7%) (Tabela 2 e 3). As famílias com maior abundância de espécies nas seis florestas em 2008 e 2013 foram Fabaceae, Moraceae, Chrysobalanaceae, Burseraceae e Sapotaceae (Tabela 2). Nas seis florestas, o gênero mais representativo em relação ao número de espécies nos anos de 2008 e 2013 foi *Inga* (13 e 14 espécies, respectivamente) (Tabela 2). *Pouteria*, *Aspidosperma*, *Hirtella*, *Licania*, *Miconia*, *Cecropia* e *Ocotea* apresentaram entre cinco e oito espécies em 2008 e perderam de uma a três espécies em 2013, em todas as florestas (Tabela 2).

		OMB-01		OMB-02		PER-01		PER-02		SEM-01		SEM-02	
		2008	2013	2008	2013	2008	2013	2008	2013	2008	2013	2008	2013
Famílias/Espécies	GE	N (VI)	N (VI)	N (VI)	N (VI)	N (VI)	N (VI)	N (VI)	N (VI)	N (VI)	N (VI)	N (VI)	N (VI)
<i>Aspidosperma carapanauba</i> Pichon *	CS	2 (1,82)	2 (1,93)	2 (1,63)	2 (1,94)								
<i>Aspidosperma desmanthum</i> Benth. ex Müll.Arg. *	CS					6 (3,30)	5 (2,66)	2 (1,31)	2 (1,42)				
<i>Aspidosperma discolor</i> A. DC.	CS					22 (18,02)	23 (19,14)	9 (7,65)	9 (8,27)	1 (2,12)		1 (1,55)	1 (2,00)
<i>Aspidosperma excelsum</i> Benth. *	CS						1 (0,46)						
<i>Aspidosperma quirandy</i> Hassl.	CS											1 (0,92)	1 (1,17)
<i>Aspidosperma</i> sp.	CS											1 (0,67)	1 (0,86)
<i>Aspidosperma subincanum</i> Mart. ex A. DC.	CL											1 (1,01)	1 (1,31)
<i>Geissospermum reticulatum</i> A.H.Gentry *	NC			4 (2,77)	4 (3,00)								
<i>Geissospermum urceolatum</i> A.H.Gentry *	NC	4 (4,14)	4 (4,06)										
<i>Himatanthus sucuuba</i> (Spruce ex Müll.Arg.) Woodson	CS					3 (2,69)	3 (2,91)	1 (1,05)	1 (1,10)				
<i>Tabernaemontana linkii</i> A.DC. *	CL			1 (0,58)	1 (0,62)								
Araliaceae													
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire et al.	CL	1 (1,42)	1 (1,46)	1 (1,16)	1 (1,27)	4 (2,10)	4 (2,26)	1 (0,56)	1 (0,58)				
Arecaceae													
<i>Astrocaryum aculeatum</i> G.Mey.	CL			5 (2,60)	4 (2,13)								
<i>Attalea maripa</i> (Aubl.) Mart. *	CL	1 (0,86)	1 (0,84)										
<i>Bactris gasipaes</i> Kunth *	CL	1 (0,65)	1 (0,63)	2 (1,21)	2 (1,24)								
<i>Euterpe longebracteata</i> Barb.Rodr. *	CL	1 (0,52)	1 (0,50)	2 (1,03)	3 (1,6)								
<i>Iriartea deltoidea</i> Ruiz & Pav. *	CS	1 (0,66)		94 (36,15)	78 (33,61)								
<i>Oenocarpus distichus</i> Mart.	CL					1 (0,57)	1 (0,56)					2 (1,47)	1 (0,89)
<i>Socratea exorrhiza</i> (Mart.) H.Wendl. *	CL	1 (0,55)	1 (0,53)	2 (1,13)	1 (0,58)								
Bignoniaceae													
<i>Handroanthus capitatus</i> (Bureau & K.Schum.) Mattos *	CS	1 (1,32)	1 (1,29)										
<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	CL	2 (2,01)	2 (2,03)	2 (2,49)	2 (2,76)								
<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D.Don *	P	4 (2,54)	4 (2,53)			21 (8,48)	18 (8,03)	4 (1,72)	4 (1,97)			1 (0,76)	

		OMB-01		OMB-02		PER-01		PER-02		SEM-01		SEM-02	
		2008	2013	2008	2013	2008	2013	2008	2013	2008	2013	2008	2013
Famílias/Espécies	GE	N (VI)	N (VI)	N (VI)	N (VI)	N (VI)	N (VI)	N (VI)	N (VI)	N (VI)	N (VI)	N (VI)	N (VI)
Combretaceae													
<i>Buchenavia tetraphylla</i> (Aubl.) R.A.Howard	CS					2 (3,08)	2 (6,17)					5 (4,55)	5 (5,83)
Connaraceae													
<i>Connarus perrotteti</i> (DC.) Planch. *	P					4 (2,13)	3 (1,56)						
Dichapetalaceae													
<i>Tapura amazonica</i> Poepp. & Endl.	CS			1 (0,52)	1 (0,54)							1 (0,67)	1 (0,86)
Ebenaceae/													
<i>Diospyros sericea</i> A.DC. +	CL					1 (0,47)	2 (0,96)	1 (0,67)	1 (0,72)			1 (1,15)	
Elaeocarpaceae													
<i>Sloanea nitida</i> (Rich.) K.Schum. *	CL				1 (0,54)								
<i>Sloanea sinemariensis</i> Aubl. *	CL					58 (22,59)	57 (21,75)	7 (3,23)	8 (3,53)			4 (3,05)	
<i>Sloanea</i> sp.	CL						2 (0,92)						
Euphorbiaceae													
<i>Conceveiba guianensis</i> Aubl. *	CS	2 (1,08)	2 (1,05)	2 (1,05)	2 (1,09)								
<i>Glycydendron amazonicum</i> Ducke *	CL			1 (0,52)	1 (0,54)								
<i>Mabea fistulifera</i> Mart.	P					3 (1,50)	2 (0,85)	1 (0,55)	1 (0,58)			33 (17,46)	50 (29,80)
<i>Mabea pohliana</i> (Benth.) Müll.Arg.	P					2 (0,96)	1 (0,47)						
<i>Sapium haematospermum</i> Müll.Arg.+	P											1 (0,69)	1 (0,92)
<i>Sapium marmieri</i> Huber *	P	1 (0,83)	1 (0,82)	4 (2,65)	6 (3,28)								
Erythroxylaceae													
<i>Erythroxylum citrifolium</i> A.St. Hil.	CL					1 (0,47)							
Fabaceae													
<i>Abarema jupunba</i> (Willd.) Britton & Killip *	CS	2 (1,48)	2 (1,58)										
<i>Diploptropis purpurea</i> (Rich.) Amshoff*	P					3 (3,29)	2 (2,16)	9 (6,63)	8 (6,50)				
<i>Albizia</i> sp.	P		1 (0,52)										
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F. Macbr.	CL					1 (1,19)	1 (1,20)			1 (2,57)	1 (2,89)	3 (4,05)	3 (5,05)

		OMB-01		OMB-02		PER-01		PER-02		SEM-01		SEM-02	
		2008	2013	2008	2013	2008	2013	2008	2013	2008	2013	2008	2013
Famílias/Espécies	GE	N (VI)	N (VI)	N (VI)	N (VI)	N (VI)	N (VI)	N (VI)	N (VI)	N (VI)	N (VI)	N (VI)	N (VI)
<i>Theobroma speciosum</i> Willd. ex Spreng. *	CL	13 (8,15)	16 (8,66)	18 (6,91)	18 (7,54)								
<i>Theobroma subincanum</i> Mart. *	CL	1 (0,63)	1 (0,64)	3 (1,71)	3 (1,81)								
Melastomataceae													
<i>Bellucia grossularioides</i> (L.) Triana	CL					15 (7,68)	13 (6,55)	6 (3,00)	8 (4,43)				
<i>Miconia cuspidata</i> (Desr.) DC.	CL					2 (0,98)	3 (1,22)	25 (10,76)	25 (10,72)				
<i>Miconia holosericea</i> (L.) DC.	P									1 (1,99)			
<i>Miconia mirabilis</i> (Aubl.) L.O.Williams *	CL							2 (0,85)					
<i>Miconia punctata</i> (Desr.) DC. *	CL					3 (1,57)	5 (2,46)	1 (0,55)					
<i>Miconia pyrifolia</i> Naudin *	CL					21 (9,31)	25 (11,42)	89 (32,08)	79 (30,43)				
<i>Miconia sellowiana</i> Naudin +	CL					1 (0,49)							
<i>Miconia</i> sp.	CL						4 (1,94)		3 (1,05)				
<i>Miconia tomentosa</i> (Rich.) D.Don	CL						1 (0,46)						
<i>Mouriri apiranga</i> Spruce ex Triana	CL											8 (4,68)	9 (6,85)
<i>Mouriri brachyanthera</i> Ducke *	CL							14 (7,34)	13 (7,33)				
Meliaceae													
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	P	4 (2,60)	3 (1,77)										
<i>Guarea kunthiana</i> A.Juss.	CS	13 (6,16)	14 (6,37)	8 (4,50)	7 (3,64)								
<i>Guarea purusana</i> C.DC. *	CS	4 (2,81)	4 (2,86)	2 (1,27)	3 (1,67)								
<i>Guarea silvatica</i> C.DC. *	CS	2 (1,15)	2 (1,12)										
<i>Guarea</i> sp.	CS	6 (3,18)	5 (2,52)										
<i>Swietenia macrophylla</i> King	CS	1 (1,54)	1 (1,50)										
<i>Trichilia quadrijuga</i> Kunth *	CL	19 (8,29)	18 (7,48)	3 (1,71)	3 (1,67)								
<i>Trichilia</i> sp.1	CS									1 (0,55)			
<i>Trichilia</i> sp.2	CS					3 (1,45)	5 (2,51)						
<i>Trichilia</i> sp.3	CS					1 (0,51)	1 (0,55)						
Moraceae													

		OMB-01		OMB-02		PER-01		PER-02		SEM-01		SEM-02	
		2008	2013	2008	2013	2008	2013	2008	2013	2008	2013	2008	2013
Famílias/Espécies	GE	N (VI)	N (VI)	N (VI)	N (VI)	N (VI)	N (VI)	N (VI)	N (VI)	N (VI)	N (VI)	N (VI)	N (VI)
<i>Virola duckei</i> A.C.Sm. *	NC	1 (0,68)	1 (0,66)										
<i>Virola elongata</i> (Benth) Warb *	CS	1 (0,54)	1 (0,53)										
<i>Virola mollissima</i> (A.DC.) Warb. *	CL			4 (2,11)	2 (0,77)								
<i>Virola multinervia</i> Ducke *	NC	1 (0,52)	1 (0,53)										
<i>Virola pavonis</i> Warb. *	NC	1 (0,52)	2 (1,02)										
<i>Virola sebifera</i> Aubl.	CS					3 (1,47)	4 (1,68)	2 (1,10)	3 (1,66)			2 (1,83)	
<i>Virola</i> sp.	NC	2 (1,34)	3 (1,83)										
<i>Virola venosa</i> (Benth.) Warb. *	CS			1 (0,54)	1 (0,56)								
Myrtaceae													
<i>Blepharocalyx salicifolia</i> (Kunth) O. Berg +	CL												1 (0,74)
<i>Eugenia florida</i> DC.	CS												1 (0,69)
<i>Myrciaria floribunda</i> (H. West ex Willd.) O. Berg	CS					1 (0,46)		3 (1,74)	3 (1,77)	1 (2,02)	1 (2,33)	4 (3,03)	3 (2,80)
<i>Psidium</i> sp.	NC											1 (0,66)	1 (0,84)
Indeterminada													
NI 1	NC	3 (1,70)	3 (1,65)										
NI 2	NC			1 (0,61)									
NI 3	NC					2 (1,07)							
NI 4	NC							2 (1,26)	1 (0,63)				
NI 5	NC												1 (0,69)
NI 6	NC		1 (0,51)										1 (0,85)
Nyctaginaceae													
<i>Neea altissima</i> Poepp. & Endl. *	CL	4 (2,80)	6 (3,80)										
<i>Neea spruceana</i> Heimerl	NC			5 (3,65)	4 (3,08)								
<i>Neea</i> sp.	NC			1 (0,55)	1 (0,59)								
Ochnaceae													
<i>Ouratea discophora</i> Ducke	NC					9 (4,89)	10 (5,39)						

		OMB-01		OMB-02		PER-01		PER-02		SEM-01		SEM-02	
		2008	2013	2008	2013	2008	2013	2008	2013	2008	2013	2008	2013
Famílias/Espécies	GE	N (VI)	N (VI)	N (VI)	N (VI)	N (VI)	N (VI)	N (VI)	N (VI)	N (VI)	N (VI)	N (VI)	N (VI)
<i>Alophyllus</i> sp.	NC		1 (0,50)										
<i>Cupania scrobiculata</i> Rich. *	CL	1 (0,54)		1 (0,53)									
<i>Matayba</i> cf. <i>purgans</i> Radlk. *	P	1 (0,54)	2 (1,04)										
<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	CS					2 (0,80)	2 (0,82)	104 (41,02)	87 (35,84)			1 (0,67)	
<i>Talisia macrophylla</i> Radlk. *	P	1 (0,54)	1 (0,52)	2 (1,17)	2 (1,27)								
<i>Talisia</i> sp.	NC							7 (3,52)	7 (3,63)				
<i>Toulicia reticulata</i> Radlk. *	CL	5 (3,00)	5 (3,06)	2 (1,41)	2 (1,48)								
<i>Toulicia</i> sp.	NC		1 (0,51)										
Sapotaceae													
<i>Chrysophyllum lucentifolium</i> Cronquist *	CL	1 (0,77)	1 (0,74)	3 (1,85)	2 (1,22)								
<i>Chrysophyllum venezuelanense</i> (Pierre) T.D.Penn. *	CS	8 (4,61)	8 (4,54)	6 (2,68)	6 (2,85)								
<i>Ecclinusa ramiflora</i> Mart. *	CS	1 (0,52)	1 (0,51)										
<i>Micropholis guyanensis</i> (A.DC.) Pierre	CS	2 (2,10)	1 (0,51)										
<i>Micropholis venulosa</i> (Mart. & Eichler) Pierre	CL					16 (9,18)	17 (8,85)	5 (4,13)	5 (4,30)	2 (4,31)	1 (2,36)	2 (1,57)	1 (1,12)
<i>Pouteria caimito</i> (Ruiz & Pav.) Radlk.	CS		1 (0,51)	1 (0,78)	1 (0,85)								
<i>Pouteria cladantha</i> Sandwith *	CS	1 (0,52)	1 (0,51)	2 (1,47)	1 (0,58)								
<i>Pouteria cuspidata</i> (A.DC.) Baehni	CL											1 (0,87)	
<i>Pouteria engleri</i> Eyma *	CS	2 (1,10)	2 (1,07)	1 (0,52)	1 (0,55)								
<i>Pouteria macrocarpa</i> Sandwith *	CL			1 (0,55)	1 (0,58)								
<i>Pouteria ramiflora</i> (Mart.) Radlk.	CL					7 (6,23)	6 (4,95)	3 (3,68)	2 (2,90)			1 (0,66)	1 (0,86)
<i>Pouteria</i> sp.	CS					1 (0,60)	1 (0,61)	1 (0,59)	1 (0,60)			1 (1,34)	1 (1,75)
<i>Pouteria torta</i> (Mart.) Radlk.	CL	1 (0,69)	1 (0,73)	2 (1,14)	2 (1,26)							5 (5,04)	2 (2,00)
<i>Pradosia</i> sp.	CS		2 (0,73)										
<i>Sarcaulus brasiliensis</i> (A.DC.) Eyma *	CS	1 (0,58)	1 (0,57)										
Schoepfiaceae													
<i>Schoepfia obliqua</i> A.DC.	NC					1 (0,72)	1 (0,74)						

		OMB-01		OMB-02		PER-01		PER-02		SEM-01		SEM-02	
		2008	2013	2008	2013	2008	2013	2008	2013	2008	2013	2008	2013
Famílias/Espécies	GE	N (VI)	N (VI)	N (VI)	N (VI)	N (VI)	N (VI)	N (VI)	N (VI)	N (VI)	N (VI)	N (VI)	N (VI)
<i>Qualea dichotoma</i> (Mart.) Warm.	CS	1 (0,54)	1 (0,57)										
<i>Vochysia citrifolia</i> Poir. *	CS	6 (3,12)	6 (3,28)	2 (5,28)	1 (2,71)								
<i>Vochysia</i> sp.	CS	1 (0,59)	1 (0,60)										
<i>Vochysia vismiifolia</i> Spruce ex Warm. *	CS					6 (3,32)	7 (3,92)	10 (5,87)	8 (4,69)				
Total		512(300)	527(300)	563(300)	540(300)	604(300)	602(300)	578(300)	552(300)	281(300)	248(300)	459(300)	368(300)

Tabela 3. Dados florísticos de seis florestas localizadas ao norte e leste de Mato Grosso, Brasil, em 2008 e 2013. OMB= florestas ombrófilas, PER= florestas estacionais perenifólias e SEM= florestas estacionais semidecíduais. SP: número de espécies; GE: número de Gêneros; FA: número de famílias; SPEX: número de espécies exclusivas em cada floresta; SPR: número de espécies raras; FAS: número de famílias com uma espécie.

Parâmetros	Geral		OMB-01		OMB-02		PER-01		PER-02		SEM-01		SEM-02	
	2008	2013	2008	2013	2008	2013	2008	2013	2008	2013	2008	2013	2008	2013
SP	285	286	127	130	106	105	77	80	56	57	17	13	74	53
GN	150	150	84	85	72	73	54	52	41	40	17	13	56	45
FA	54	52	32	32	31	31	34	33	24	25	16	11	34	31
SPEX	-	-	57(44,9)	51(39,2)	42(39,6)	34(32,4)	22(28,6)	22(27,5)	11(19,6)	14(24,6)	2(11,8)	0(0,0)	27(36,5)	18(34,0)
SPR	100(35,1)	113(39,5)	58(45,7)	57(43,8)	51(48,1)	54(51,4)	21(27,3)	24(30,0)	19(33,9)	21(36,8)	9(52,9)	7(53,8)	38(51,4)	29(54,7)
FAS	21(38,9)	19(36,5)	14(43,7)	13(40,6)	16(51,6)	16(51,6)	21(61,8)	18(54,5)	20(83,3)	18(72,0)	15(93,7)	9(81,8)	20(58,8)	20(64,5)
SPAM*	228(80,0)	230(80,4)	108(85,0)	108(83,1)	94(88,7)	95(90,5)	61(79,2)	64(80,0)	47(83,9)	43(75,4)	15(88,1)	13(100,0)	59(79,7)	41(77,4)
SPAC*	135(47,4)	140(48,9)	70(55,1)	68(52,3)	66(62,3)	66(62,9)	31(40,3)	34(42,5)	21(37,5)	20(35,1)	4(23,5)	6(46,1)	22(29,7)	15(28,3)
SPDF*	104(36,5)	98(34,3)	40(31,5)	43(33,1)	34(32,1)	32(30,5)	35(45,5)	36(45,0)	27(48,2)	24(42,1)	10(58,8)	7(53,8)	40(54,1)	27(50,9)
SPVI	248(87,0)		74(58,3)		94(88,7)		58(75,3)		41(71,9)		6(35,3)		50(67,6)	
SPMP	142(49,8)		14(11,0)		20(18,9)		11(14,3)		3(5,4)		1(5,9)		33(44,6)	
SPDS	20(7,0)		6(4,7)		6(5,7)		5(6,5)		4(7,1)		5(29,4)		21(28,4)	
SPAP	21(7,4)		9(7,1)		5(4,7)		8(10,4)		5(8,9)		1(5,9)		0(0,0)	

Domínios fitogeográficos de espécies segundo a base de dados da Flora do Brasil (in <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2014>) em que SPAM: número de espécies que ocorrem na Amazônia; SPAC: número de espécies que ocorrem apenas no Cerrado e/ou na Amazônia e SPDF: número de espécies que também ocorreram em outros domínios fitogeográficos. SPVI: número de espécies que mudaram de posição de VI; SPMP: número de espécies que mudaram mais de ≥ 10 posições de VI; SPDS: número de espécies que desapareceram; SPAP: número de espécies que apareceram; *considerando apenas as identificadas em nível de espécie. Valores percentuais entre parênteses.

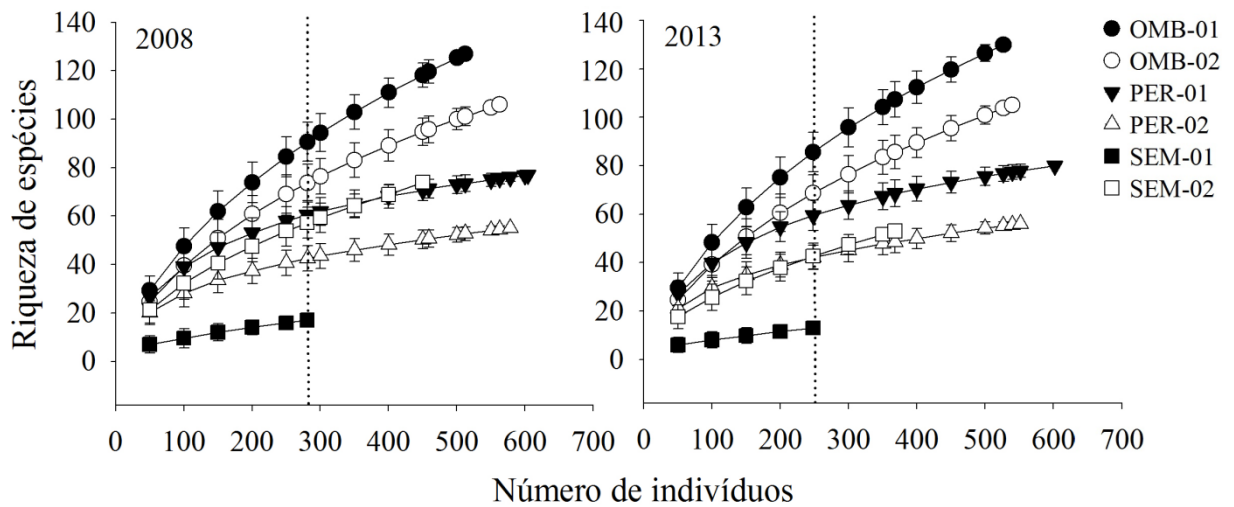


Figura 2. Curva de rarefação com padronização do esforço amostral com base no número de indivíduos em seis florestas localizadas ao norte e leste de Mato Grosso, Brasil, em 2008 e 2013. OMB= florestas ombrófilas, PER= florestas estacionais perenifólias e SEM= florestas estacionais semidecíduais. Linha tracejada mostra o mesmo número de indivíduos para as seis florestas.

No período de estudo ocorreram mudanças na posição de valor de importância (VI) das espécies em todas as florestas, com destaque para SEM-02, onde 45% das espécies mudaram 10 ou mais posições de VI (Tabelas 2 e 3). As florestas estacionais semidecíduais perderam entre 28,4 e 29,4% de suas espécies e ganharam entre 0 e 5,9% no ano de 2013. As demais florestas perderam entre 4,7 e 7,1% e ganharam entre 4,7 e 10,4% (Tabela 3). Dentre as espécies que apareceram em todas as florestas no ano de 2013 estão *Inga grandiflora*, *I. cordoalata*, *I. heterophylla*, *Protium subsseratatum* e *Miconia* sp. (Tabela 2). Para os três tipos florestais, a média de espécies raras ficou entre 27,3 e 54,7% da riqueza total de espécies. Com exceção de OMB-01, todas as florestas apresentaram aumento de espécies raras em 2013 (Tabelas 2 e 3). Em alguns tipos florestais, espécies raras em 2008 (*Inga capitata*, *I. thibaudiana*, *Cecropia pachystachya*, *Cupania scrobiculata*, *Iriartea deltoidea*, *Tachigali vulgaris* e *Nectandra cuspidata*) desapareceram no ano de 2013 (Tabela 2).

Todas as florestas estudadas apresentaram maior número de espécies com registro de ocorrência na Amazônia (75,4 a 100%). Espécies com ocorrência apenas no Cerrado e/ou Amazônia representaram entre 23,5 e 62,9% nessas florestas (Tabela 3). As florestas estacionais semidecíduais apresentaram o menor percentual de espécies com ocorrência exclusiva no Cerrado e/ou Amazônia, enquanto nas florestas ombrófilas houve predomínio de espécies tipicamente amazônicas e menor proporção de espécies ocorrentes em outros domínios fitogeográficos (Tabela 3). Entre os anos de 2008 e 2013 observamos que uma das florestas estacionais semidecíduais (SEM-01) apresentou maior aumento na percentagem de

espécies com ocorrência na Amazônia, como também de ocorrência exclusiva no Cerrado e/ou Amazônia (Tabela 3).

A classificação pelo método de TWINSpan separou consistentemente as parcelas das florestas ombrófilas das demais florestas em ambos os inventários (Figura 3). Na segunda divisão, as florestas estacionais semidecíduais foram separadas das estacionais perenifólias, o que confirmou a distinção florística entre os três tipos florestais (Figura 3). Os grupos formados na TWISpan foram consistente, demonstrando a dissimilaridade entre os três grupos florestais nos anos de 2008 (ANOSIM, R: 0,853; $p < 0,01$) e 2013 (ANOSIM, R: 0,878; $p < 0,01$).

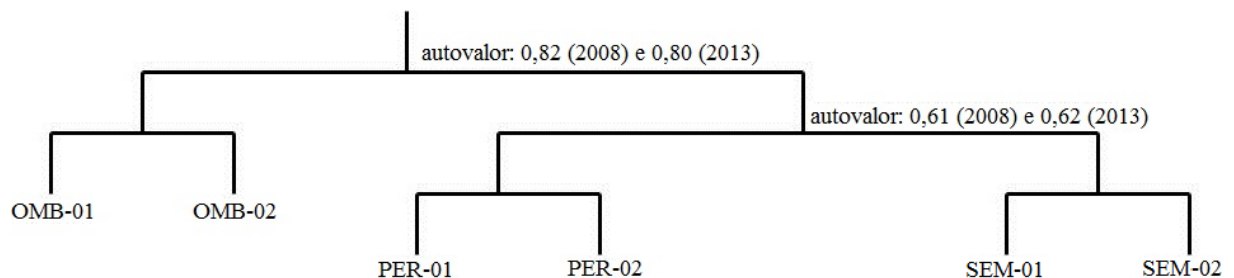


Figura 3. Classificação das florestas localizadas ao norte e leste de Mato Grosso, Brasil, em 2008 e 2013, com base no método TWINSpan. OMB= florestas ombrófilas, PER= florestas estacionais perenifólias e SEM= florestas estacionais semidecíduais.

A maioria das espécies e indivíduos dos grupos ecológicos não diferiu entre os anos amostrados (Tabela 4). Nas duas florestas ombrófilas, na PER-01 e na SEM-01, a maioria das espécies amostradas em 2008 e 2013 foi classificada como clímax tolerante à sombra e nas florestas PER-02 e SEM-02 as dominantes foram às espécies clímax exigentes de luz (Tabela 4). A maioria das espécies que desapareceu nas seis florestas pertencia aos grupos das pioneiras ou clímaxes exigentes de luz (Tabelas 2 e 3).

Tabela 4. Número de espécies e indivíduos por grupo ecológico de espécies lenhosas em seis florestas localizadas nas regiões norte e leste de Mato Grosso, Brasil, em 2008 e 2013. OMB= florestas ombrófilas; PER= florestas estacionais perenifólias; SEM= florestas estacionais semideciduais; P = pioneira, CL = clímax exigente de luz, CS = clímax tolerante à sombra e NC = não classificada. Valores entre parênteses representam as porcentagens. * $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$; n.s. = não significativo.

	Espécies					Indivíduos				
	P	CL	CS	NC	Teste χ^2	P	CL	CS	NC	Teste χ^2
OMB-01										
2008	20 (15,7)	41 (32,3)	48 (37,8)	18 (14,2)	21,3**	77 (15,1)	125 (24,4)	256 (50,0)	54 (10,5)	191,2**
2013	21 (16,2)	39 (30,0)	51 (39,2)	19 (14,6)	21,5**	81 (15,4)	131 (24,6)	257 (48,7)	58 (11,0)	179,9**
Teste <i>t</i>	n.s	n.s	n.s	-		ns	n.s	n.s	-	
OMB-02										
2008	15 (14,1)	38 (35,8)	37 (35,0)	16 (15,1)	18,3**	45 (8,0)	124 (22,0)	242 (43,0)	152 (27,0)	140,8**
2013	13 (12,4)	37 (35,2)	39 (37,2)	16 (15,2)	21,3**	45 (8,3)	118 (21,8)	244 (45,2)	133 (24,7)	150,2**
Teste <i>t</i>	-2,14*	-3,16**	n.s	-		n.s	n.s	n.s	-	
PER-01										
2008	15 (19,5)	26 (33,7)	30 (39,0)	6 (7,8)	18,4**	101 (16,7)	274 (45,4)	213 (35,3)	16 (2,6)	262,9**
2013	13 (16,3)	30 (37,5)	32 (40,0)	5 (6,2)	25,9**	89 (14,8)	278 (46,2)	221 (36,7)	14 (2,3)	290,0**
Teste <i>t</i>	-2,87**	n.s	n.s	-		-2,91**	n.s	n.s	-	
PER-02										
2008	10 (17,9)	22 (39,3)	20 (35,7)	4 (7,1)	15,4**	62 (10,7)	247 (42,7)	258 (44,6)	11 (2,0)	332,3**
2013	8 (14,1)	23 (40,1)	21 (36,8)	5 (8,8)	17,3**	56 (10,1)	240 (43,5)	245 (44,4)	11 (2,0)	323,9**
Teste <i>t</i>	n.s	n.s	n.s	-		ns	n.s	n.s	-	
SEM-01										
2008	2 (11,8)	6 (35,3)	8 (47,0)	1 (5,9)	18,8**	3 (1,1)	57 (20,3)	220 (78,3)	1 (0,3)	454,3**
2013	0 (0,0)	6 (46,2)	7 (53,8)	0 (0,0)	21,0**	0 (0,0)	33 (13,3)	215 (86,7)	0 (0,0)	515,1**
Teste <i>t</i>	n.s	n.s	n.s	-		n.s	-2,44*	n.s	-	
SEM-02										
2008	11 (14,8)	31 (41,9)	29 (39,2)	3 (4,1)	30,4**	68 (14,8)	223 (48,6)	160 (34,9)	8 (1,7)	238,3**
2013	7 (13,2)	20 (37,7)	23 (43,4)	3 (5,6)	21,5**	58 (15,8)	170 (46,2)	132 (35,9)	8 (2,2)	172,8**
Teste <i>t</i>	-2,91**	-4,64**	-3,07**	-		n.s	-3,82**	-2,82**	-	

Discussão

Para as florestas estacionais semidecíduais, a redução no número de espécies e o aumento no número de famílias com apenas uma espécie em 2013 pode ser atribuída aos efeitos negativos da severa seca que ocorreu no ano de 2010 como consequência de um evento de El Niño (Lewis et al., 2011). Marimon et al. (2014) observaram que as florestas estacionais da transição Cerrado-Amazônia podem ser bastante sensíveis em situações de estresse hídrico. As florestas ombrófilas que estudamos, apesar de estarem localizadas em um dos epicentros da seca de 2010 (Lewis et al., 2011), não apresentaram mudanças negativas na riqueza de espécies, o que sugere que elas são menos sensíveis à seca que as demais florestas avaliadas.

A maior riqueza de espécies nos anos de 2008 e 2013 foi registrada nas florestas ombrófilas, com redução nas florestas estacionais perenifólias e nas semidecíduais, o que pode ser reflexo das espécies exclusivas de cada tipo florestal (ombrófilas > perenifólias > semidecíduais). Neste caso, sugerimos que o gradiente de precipitação pode determinar aumento no número de espécies nas florestas mais próximas da Amazônia e sujeitas o menor estresse hídrico e menor influência do clima estacional (Richards, 1996; Balch et al., 2008). Além disso, tal como observado no presente estudo, outros trabalhos (Ivanauskas et al., 2004a,b; Kunz et al., 2010; Oliveira-Filho e Ratter, 1995) também registraram menor riqueza no componente arbóreo das florestas da borda sul da Amazônia, quando comparadas às florestas de áreas mais centrais da Amazônia. Apenas as florestas estacionais semidecíduais apresentaram mudança negativa no número de espécies no ano de 2013, o que evidencia que o evento de seca ocorrido no ano de 2010 pode ter resultado em efeitos mais nocivos (e.g. fortes ventos) nessas florestas.

Nos anos de 2008 e 2013 as florestas estudadas foram separadas em três tipos distintos em relação à composição florística, dentro de um gradiente latitudinal. Além disso, dentre as espécies de maior densidade, apenas três (*Tetragastris altissima*, *Cheiloclinium cognatum* e *Amaioua guianensis*) ocorreram em pelo menos dois tipos florestais. Padrões de distribuição das espécies de plantas geralmente ocorrem de acordo com um gradiente e essa substituição promove diferenciação entre as comunidades (Willig et al., 2003), a qual pode ser dirigida por variações no clima ou nas características do solo (Pausas e Austin, 2001). Assim, fatores climáticos distintos, como os apresentados pelas florestas do presente estudo, podem contribuir para a variação na diversidade de espécies. Ivanauskas et al. (2008) também mencionam a composição florística própria e distinta de três grupos florestais típicos da transição Cerrado-Amazônia, confirmando que características climáticas ou edáficas distintas

podem determinar a separação florística dos mesmos (Nepstad et al., 1994; Botrel et al., 2002; Tuomisto et al., 2003; Davidson et al., 2012).

Esperávamos que as florestas estacionais semidecíduais fossem mais similares floristicamente às florestas estacionais perenifólias de Mato Grosso, por estarem mais próximas geograficamente e apresentarem o mesmo clima estacional. Entretanto, esse padrão não foi confirmado, o que indica distinções florísticas entre as florestas estacionais perenifólias e semidecíduais da transição. Esta distinção florística reforça a importância de recomendarmos políticas públicas que garantam que todos os tipos florestais sejam bem representados em unidades de conservação e em reservas legais, de modo a permitir a preservação do maior número possível de espécies que representem satisfatoriamente essa extensa e complexa transição entre os dois maiores biomas brasileiros.

Em geral, no presente estudo as famílias de maior riqueza foram similares às registradas em outros estudos realizados na região central e na borda sul Amazônica (Araujo et al., 2009; Ivanauskas et al., 2004b; Kunz et al., 2010; Lima-Filho et al., 2004; Oliveira e Amaral, 2004; Oliveira et al., 2008). Isso demonstra que poucas famílias, como Fabaceae, Chrysobalanaceae e Sapotaceae, detêm alta porcentagem das espécies. A família Fabaceae apresenta elevada riqueza no domínio do Cerrado (Sano et al., 2008), o que reforça a localização transicional das florestas estudadas.

Além das famílias citadas, Burseraceae, Euphorbiaceae e Melastomataceae também podem ser consideradas importantes para a Amazônia, pois são abundantes e ricas em espécies (Ivanauskas, 2004b; Lima-Filho et al., 2001; Matos e Amaral, 1999; Oliveira e Amaral, 2004). Os gêneros *Inga*, *Pouteria*, *Licania*, *Miconia* e *Ocotea*, que estão entre os de maior riqueza neste estudo, também foram bem representados em outros estudos em diferentes tipos vegetacionais da transição (Araujo et al., 2009; Kunz et al., 2008; Marimon et al., 2006) e também em florestas de terra firme da Amazônia Central (Oliveira et al., 2008). Neste caso, a redução de algumas espécies desses gêneros, após o evento de seca de 2010, pode sugerir sensibilidade dos mesmos em relação ao estresse hídrico como resposta à seca.

Em relação às espécies raras, o percentual encontrado está de acordo com o registrado em outras regiões da Amazônia, onde estas representaram de 30 a 55% da riqueza total (Muniz et al., 1994; Oliveira e Amaral, 2004). Contudo, no segundo inventário do presente estudo, realizado após o evento de seca, houve aumento na porcentagem de espécies raras na maioria das florestas, o que também pode indicar a sensibilidade de algumas espécies à estiagem.

Os percentuais de espécies desaparecidas nas florestas ombrófilas e nas estacionais perenifólias (cerca de 5 a 7% do total) e o aparecimento de novas espécies (c. 5 a 10%), em

geral, estão dentro dos limites descritos em inventários florestais recorrentes numa mesma área. De acordo com Pinto e Hay (2005) e Felfili et al. (2000), a perda de espécies é entre 0 e 8% e o registro de novas entre 3 e 13%. Isso indica a manutenção temporal da riqueza de espécies. Em contrapartida, as florestas estacionais semidecíduais apresentaram alto percentual de espécies desaparecidas, baixo percentual de espécies novas e maior mudança na posição de valor de importância das espécies, provavelmente por serem mais sensíveis aos eventos climáticos (como a seca) registrados na região.

A proximidade geográfica com a Amazônia pode ter contribuído para que as florestas estacionais perenifólias e semidecíduais apresentassem em sua composição grande percentagem de espécies de ocorrência na Amazônia (75,4 a 100%). Neste caso, a elevada proporção de espécies amazônicas sugere maior ligação florística das florestas estudadas com a Amazônia do que com o Cerrado, principalmente para as florestas que ocorrem na porção norte do estado de Mato Grosso (florestas ombrófilas). Este padrão confirmou outros estudos realizados na transição, os quais também encontraram flora com predominância de espécies amazônicas (Ivanauskas et al., 2004b; Kunz et al., 2008; Marimon et al., 2006).

A manutenção temporal do número de espécies e de indivíduos em cada grupo ecológico, para a maioria das florestas, entre os anos de 2008 e 2013, indica condição de estabilidade destas comunidades. Porém, é importante ressaltar que isso não indica que as comunidades são estáticas, já que em florestas tropicais o número de indivíduos de espécies pioneiras normalmente diminui ao longo do tempo (Paula et al., 2004; Werneck et al., 2000), como observado nas florestas do presente estudo. Neste caso, isso pode indicar a recuperação da comunidade após algum distúrbio (Felfili, 1997; Werneck et al., 2000), como o período de seca registrado em 2010 nas florestas estudadas.

Conclusão

A hipótese de que após períodos intensos de seca a composição florística muda nas florestas ombrófilas não foi confirmada, pois ao contrário do esperado, as florestas estacionais semidecíduais apresentaram mudança na composição de espécies com redução no número de espécies. A hipótese de que as florestas ombrófilas possuem maior diversidade de espécies em relação às florestas de transição foi confirmada, devido ao fato de o clima ser mais úmido nessas florestas, sendo que após o evento de seca não houve a redução da diversidade nas primeiras florestas, isso mostrou ser menos sensíveis que as demais florestas avaliadas. Foi confirmada a hipótese de que as florestas geograficamente mais próximas entre si são floristicamente mais similares, tanto no inventário antes quanto depois da seca. Finalmente, a composição de espécies em cada grupo ecológico, após o evento da seca, não mudou de modo

mais intenso nas florestas ombrófilas, o que indica condição de estabilidade dessas florestas após períodos secos.

As florestas analisadas apresentam diferentes padrões estruturais e florísticos, o que sugere a formação de um mosaico heterogêneo de florestas na transição Cerrado-Amazônia de Mato Grosso, localizadas em um gradiente latitudinal (mais próximas e mais distantes da Amazônia) e de precipitação. As florestas estacionais semidecíduais apresentaram mudança negativa na composição de espécies, o que pode mostrar maior sensibilidade a períodos severos de seca. Isso reforça a necessidade da criação de unidades de conservação com áreas extensas para garantir a preservação da grande diversidade florística, estrutural e genética das florestas da transição entre os dois maiores biomas brasileiros, uma vez que elas estão localizadas na região crítica conhecida como ‘arco do desmatamento’ e por mostrarem sensibilidade a eventos de seca.

Agradecimentos

Ao projeto “Transição Cerrado-Floresta Amazônica: bases ecológicas e sócio-ambientais para a conservação” (Proc. 558069/2009-6), financiado pelo CNPq/PELD e aos projetos “*Tropical Biomes in Transition*” e “*Assessing the impacts of the 2010 drought at the Amazon Forest-Savanna zone of tension*”, financiados pelo NERC (*Natural Environment Research Council*), pelo suporte financeiro.

Aos colegas do Laboratório de Ecologia vegetal, em especial a S.A.M. Reis, B. Oliveira, L. Maracahipes-Santos, J. Oliveira-Santos, E.A. Oliveira, P.S. Morandi e ao professor R.K. Umetsu pelo apoio em campo e processamento dos dados; a H. Mews, E. Lenza e B.H. Marimon-Junior do Programa de Mestrado Ecologia e Conservação pela leitura e pelas sugestões; ao CAPES a concessão da bolsa de pós-graduação da primeira autora.

Referências

- Ackerly, D.D., Thomas, W.W., Ferreira, C.A.C., Pirani, J.R., 1989. The Forest-Cerrado Transition Zone in Southern Amazonia: Results of the 1985 Projeto Flora Amazônica Expedition to Mato Grosso. *Brittonia* 41, 113-128.
- Alencar, A., Nepstad, D., McGrath, D., Moutinho, P., Pacheco, P., Diaz, M.C.V., Soares Filho, B., 2004. Desmatamento na Amazônia: indo além da “emergência crônica”. Belém. Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia-IPAM.
- Araujo, R.A., Costa, R.B., Felfili, J.M., Kuntz, I., Sousa, R.A.T.M., Dorval, A., 2009. Florística e estrutura de fragmento florestal em área de transição na Amazônia Matogrossense no município de Sinop. *Acta Amazonica* 39, 865-878.

- Ayres, M., Ayres-Jr, M., Ayres, D., Santos, A.A.S., 2007. BioEstat 5.0: Aplicações estatísticas na área das ciências bio-médicas. Belém. Sociedade Civil de Mamirauá.
- Bacellar, L.A.P., 2005. O papel das florestas no regime hidrológico de bacias hidrográficas. *Geo.br* 1, 1-39.
- Balch, J.K., Nepstad, D.C., Brando, P.M., Curran, L.M., Portela, O., Carvalho-Jr, O., Lefebvre, P., 2008. Negative fire feedback in a transitional forest of southeastern Amazonia. *Global Change Biology* 14, 2276-2287.
- Ballantyne, A.P., Alden, C.B., Miller, J.B., Tans, P.P., White, J.W.C., 2012. Increase in observed net carbon dioxide uptake by land and oceans during the past 50 years. *Nature* 488, 70-72.
- Botrel, R.J., Oliveira Filho, A.T., Rodrigues, L.A., Curi, N., 2002. Influência do solo e topografia sobre as variações da composição florística e estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva de uma floresta estacional semidecidual em Ingaí, MG. *Revista Brasileira de Botânica* 25, 195-213.
- Cientec, 2006. Mata Nativa 2: manual do usuário. Cientec, Viçosa.
- Clarke, K.R., Warwick, R.M., 1994. Similarity-based testing for community pattern: the twoway layout with no replication. *Marine Biology* 118, 167-176.
- Colpini, C., Silva, V.S.M., Soares, T.S., Higuchi, N., Travagin, D.P., Assumpção, J.V.L., 2010. Incremento, ingresso e mortalidade em uma floresta de contato ombrófila aberta/estacional em Marcelândia, Estado do Mato Grosso. *Acta Amazonica* 40, 549-556.
- 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.
- Domingues, M.S., Bermann, C., 2012. O arco de desflorestamento na Amazônia: da pecuária à soja. *Ambiente & Sociedade* 2, 1-22.
- Felfili, J.M., 1997. Dynamics of the natural regeneration in the Gama gallery forest in central Brazil. *Forest Ecology and Management* 91, 235-245.
- Felfili, J.M., Rezende, A.V., Silva Júnior, M.C., Silva, M.A., 2000. Changes in the floristic composition of cerrado *sensu stricto* in Brazil over a nine-year period. *Journal of Tropical Ecology* 16, 579-590.
- Gama, J.R.V., Botelho, S.A., Bentes-Gama, M.M., Scolforo, J.R.S., 2003. Estrutura e potencial futuro de utilização da regeneração natural de floresta de Várzea Alta no município de AFUÁ, estado do Pará. *Ciência Florest* 13, 71-82.

- Gentry, A.H., 1988. Tree species richness of upper Amazonian forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 85, 156-159.
- Gotelli, N.J., Colwell, R.K., 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4, 379-391.
- Gotelli, N.J., Entsminger, G.L., 2001. EcoSim: Null models software for ecology. Version: 7.0. Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear.
- 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., 2004a. Estrutura de um trecho de Floresta Amazônica na Bacia do Alto Rio Xingu. *Acta Amazonica* 34, 275-299.
- Ivanauskas, M.M., Monteiro, R., Rodrigues, R.R., 2004b. Composição florística de trechos florestais na borda sul-amazônica. *Acta Amazonica* 34, 399-413.
- Ivanauskas, N.M., Monteiro, R., Rodrigues, R.R., 2008. Classificação fitogeográficas das florestas do Alto Rio Xingu. *Acta Amazonica* 38, 387-402.
- Kanieski, M.R., Araujo, A.C.B., Longhi, S.J., 2010. Quantificação da diversidade em Floresta Ombrófila Mista por meio de diferentes Índices Alfa. *Scientia Forestalis* 38, 567-577.
- Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B., Rubel, F., 2006. World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift* 15, 259-263.
- Kunz, S.H., Ivanauskas, N.M., Martins, S.V., Silva, E., Stefanello, D., 2008. Aspectos florísticos e fitossociológicos de um trecho de Floresta Estacional Perenifólia na Fazenda Trairão, Bacia do rio das Pacas, Querência-MT. *Acta Amazonica* 38, 245-254.
- Kunz, S.H., Martins, S.V., Ivanauskas, N.M., Stefanello, D., Silva, E., 2010. Fitossociologia de uma área de floresta estacional perenifólia na fazenda Amoreiras Querência MT. *Revista Árvore* 34, 713-721.
- Lewis, O.T. 2009. Biodiversity change and ecosystem function in tropical forests. *Basic and Applied Ecology* 10, 97-102.
- Lewis, S.L., Brando, P.M., Phillips, O.L., Heijden, G.M.F., Nepstad, D., 2011. The 2010 Amazon Drought. *Science* 331, 554-555.
- Lima-Filho, D.A., Matos, F.D.A., Amaral, I.L., Revilla, J., Coêlho, L.S., Ramos, J.F., Santos, J.L., 2001. Inventário florístico de Floresta Ombrófila Densa de terra firme, na região do Rio Urucu-Amazonas, Brasil. *Acta Amazonica* 31, 565-579.
- Lima-Filho, D.A., Rivilha, J., Amaral, I.L., Matos, F.D.A., Coelho, L.S., Ramos, J.F., Silva, G.B., Guedes, J.O., 2004. Aspectos florísticos de 13 hectares da área de Cachoeira Porteira-PA. *Acta Amazonica* 34, 415-423.

- Maciel, M.N.M., Watzlawick, L.F., Schoeninger, E.R., Yamaji, F.M., 2002. Efeito da radiação solar na dinâmica de uma floresta. *Revista Ciências Exatas e Naturais* 4, 102-114.
- Magurran, A.E., 2011. *Medindo a diversidade biológica*. Curitiba: Ed. Universidade Federal do Paraná.
- Malheiros, A.F., Higuchi, N., Santos, J., 2009. Análise estrutural da floresta tropical úmida do município de Alta Floresta, Mato Grosso, Brasil. *Acta Amazonica* 39, 539-548.
- Malhi, Y., Grace, J., 2000. Tropical forests and atmospheric carbon dioxide. *Tree* 15, 132-137.
- Marimon, B.S., Felfili, J.M., Haridasan, M., 2001. Studies in monodominant forests in eastern Mato Grosso, Brazil: I. A forest of *Brosimum rubescens* Taub. *Edinburgh Journal of Botany* 58, 123-137.
- Marimon, B.S., Lima, E.S., Duarte, T.G., Chieregatto, L.C., Ratter, J.A., 2006. Observations on the vegetation of northeastern Mato Grosso, Brazil. IV. *An analysis of the Cerrado-Amazonian Forest ecotone. *Edinburgh Journal of Botany* 63, 323-341.
- Marimon, B.S., Felfili, J.M., Lima, E.S., Duarte, W.M.G., Marimon-Junior, B.H., 2010. Environmental determinants for natural regeneration of gallery forest at the Cerrado/Amazonia boundaries in Brazil. *Acta Amazonica* 40, 107-118.
- 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.
- Matos, F.D.A., Amaral, I.L., 1999. Análise ecológica de um hectare em floresta ombrófila densa de terra-firme, Estrada da Várzea, Amazonas, Brasil. *Acta Amazonica* 29, 365-379.
- McCune, B., Grace, J.B., 2002. *Analysis of ecological communities*. MjM Software Design, Gleneden Beach.
- McCune, B., Mefford, M.J., 2006. *PC-ORD – multivariate analysis of ecological data, version 5.0*. MjM Software Design, Gleneden Beach.
- Melo, A.S., 2008. O que ganhamos “confundindo” riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? *Biota Neotropica* 8, 21-27.
- Mendes, R.S., Evangelista, L.R., Tomaz, S.M., Agostinho, A.A., Gomes, L.C., 2008. A unified index to measure ecological diversity and species rarity. *Ecography* 31, 450-456.
- Mews, H.A., Marimon, B.S., Pinto, J.R.R., Silvério, D.V. 2011. Dinâmica estrutural da comunidade lenhosa em Floresta Estacional Semidecidual na transição Cerrado-Floresta Amazônica Mato Grosso Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 25, 845-857.

- Mews, H.A., Marimon, B.S., Ratter, A. 2012. Observations on the vegetation of Mato Grosso, Brazil. V. * Changes in the woody species diversity of a forest in the Cerrado–Amazonian forest transition zone and notes on the forests of the region. *Edinburgh Journal of Botany* 69, 239-253.
- Müeller-Dombois, D., Ellemberg, H., 2002. *Aims and methods of vegetation ecology*. Wiley & Sons, New York.
- Muniz, F.H., Cesar, O., Monteiro, R., 1994. Fitossociologia da vegetação arbórea da Reserva Florestal do Sacavém, São Luís, Maranhão (Brasil). *Acta Amazonica* 24, 219-236.
- Nepstad, D.C., Carvalho, C.R., Davidson, E.A., Jipp, P.H., Lefebvre, P.A., Negreiros, G.H., Silva, E.D., Stone, T.A., Trumbore, S.E., Vieira, S., 1994. The role of deep roots in the hydrological and carbon cycles of Amazonian forests and pastures. *Nature* 372, 666-669.
- Nogueira, E.M., Nelson, B.W., Fearnside, P.M., França, M.B., Oliveira, 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.
- Oliveira-Filho, A.T., Ratter, J.A., 1995. A study of the origin of central Brazilian forests by the analysis of plant species distribution patterns. *Edinburgh Journal of Botany* 52, 141-194.
- Oliveira, N.A., Amaral, I.L., 2004. Florística e fitossociologia de uma floresta de vertente na Amazônia Central, Amazonas, Brasil. *Acta Amazonica* 34, 21-34.
- Oliveira, A.N., Amaral, I.L., Ramos, M.B.P., Nobre, A.D., Couto, L.B., Sahdo, R.M., 2008. Composição e diversidade florístico-estrutural de um hectare de floresta densa de terra firme na Amazônia Central, Amazonas, Brasil. *Acta Amazonica* 38, 627-642.
- O'Brien, E.M., 1993. Climatic Gradients in Woody Plant Species Richness: Towards an Explanation Based on an Analysis of Southern Africa's Woody Flora. *Journal of Biogeography* 20, 181-198.
- Paula, A., Silva, A.F., De Marco Júnior, P., Santos, F.A.M., Souza, A.L., 2004. Sucessão ecológica da vegetação arbórea em uma Floresta Estacional Semidecidual, Viçosa, MG, Brasil. *Acta botânica brasílica* 18, 407-423.
- Pausas, J.G., Austin, M.P., 2001. Patterns of plant species richness in relation to different environments: An appraisal. *Journal of Vegetation Science* 12, 153-166.
- Phillips, O.L., Lewis, S.L., Baker, T.R., Chao, K.J., Higuchi, N., 2008. The changing Amazon forest. *Philosophical Transactions - Royal Society, Biological Sciences* 363, 1819-1827.
- Phillips, O.L., Aragão, L.E.O.C., Lewis, S.L., Fisher, J.B., Lloyd, L., López-González, G., Malhi, Y., Monteagudo, A., Peacock, J., Quesada, C.A., van der Heijden, G., Almeida, S., Amaral, I., Arroyo, L., Aymard, G., Baker, T.R., Bánki, O., Blanc, L., Bonal, D.,

- Brando, P., Chave, J., Oliveira, A.C.A., Cardozo, N.D., Czimczik, C.I., Feldpausch, T.R., Freitas, M.A., Gloor, E., Higuchi, N., Jiménez, E., Lloyd, G., Meir, P., Mendoza, C., Morel, A., Neill, D.A., Nepstad, D., Patiño, S., Peñuela, M.C., Prieto, A., Ramírez, F., Schwarz, M., Silva, J., Silveira, M., Thomas, A.S., ter Steege, H., Stropp, J., Vásquez, R., Zelazowski, P., Dávila, E.A., Andelman, S., Andrade, A., Chao, K.J., Erwin, T., Di Fiore, A., Honorio C.E., Keeling, H., Killeen, T.J., Laurance, W.F., Cruz, A.P., Pitman, N.C.A., Núñez Vargas, P., Ramírez-Angulo, H., Rudas, A., Salamão, R., Silva, N., Terborgh, J., Torres-Lezama A., 2009. Drought sensitivity of the Amazon rainforest. *Science* 323,1344-1347.
- Pinto, J.R.R., Hay, J.D.V., 2005. Mudanças florística e estruturais na comunidade arbórea de uma floresta de vale no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 28, 523-539.
- Ratter, J.A., Richards, P.W., Argent, G., Giff, D.R., 1973. Observations on the Vegetation of Northeastern Mato Grosso: I. The Woody Vegetation Types of the Xavantina-Cachimbo Expedition Area. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Biological Sciences* 266, 449-492.
- Richards, P.W., 1996. *The tropical rainforests*. Cambridge, Cambridge University Press.
- Sano, S.M., Almeida, S.P., Ribeiro, J.F., 2008. *Cerrado: ecologia e flora*. Embrapa Cerrados, Brasília-DF.
- Soares, L.C., 1953. Limites meridionais e orientais da área de ocorrência da Floresta Amazônica em Território Brasileiro. *Revista Brasileira de Geografia* 1, 3-122.
- Tuomisto, H., Ruokolainen, K., Yli-Halla, M., 2003. Dispersal, environment and floristic variation of western Amazonian Forests. *Science* 299, 241-244.
- Veloso, H.P., Rangel Filho, A.L.R., Lima, J.C.A., 1991. *Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal*. Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. IBGE. Rio de Janeiro.
- Werneck, M.S., Franceschinelli, E.V., Tameirão-Neto, E., 2000. Mudanças na florística e estrutura de uma floresta decídua durante um período de quatro anos (1994-1998), na região do Triângulo Mineiro, MG. *Revista brasileira de Botânica* 23, 401-413.
- Willig, M.R., Kaufman, D.M., Stevens, R.D., 2003. Latitudinal gradients of biodiversity: pattern, process, scale, and synthesis. *Annual Review of Ecology and Systematics* 34, 273-309.
- Zar, J.H., 2010. *Biostatistical Analysis*. Pearson, Upper Saddle River, New Jersey.

**ARTIGO 2: DINÂMICA DE FLORESTAS OMBRÓFILAS E ESTACIONAIS NA
TRANSIÇÃO CERRADO-AMAZÔNIA, MATO GROSSO**

Dinâmica de florestas ombrófilas e estacionais na transição Cerrado-Amazônia, Mato Grosso

Resumo

(Dinâmica de florestas ombrófilas e estacionais na transição Cerrado-Amazônia, Mato Grosso). Neste estudo descrevemos e comparamos a dinâmica de duas florestas ombrófilas localizadas na borda sul da Amazônia, duas florestas estacionais perenifólias e duas estacionais semidecíduais em um gradiente latitudinal da transição Cerrado-Amazônia, no estado de Mato Grosso, ao longo de cinco anos. Baseamos as análises na densidade e na área basal dos indivíduos de árvores e lianas e nas principais espécies amostradas em 2008 e em 2013, em cada floresta. Também determinamos os parâmetros de dinâmica para comparação entre elas. Observamos gradiente latitudinal de mortalidade, *turnover* e perda em área basal entre os três tipos florestais, com as maiores taxas registradas nas florestas estacionais semidecíduais. As lianas superaram as árvores em taxas de mortalidade, recrutamento e ganho em área basal nas florestas estacionais semidecíduais, onde também foram registradas taxas elevadas desses parâmetros nas primeiras classes diamétricas. A seca de 2010 (aproximadamente -200 mm de deficiência hídrica) pode ter afetado negativamente as florestas estudadas, com maiores impactos nas estacionais semidecíduais, contrariando a hipótese testada. Sugerimos que a fronteira climática entre o Cerrado e a Amazônia estaria apresentando fenômenos meteorológicos que podem estar contribuindo para a maior mortalidade e menor crescimento das árvores. Em contrapartida, as florestas da transição são mais dinâmicas, o que pode representar, em longo prazo, maior resiliência às mudanças climáticas. Fatores como fortes ventos, queda de árvores e ocupação de lianas, provavelmente desencadeados pelo evento de seca, podem alterar os padrões de dinâmica nas florestas estudadas e interferir na fase de reconstrução do ciclo florestal na região.

Palavras-chave: biomassa; gradiente latitudinal; mortalidade; mudança da floresta; seca.

Abstract

(Dynamics of ombrophilous and seasonal forests in the Cerrado-Amazon transition zone, Mato Grosso, Brazil). In this study, we described and compared the dynamics of two ombrophilous forests located in the southern edge of the Amazon, two evergreen seasonal forests and two semi-deciduous seasonal forests in a latitudinal gradient in the Cerrado-Amazon transition zone, in the state of Mato Grosso, during a five-year period. Our analyses were based on the liana and tree density and basal area, considering the most sampled species in 2008 and 2013 in each forest. We also determined the parameters involved in the dynamics for comparisons between them. We observed a latitudinal gradient in mortality, turn over and a decrease in basal area among the three forest types, with the higher rates recorded in the semi-deciduous seasonal forests. Lianas surpassed trees in mortality and recruiting rates and basal area in semi-deciduous seasonal forests, where higher rates were observed also for the first diametrical classes. The 2010 dry season (with an approximate hydric deficiency of -200 mm) may have negatively affected the studied forests, with greater impacts on the semi-deciduous seasonal forests, contrary to what was expected according to the hypothesis. We suggest that the climatic frontier between the Cerrado and the Amazon may be presenting meteorological phenomena that contribute to a higher mortality and lower tree growth rates. On the other hand, the transition forests are more dynamic, which can represent a higher resiliency to climate change on the long run. Factors such as strong winds, tree fall and liana occupation, possibly triggered by the dry season, can alter the dynamic patterns of the studied forests and interfere with the re-establishment of the forest cycle in the region.

Keywords: biomass; latitudinal gradient; mortality; forest changes; dry season.

Introdução

As florestas tropicais ocupam área extensa e são compostas predominantemente por vegetação lenhosa de grande porte, com espécies nativas ou exóticas que ocorrem naturalmente ou por ações de reflorestamento (Bacellar, 2005). Essas florestas apresentam, de modo geral, alta biodiversidade (Ackerly et al., 1989; Gentry, 1988; Lewis, 2009). Apesar disso, elas têm sido intensamente destruídas em função de diversos fatores antrópicos (Chazdon, 2012) que apresentam implicações potencialmente negativas para a diversidade de espécies, estrutura e dinâmica da vegetação e para o ciclo global do carbono (Enquist e Enquist, 2011; Fauset et al., 2012; Laurance et al., 2009; Wright, 2010). Segundo os referidos autores, evidências recentes sugerem que ampla reestruturação das florestas tropicais pode estar em curso, principalmente como resultado do aumento da fragmentação, exploração madeireira, elevação das concentrações atmosféricas de CO₂ e da temperatura, bem como da intensidade e duração de eventos de seca. Considerado que os períodos de estiagem são cada vez mais frequentes e intensos, especialmente na Amazônia (Lewis et al., 2011; Marengo et al., 2008), ocorre como resultado a redução do crescimento das árvores e suas defesas contra insetos ou patógenos, potencializando sua mortalidade (Hicke e Zeppel, 2013; Sevanto et al., 2014). Assim a atual riqueza e composição de espécies e a estrutura das florestas podem estar passando por fortes alterações.

As florestas do Estado de Mato Grosso são floristicamente influenciadas pelos biomas Amazônia, Cerrado, Mata Atlântica e pelas transições entre eles (Kunz et al., 2008; Marimon et al., 2006; Oliveira-Filho e Ratter, 1995; Silveira e Borges, 2009). Na porção amazônica predominam florestas ombrófilas e na borda sul, na região de contato entre o Cerrado e a Amazônia, ocorre a conhecida “zona de transição” (Ackerly et al., 1989), “ecorregião das florestas secas do Mato Grosso” (Ferreira et al., 1999) ou “zona de tensão ecológica” (Malheiros et al., 2009). Nesta região existem diferentes tipos de florestas, como as estacionais perenifólias (Ivanauskas et al., 2004b, 2008; Kunz et al., 2010), as estacionais semideciduais (Marimon et al., 2014; Mews et al., 2012b), as monodominantes de *Brosimum rubescens* Taub. (Marimon et al., 2001a, 2001b) e os cerradões (Marimon et al. 2006; Marimon-Junior e Haridasan, 2005). Florestas da borda sul da Amazônia apresentam menor riqueza de espécies arbóreas (Ivanauskas et al., 2004a, 2004b), menores alturas dos indivíduos e menor área basal (Balch et al., 2008; Murphy e Lugo, 1986; Nogueira et al., 2008b) quando comparadas às florestas da área central da Bacia Amazônica. Isso se deve ao clima mais estacional, típico desta zona de transição (Davidson et al., 2012; Ivanauskas et al., 2008; Soares, 1953).

Ações causadas pela interferência humana, como o desmatamento e a exploração de madeira, constituem as principais causas da perda de área florestada no Estado de Mato Grosso (Fearnside, 2005), o que representa impacto significativo sobre a diversidade de espécies (Santos et al., 2010). Assim, as florestas de transição constituem o tipo mais ameaçado do estado (Alencar et al., 2004), por estarem na região conhecida como ‘arco do desmatamento’ (Domingues e Bermann, 2012; Nogueira et al., 2008a). Desse modo, é necessário desenvolver estudos que avaliem os efeitos das atividades antrópicas sobre a estabilidade florística e estrutural das florestas e sobre sua manutenção temporal.

Em uma comunidade florestal estável, espera-se que ocorra balanço entre mortalidade e recrutamento dos indivíduos (Felfili, 1995a), de modo que conhecer a dinâmica das comunidades, considerando que elas mudam continuamente ao longo do tempo, é extremamente importante. Assim, o acompanhamento temporal de comunidades florestais por longo período vem se mostrando muito eficiente (Condit, 1996; Malhi et al., 2002; Phillips et al., 1998), além de permitir inferências sobre o passado e predições sobre o futuro (Felfili e Silva Júnior, 1988; Machado et al., 2010). Além disso, estudos de dinâmica são importantes para subsidiar projetos de conservação, manejo e recuperação de áreas degradadas, bem como, permitir a avaliação de causas e efeitos das mudanças ocorridas ao longo do tempo na estrutura das populações (Lopes e Schiavini, 2007).

Alguns estudos com vegetação têm sido conduzidos em florestas localizadas na porção amazônica do Estado de Mato Grosso (Colpini et al., 2010; Malheiros et al., 2009) e principalmente na transição entre Cerrado e Amazônia (Balch et al., 2008, 2011; Forsthofer et al., 2013; Ivanauskas et al., 2004a, 2004b; Kunz et al., 2010; Marimon et al., 2001a, 2001b, 2006, 2014; Mews et al., 2011, 2012a, 2012b). Entretanto, para Mato Grosso ainda não existem trabalhos que avaliaram e compararam as mudanças ocorridas ao longo do tempo em diferentes tipos de florestas posicionadas no gradiente latitudinal (mais próximas e mais distantes da área *core* da Floresta Amazônica).

Neste contexto, o objetivo deste estudo foi descrever e comparar a dinâmica de florestas ombrófilas localizadas na borda sul da Amazônia e florestas estacionais perenifólias e semidecíduais da transição Cerrado-Amazônia, no Estado de Mato Grosso para entender como elas estão mudando ao longo do tempo. No ano de 2010 houve expressivo evento de seca (Lewis et al., 2011), e as florestas da área *core* da Amazônia apresentam vulnerabilidade ao estresse hídrico (Phillips et al., 2009) já as florestas de transição podem ser mais adaptadas aos eventos de estiagem, uma vez que o clima é mais estacional ao longo da transição (Davidson et al., 2012). Assim, partimos da hipótese de que as florestas ombrófilas (localizadas na porção norte do estado, no bioma Amazônia) apresentassem maiores

mudanças negativas em sua estrutura (maior mortalidade, menor recrutamento e crescimento) que as florestas estacionais da transição Cerrado-Amazônia (leste mato-grossense).

Material e métodos

Para a realização deste trabalho avaliamos seis florestas no Estado de Mato Grosso: duas florestas ombrófilas do bioma Amazônia (Código RAINFOR: ALF-01 e ALF-02; Código adotado no presente estudo: OMB-01 e OMB-02), na região norte do estado; duas florestas estacionais perenifólias (Código RAINFOR: FLO-01 e TAN-04; presente estudo: PER-01 e PER-02) e duas florestas estacionais semidecíduais (Código RAINFOR: VCR-01 e VCR-02; presente estudo: SEM-01 e SEM-02) distribuídas ao longo da zona de transição Cerrado-Amazônia, na região leste do estado (Figura 1). Os dados estão inseridos na Rede Amazônica de Inventários Florestais (RAINFOR, forestplots.net), que representa os esforços combinados de monitoramentos ecológicos de longo prazo de diversas instituições em todo o mundo (Phillips et al. 2008). As florestas inventariadas neste estudo apresentam, de acordo com a classificação de Köppen, os tipos climáticos Am ao norte e Aw na porção leste (Kottek et al., 2006). A precipitação anual varia entre as áreas amostradas e segue gradiente climático, no qual a precipitação diminui e o clima torna-se mais estacional em direção à zona de transição (Tabela 1).

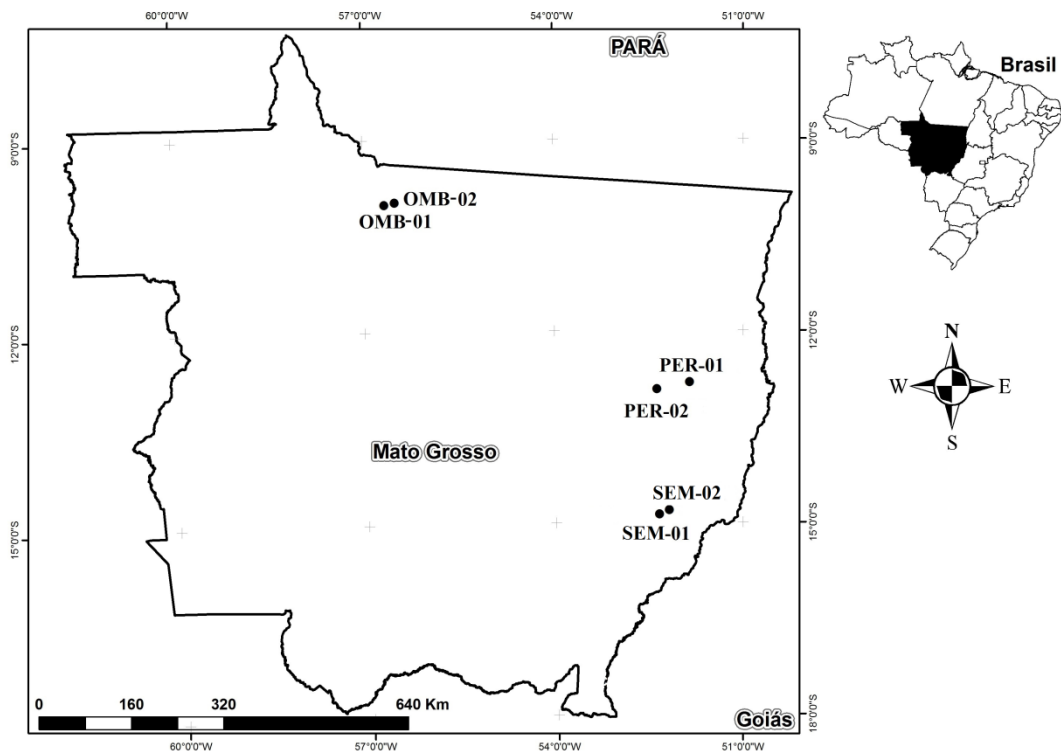


Figura 1. Localização geográfica das florestas estudadas nas porções norte e leste de Mato Grosso, Brasil. OMB= florestas ombrófilas, PER= florestas estacionais perenifólias e SEM= florestas estacionais semidecíduais.

Tabela 1. Localização geográfica, fitofisionomia e precipitação média anual das florestas estudadas nas porções norte e leste de Mato Grosso, Brasil. OMB= florestas ombrófilas, PER= florestas estacionais perenifólias e SEM= florestas estacionais semidecíduais.

Código das Florestas	Localização		Fitofisionomia	Precipitação (mm)
	Municípios	Lat. (S) Long. (W)		
OMB-01	Alta Floresta	9°59' 55°93'	Floresta ombrófila aberta	~2.300 mm*
OMB-02	Alta Floresta	9°57' 55°91'	Floresta ombrófila aberta	~2.300 mm*
PER-01	Ribeirão Cascalheira	2°48' 51°51'	Floresta est. perenifólia	~1.740 mm**
PER-02	Querência	2°48' 52°22'	Floresta est. perenifólia	~1.740 mm**
SEM-01	Nova Xavantina	4°50' 52°08'	Floresta est. semidecidual	~1.500 mm***
SEM-02	Nova Xavantina	4°49' 52°06'	Floresta est. semidecidual	~1.500 mm***

Fontes: <http://www.icea.gov.br/> (2013)*; Balch et al. (2008)**; Marimon et al. (2010)***

Os três grupos de florestas apresentam composição florística própria e distinta (Ivanauskas et al., 2008). Uma vez que as florestas ombrófilas apresentam precipitação acentuada e bem distribuída durante o ano com período seco breve ou ausente (Veloso et al., 1991). As florestas estacionais perenifólias, apesar do longo período de estiagem, não passam por estresse hídrico, pois as raízes de suas árvores penetram e absorvem água em grandes profundidades (Nepstad et al., 1994). Já as florestas estacionais semidecíduais, devido ao clima estacional, apresentam semideciduidade da cobertura foliar, com repouso fisiológico e queda parcial da folhagem (Veloso et al., 1991).

Para a realização do levantamento florístico e da descrição estrutural da vegetação demarcamos 25 parcelas de 20 × 20 m (1 ha) em cada floresta, com exceção da floresta monodominante de *Brosimum rubescens* Taub. (SEM-01; Tabela 1), em que demarcamos 16 parcelas de 20 × 20 m (0,64 ha) (Marimon et al., 2001a). Identificamos, etiquetamos e medimos o diâmetro e a altura de todos os indivíduos lenhosos vivos e mortos com diâmetro à altura do peito (DAP) ≥ 10 cm a 1,30 m do solo nos anos de 2008 e 2013, e usamos dados de percentagem dos indivíduos mortos em pé com copa quebrada (S.M.A. Reis, em preparo).

Para identificar as espécies coletamos amostras de material botânico e incluímos o material fértil no acervo do Herbário NX da Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT), *Campus* de Nova Xavantina. Identificamos as espécies por consultas a especialistas e por comparações nos Herbários NX, UB (Universidade de Brasília) e HERBAM (Herbário da Amazônia Meridional de Alta Floresta-MT). Determinamos a classificação das famílias com base no sistema APG III (2009) e conferimos os nomes das espécies na Lista de Espécies da Flora do Brasil (<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2013>).

Para cada floresta nós calculamos, a partir dos números de indivíduos amostrados em 2008 e em 2013, as taxas anuais médias de mortalidade ($M = \{1 - [(N_0 - N_m) / N_0]^{1/t}\} \times 100$), recrutamento ($R = [1 - (1 - N_r / N_t)^{1/t}] \times 100$) (Sheil et al., 1995, 2000) e *turnover* ou reposição

(média das taxas de mortalidade e recrutamento), de acordo com Oliveira-Filho et al., (1997). Desta forma, quanto maior as taxas de mortalidade e recrutamento, maiores as taxas de *turnover*. Calculamos os tempos de meia-vida ($T_{1/2} = \ln(1/2) / \ln[(N_0 - N_m) / N_0]^{1/t}$) e de duplicação ($T_2 = \ln(2) / \ln[(N_0 + N_r) / N_0]^{1/t}$) de acordo com Swaine e Lieberman (1987) para cada floresta, em número de indivíduos e em área basal. Calculamos também o incremento periódico anual (IPA) em diâmetro a partir da diferença do DAP do segundo e do primeiro inventário dividido pelo período estudado, em anos (Encinas et al., 2005). Neste caso, tal como proposto pelo referido autor, o IPA expressa o crescimento anual pela média do crescimento em um determinado período. Também calculamos as taxas anuais médias de perda ($P = \{1 - [(AB_0 - AB_m - AB_d) / AB_0]^{1/t}\} \times 100$) e de ganho em área basal ($G = \{1 - [1 - (AB_r + AB_g) / AB_t]^{1/t}\} \times 100$) (Guimarães et al., 2008).

Calculamos também as taxas anuais médias de mortalidade, recrutamento, perda e ganho em área basal e IPA para as principais espécies em VI (valor de importância) com $n \geq 10$ e para as classes diamétricas em cada floresta. Para corrigir o viés relacionado à variação de intervalos entre amostragens, aplicamos em todas as fórmulas o fator de correção proposto por Lewis et al. (2004), $\lambda_{corr} = \lambda \times t^{0,08}$, onde: λ é a taxa e t é a amplitude do intervalo em anos. Isso possibilita comparações entre intervalos distintos, pois estimativas das taxas podem diminuir com o aumento do intervalo entre amostragens.

Antes da realização das análises verificamos a homogeneidade das variâncias e a distribuição dos dados mediante os testes de Levene e Shapiro-Wilk (Zar, 2010), respectivamente. Calculados os parâmetros de dinâmica para as parcelas de cada floresta e efetuadas comparações entre as florestas pela Análise de Variância unifatorial (ANOVA) com o teste F de Welch para variâncias desiguais, seguida pelo teste *a posteriori* de Tukey (Zar, 2010). Para estas análises utilizamos o programa BioEstat 5.0 (Ayres et al., 2007).

Para as análises que comparam os parâmetros de dinâmica entre as seis florestas nós excluímos a espécie monodominante da floresta SEM-01 (*Brosimum rubescens* Taub.). Uma vez que esta espécie possui mais de 70% do número de indivíduos e da área basal da comunidade (Marimon et al., 2001a), o que superestima os dados desta floresta. Para as demais análises a espécie dominante foi considerada.

Comparamos o número de indivíduos entre os dois inventários mediante o teste *t* para amostras dependentes (Zar, 2010). As taxas de mortalidade e recrutamento (número de indivíduos) e a taxa de ganho em área basal das lianas ($DAP \geq 10$ cm) e das árvores em cada floresta foram comparadas mediante o teste *t* independente (paramétrico) ou o teste *U* de Mann-Whitney (não-paramétrico), quando os pressupostos não foram atingidos (Zar, 2010). Realizamos essas análises no programa PAST versão 2.16 (Hammer et al., 2001).

Calculamos os intervalos de classes para a confecção dos histogramas de distribuição de frequências em diâmetro de acordo com a fórmula proposta por Spiegel (1976). Para todas as classes de diâmetro elaboramos distribuições de indivíduos e de área basal e calculamos os valores absolutos e as taxas anuais médias de mortalidade, recrutamento e de perda e ganho em área basal. Para comparar a frequência de indivíduos nas classes de diâmetro entre os dois levantamentos, na mesma floresta, utilizamos o teste de Kolmogorov-Smirnov (KS) (Siegel e Castellan-Júnior, 1988). Para verificar se as taxas de mortalidade, de recrutamento, de perda e de ganho em área basal (variáveis respostas) eram influenciadas pelo tamanho dos indivíduos em relação às classes diamétricas (variável preditora), aplicamos uma análise de regressão linear simples (Zar, 2010). Para realização dessas análises utilizamos o programa BioEstat 5.0 (Ayres et al., 2007). Em todas as análises o nível de significância adotado foi de 5%.

Resultados

Comunidades

Número de indivíduos

Registramos redução significativa no número de indivíduos entre os anos de 2008 e 2013 (Figura 2) nas duas florestas semideciduais, SEM-01 ($t = 3,05$, $p < 0,01$) e SEM-02 ($t = 7,39$, $p < 0,01$) (Figura 2). Também observamos que essas florestas apresentaram maior percentagem de indivíduos mortos com a copa quebrada (41 e 58%, respectivamente), as demais florestas apresentaram entre 32% (estacionais perenifólias) e 23% (ombrófilas). Apesar do elevado número de indivíduos mortos entre os anos de 2008 e 2013 na PER-02 ($n = 107$), o que resultou em taxa de mortalidade de 4,06% (Tabela 2), o elevado número de recrutadas (81) fez com que as densidades não diferissem entre 2008 e 2013 (Figura 2 e Tabela 2).

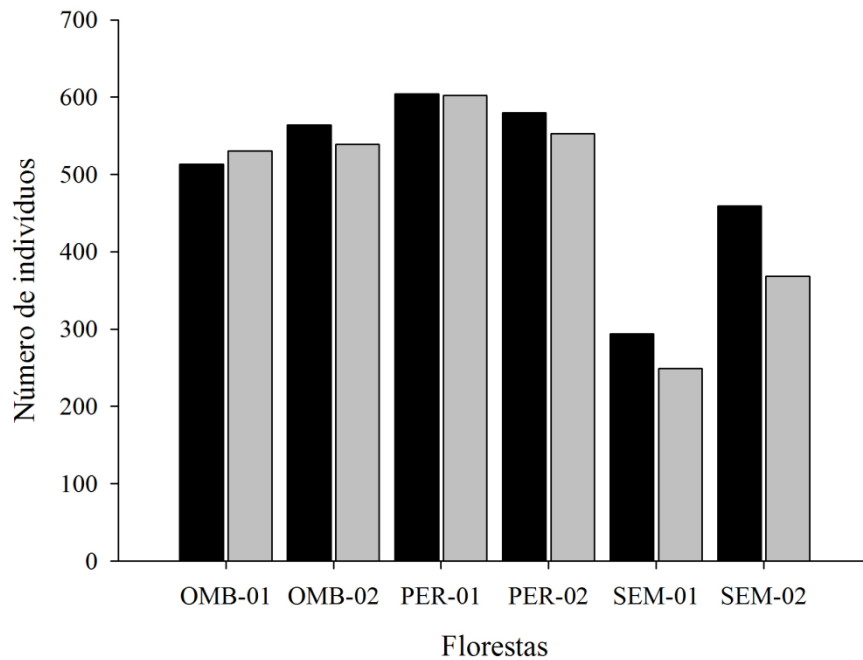


Figura 2. Número de indivíduos lenhosos nas florestas estudadas em 2008 (■) e 2013 (▒), Mato Grosso, Brasil. OMB= florestas ombrófilas, PER= florestas estacionais perenifólias e SEM= florestas estacionais semidecíduais.

Tabela 2. Parâmetros médios de dinâmica da comunidade lenhosa em seis florestas entre os anos 2008 e 2013, Mato Grosso, Brasil. F = ANOVA com teste F de Welch; *= $p < 0,05$ e **= $p < 0,01$. Médias seguidas de letras iguais não diferem significativamente entre si. OMB= florestas ombrófilas, PER= florestas estacionais perenifólias e SEM= florestas estacionais semidecíduais.

Parâmetros	OMB-01	OMB-02	PER-01	PER-02	SEM-01	SEM-02	F
	Número de indivíduos						
Taxa de mortalidade (% ano ⁻¹)	1,59 ^c	2,53 ^c	3,57 ^b	4,06 ^b	8,86 ^a	7,52 ^a	17,42**
Taxa de recrutamento (% ano ⁻¹)	2,32 ^a	2,24 ^a	3,17 ^b	3,15 ^b	2,11 ^a	2,22 ^a	15,46**
Taxa de <i>turnover</i> (% ano ⁻¹)	1,95 ^c	2,38 ^c	3,32 ^b	3,61 ^b	5,49 ^a	5,12 ^a	11,01**
Tempo de meia-vida (anos)	45,78 ^a	32,44 ^a	24,12 ^b	19,26 ^b	8,49 ^c	11,52 ^c	16,04**
Tempo de duplicação (anos)	40,83 ^a	45,53 ^a	32,85 ^b	31,06 ^b	47,74 ^a	45,02 ^a	6,87*
Número de mortos	34	53	79	107	36	133	-
Número de recritas	53	51	77	81	6	42	-
	Área Basal (m ² .ha ⁻¹)						
Taxa anual de perda (% ano ⁻¹)	1,65 ^c	2,19 ^c	3,53 ^b	3,82 ^b	7,14 ^a	6,18 ^a	6,38*
Taxa anual de ganho (% ano ⁻¹)	0,64 ^b	0,65 ^b	1,57 ^a	1,33 ^a	0,58 ^b	0,71 ^b	20,15**
Tempo de meia-vida (anos)	44,17 ^a	39,58 ^a	27,54 ^b	25,05 ^b	10,76 ^c	14,12 ^c	9,15**
Tempo de duplicação (anos)	168,83 ^a	194,34 ^a	99,69 ^b	97,27 ^b	187,74 ^a	150,99 ^a	5,71*
Incremento periódico anual (cm)	0,41 ^a	0,38 ^a	0,43 ^a	0,40 ^a	0,02 ^c	0,20 ^b	10,75**
AB Total 2008	21,71	26,74	18,43	19,13	17,09#	16,44	-
AB Total 2013	22,48	23,57	18,82	18,66	17,05#	13,76	-

com *Brosimum rubescens* Taub.

Para a taxa anual média de mortalidade, *turnover* e tempo de meia-vida observamos gradiente latitudinal entre os três tipos florestais, as quais diferiram estatisticamente (Tabela 2 e Figura 3). As florestas ombrófilas apresentaram as menores taxas de mortalidade e *turnover*, seguidas pelas florestas perenifólias e pelas florestas semidecíduais, que apresentaram os maiores valores (Tabela 2 e Figura 3). Para o tempo de meia-vida, as florestas semidecíduais levariam menor tempo para reduzir pela metade os indivíduos da comunidade (entre 8,49 a 11,52 anos) em relação às demais florestas (19,26 a 45,78 anos) (Tabela 2 e Figura 3).

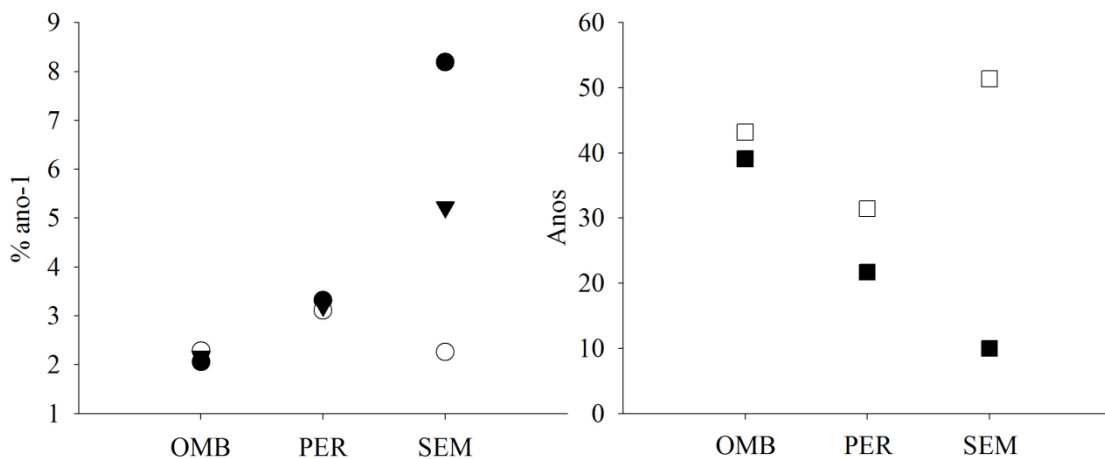


Figura 3. Taxas anuais médias de Mortalidade (●), Recrutamento (○) e *Turnover* (▼), tempo de Meia-vida (■) e Duplicação (□) do número de indivíduos em relação à média de florestas. OMB= florestas ombrófilas, PER= florestas estacionais perenifólias e SEM= florestas estacionais semidecíduais.

O elevado número de recrutas registrados nas florestas perenifólias contribuiu para que elas apresentassem as maiores taxas de recrutamento, com diferenças nas demais. Entretanto, as demais florestas não diferiram entre si (Tabela 2), sem evidenciar gradiente latitudinal de recrutamento entre os três tipos florestais (Figura 3). Também observamos maior tempo de duplicação nas florestas ombrófilas e semidecíduais, diferente das florestas perenifólias, que apresentaram os menores valores (Tabela 2). Neste caso, não observamos gradiente latitudinal dos valores do tempo de duplicação entre os tipos florestais (Figura 3). A taxa de mortalidade e o tempo de duplicação foram superiores ao recrutamento e tempo de meia-vida em todas as áreas amostradas, exceto para OMB-01 (Tabela 2).

Área basal

Os valores da taxa de perda em área basal e tempo de meia-vida também formaram gradiente latitudinal entre os três tipos florestais amostrados (Tabela 2; Figura 4). As florestas

semidecíduais apresentaram as maiores taxas de perda em área basal, seguidas pelas perenifólias e as ombrófilas, que apresentaram menores valores (Tabela 2; Figura 4). Por outro lado, para o tempo de meia-vida as florestas semidecíduais apresentaram os menores valores, seguidas pelas perenifólias e as ombrófilas (Tabela 2; Figura 4).

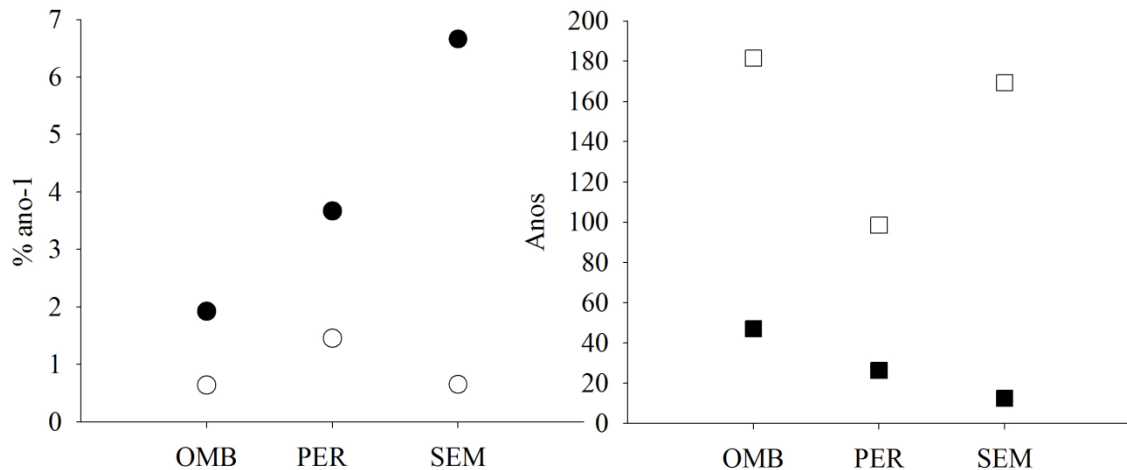


Figura 4. Taxas anuais médias de Perda (●); Ganho (○); tempo de Meia-vida (■) e Duplicação (□) da área basal em relação à média de florestas. OMB= florestas ombrófilas, PER= florestas estacionais perenifólias e SEM= florestas estacionais semidecíduais.

Não ficou evidente gradiente latitudinal de ganho em área basal e tempo de duplicação entre as florestas estudadas, pois os maiores valores de taxa de ganho em área basal e menores tempos de duplicação foram registrados para as perenifólias, com diferenças nas demais florestas, as quais foram similares entre si (Tabela 2; Figura 4). Em todas as florestas a taxa anual média de perda e tempo de duplicação em área basal foi superior à taxa anual média de ganho em área basal e tempo de meia-vida (Tabela 2). O incremento periódico anual (IPA) das florestas ombrófilas e perenifólias variou entre 0,38 e 0,43 cm, diferindo das florestas semidecíduais (0,02 a 0,20 cm) (Tabela 2).

Principais espécies

Para as florestas ombrófilas, quatro espécies apresentaram desbalanceamento em favor da mortalidade e perda em área basal (*Celtis schippii*, *Trichilia quadrijuga*, *Iriartea deltoidea* e *Pseudolmedia macrophylla*) e três espécies em favor do recrutamento e ganho em área basal (*Protium sagotianum*, *Cheiloclinium cognatum* e *Theobroma speciosum*) (Tabela 3). A espécie *Tetragastris altissima* teve o maior crescimento entre 2008 e 2013 nas florestas ombrófilas (Tabela 3).

Tabela 3. Parâmetros de dinâmica das 10 espécies de maior valor de importância (VI) com $n \geq 10$ em florestas inventariadas em 2008 e 2013, Mato Grosso, Brasil. M = taxa de mortalidade (% ano⁻¹), R = taxa de recrutamento (% ano⁻¹), P = taxa de perda em área basal (% ano⁻¹); G = taxa de ganho em área basal (% ano⁻¹) e IPA= incremento periódico anual (cm). Espécies em ordem decrescente de IPA. OMB= florestas ombrófilas, PER= florestas estacionais perenifólias e SEM= florestas estacionais semidecíduais.

Florestas e Espécies	Famílias	M	R	P	G	IPA
OMB-01						
<i>Tetragastris altissima</i> (Aubl.) Swart	Burseraceae	1,51	0,96	1,76	0,24	0,09
<i>Protium sagotianum</i> Marchand	Burseraceae	0,96	3,59	0,48	1,29	0,01
<i>Celtis schippii</i> Standl.	Ulmaceae	4,96	1,37	6,16	0,34	0,01
<i>Pseudolmedia laevis</i> (Ruiz and Pav.) J.F.Macbr.	Moraceae	0,00	1,67	0,00	0,56	0,01
<i>Protium tenuifolium</i> (Engl.) Engl.	Burseraceae	1,46	0,00	0,98	0,08	0,01
<i>Cheilochlinium cognatum</i> (Miers) A.C.Sm.	Celastraceae	1,37	4,96	5,09	1,59	0,01
<i>Theobroma speciosum</i> Willd. ex Spreng.	Malvaceae	0,00	4,63	0,00	0,89	0,00
<i>Pseudolmedia laevigata</i> Trécul	Moraceae	1,81	1,81	3,13	0,48	0,00
<i>Trichilia quadrijuga</i> Kunth	Meliaceae	3,84	2,65	4,35	1,44	0,00
OMB-02						
<i>Tetragastris altissima</i> (Aubl.) Swart	Burseraceae	1,73	2,09	4,00	0,61	0,10
<i>Iriartea deltoidea</i> Ruiz and Pav.	Arecaceae	4,51	2,44	3,50	0,90	0,04
<i>Cheilochlinium cognatum</i> (Miers) A.C.Sm.	Celastraceae	1,16	1,72	1,05	1,14	0,01
<i>Rinoreaocarpus ulei</i> (Melch.) Ducke	Violaceae	1,22	1,22	1,18	0,81	0,01
<i>Celtis schippii</i> Standl.	Ulmaceae	0,00	2,65	0,00	1,09	0,01
<i>Theobroma speciosum</i> Willd. ex Spreng.	Malvaceae	1,29	1,29	2,22	1,02	0,00
<i>Pseudolmedia macrophylla</i> Trécul	Moraceae	3,21	0,00	6,00	0,05	0,00
<i>Protium sagotianum</i> Marchand	Burseraceae	4,07	4,07	2,97	2,20	0,00
PER-01						
<i>Miconia pyrifolia</i> Naudin	Melastomataceae	2,50	4,96	2,76	2,78	0,05
<i>Aspidosperma discolor</i> A. DC.	Apocynaceae	0,00	1,01	0,00	0,18	0,04
<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.	Rubiaceae	4,61	1,10	4,57	0,75	0,02
<i>Sloanea sinemariensis</i> Aubl.	Elaeocarpaceae	2,96	2,07	3,48	0,85	0,02
<i>Xylopia amazonica</i> R.E.Fr.	Annonaceae	3,55	0,00	3,31	0,07	0,02
<i>Sacoglottis guianensis</i> Benth.	Humiriaceae	4,45	1,81	3,56	0,30	0,01
<i>Micropholis venulosa</i> (Mart. and Eichler) Pierre	Sapotaceae	3,46	2,81	4,37	0,78	0,01
<i>Nectandra cuspidata</i> Nees and Mart.	Lauraceae	3,50	2,50	3,42	1,31	0,01
<i>Cheilochlinium cognatum</i> (Miers) A.C.Sm.	Celastraceae	2,26	4,07	2,15	3,26	0,00
PER-02						
<i>Miconia pyrifolia</i> Naudin	Melastomataceae	4,60	4,02	3,64	2,33	0,07
<i>Ocotea guianensis</i> Aubl.	Lauraceae	4,07	2,65	5,38	1,25	0,06
<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	Sapindaceae	5,02	1,07	6,17	0,39	0,02
<i>Trattinnickia glaziovii</i> Swart	Burseraceae	2,22	1,51	1,47	0,13	0,02
<i>Xylopia amazonica</i> R.E.Fr.	Annonaceae	6,11	3,74	6,92	1,10	0,02
<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.	Rubiaceae	2,92	1,22	2,71	0,61	0,01
<i>Miconia cuspidata</i> Naudin	Melastomataceae	12,45	12,45	13,68	9,55	0,01
<i>Protium pilosissimum</i> Engl.	Burseraceae	4,07	9,32	3,77	6,83	0,01
<i>Chaetocarpus echinocarpus</i> (Baill.) Ducke	Euphorbiaceae	0,00	3,21	0,00	2,07	0,00

Florestas e Espécies	Famílias	M	R	P	G	IPA
SEM-01						
<i>Brosimum rubescens</i> Taub.	Moraceae	0,37	0,00	0,24	0,02	0,18
<i>Tetragastris altissima</i> (Aubl.) Swart	Burseraceae	1,37	0,00	3,50	0,03	0,01
<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.	Rubiaceae	13,91	1,74	15,13	0,86	0,00
<i>Cheiloclinium cognatum</i> (Miers) A.C.Sm.	Celastraceae	5,36	3,74	7,81	2,85	0,00
SEM-02						
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Fabaceae	1,81	0,00	1,15	0,05	0,05
<i>Mabea fistulifera</i> Mart.	Euphorbiaceae	2,15	9,90	3,12	5,90	0,04
<i>Ephedranthus parviflorus</i> S.Moore	Annonaceae	2,46	0,86	2,15	0,32	0,02
<i>Brosimum rubescens</i> Taub.	Moraceae	1,46	2,81	2,41	0,92	0,02
<i>Chaetocarpus echinocarpus</i> (Baill.) Ducke	Euphorbiaceae	0,56	0,00	0,16	0,01	0,01
<i>Tetragastris altissima</i> (Aubl.) Swart	Burseraceae	4,96	2,65	8,45	0,61	0,01
<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.	Rubiaceae	11,90	1,05	11,45	0,39	0,00
<i>Cheiloclinium cognatum</i> (Miers) A.C.Sm.	Celastraceae	4,85	1,19	5,63	0,72	0,00

Nas florestas perenifólias, com exceção de *Miconia pyrifolia*, *Cheiloclinium cognatum*, *Protium pilosissimum* e *Chaetocarpus echinocarpus*, que apresentaram mudanças positivas em relação à taxa de recrutamento e taxa de ganho em área basal, as espécies apresentaram mudanças negativas no período estudado (Tabela 3). Os maiores valores de IPA foram observados para *Miconia pyrifolia* e *Ocotea guianensis* (Tabela 3).

Para as florestas estacionais semidecíduais, na SEM-01 em que a maioria dos indivíduos esteve concentrada em poucas espécies, todas apresentaram mudanças negativas entre os inventários e na SEM-02, com exceção de *Mabea fistulifera* e *Brosimum rubescens*, que apresentaram mudanças positivas tanto em número de indivíduos quanto em área basal, as espécies avaliadas apresentaram mudanças negativas, destaca-se *Amaioua guianensis* com as maiores taxas de mortalidade e perda em área basal (Tabela 3). Os maiores valores de IPA registramos para *Brosimum rubescens* na SEM-01 e *Hymenaea courbaril* e *Mabea fistulifera* na SEM-02 (Tabela 3).

Nas florestas em que *Tetragastris altissima* e *Amaioua guianensis* foram registradas, essas espécies apresentaram taxas de mortalidade maiores que a de recrutamento e valor de ganho em área basal reduzido (Tabela 3). Algumas espécies, como *Brosimum rubescens*, *Chaetocarpus echinocarpus* e *Cheiloclinium cognatum* apresentaram padrões diferenciados nas florestas onde ocorreram, com elevado valor de taxa de mortalidade registrado em uma floresta e elevada taxa de recrutamento em outra (Tabela 3). Em geral, *Protium sagotianum*, *Cheiloclinium cognatum*, *Miconia cuspidata*, *Theobroma speciosum* e *Mabea fistulifera* apresentaram as maiores mudanças positivas durante o período de estudo (Tabela 3). Em consequência do maior incremento e menor decremento em área basal de seus indivíduos sobreviventes entre os dois censos, *Tetragastris altissima* (nas florestas ombrófilas), *Miconia*

pyrifolia (nas perenifólias), *Brosimum rubescens* e *Hymenaea courbaril* (nas florestas semidecíduais) apresentaram os maiores valores de IPA dentre as espécies avaliadas (Tabela 3).

Árvores vs. lianas

A taxa anual média de mortalidade (baseada no número de indivíduos) registrada para as lianas na floresta SEM-02 (12,26%) superou o valor registrado para as árvores, que foi de 7,52% ($Z = 2,14$, $p < 0,05$) (Tabela 2 e Figura 5). Nas demais florestas, as taxas de mortalidade de espécies de lianas e árvores não diferiram (Figura 5).

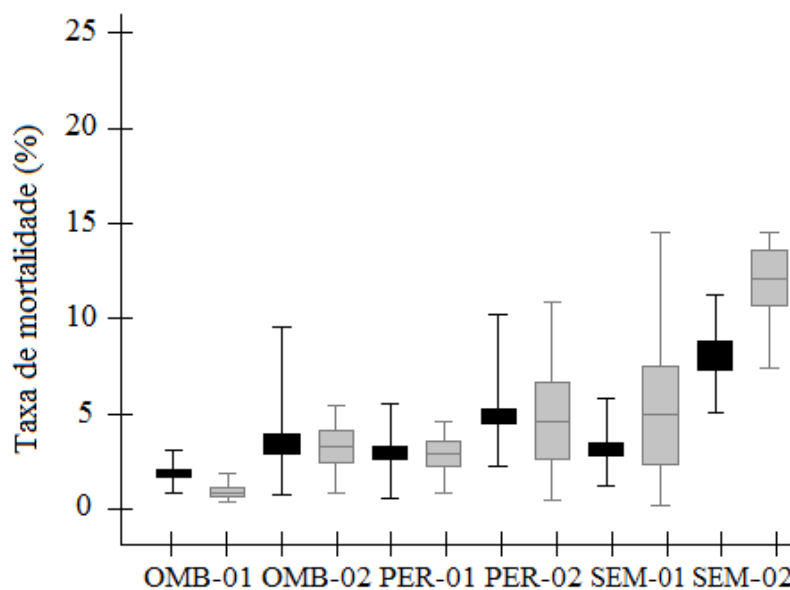


Figura 5. Taxa anual média de mortalidade de espécies de árvores (■) e lianas (▒). OMB= florestas ombrófilas, PER= florestas estacionais perenifólias e SEM= florestas estacionais semidecíduais.

As taxas de recrutamento das lianas (9,83%) diferiram das registradas para as árvores nas florestas PER-01 (9,83 e 3,17%, lianas e árvores, respectivamente; $Z = 3,75$, $p < 0,05$), SEM-01 (17,03 e 0,56%, $Z = 3,41$, $p < 0,05$) e SEM-02 (14,72 e 2,22%, $Z = 3,37$, $p < 0,05$) (Figura 6). As taxas de recrutamento das lianas nas demais florestas variaram entre 3,35 e 4,63% e não diferiram das árvores, que oscilaram de 2,24 a 3,15% (Tabela 2 e Figura 6).

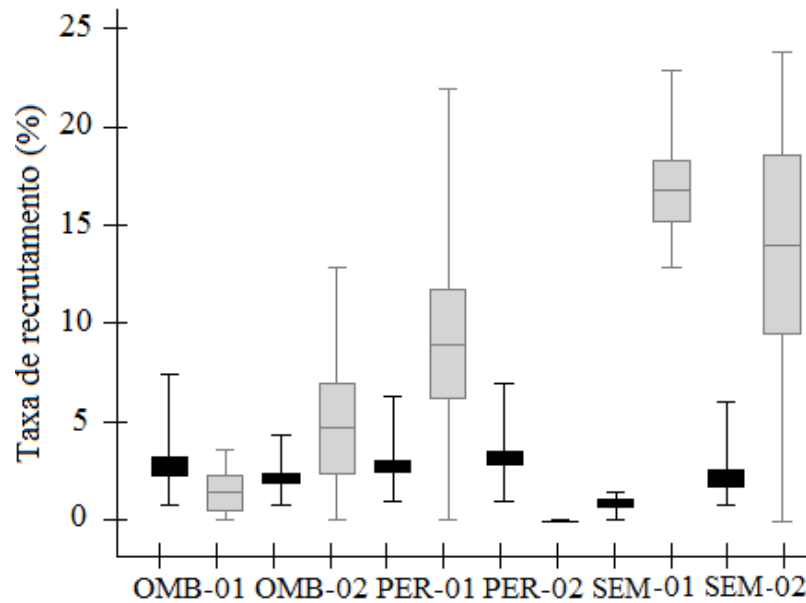


Figura 6. Taxa anual média de recrutamento de espécies de árvores (■) e lianas (■). OMB= florestas ombrófilas, PER= florestas estacionais perenifólias e SEM= florestas estacionais semidecíduais.

A taxa de ganho em área basal das lianas superou a das árvores apenas nas florestas PER-01 ($Z = 2,45$, $p < 0,05$), SEM-01 ($Z = 2,36$, $p < 0,05$) e SEM-02 ($Z = 2,86$, $p < 0,05$) (Tabela 2 e Figura 7). Nas outras florestas a taxa de ganho em área basal de árvores e lianas não foi diferente (Tabela 2 e Figura 7).

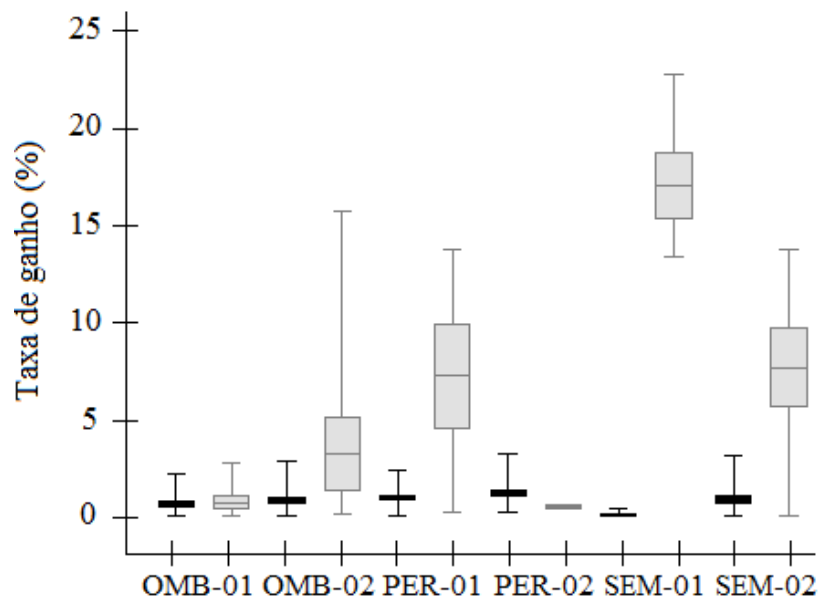


Figura 7. Taxa anual média de ganho em área basal de espécies de árvores (■) e lianas (■). OMB= florestas ombrófilas, PER= florestas estacionais perenifólias e SEM= florestas estacionais semidecíduais.

Classes de diâmetros

As distribuições de indivíduos entre as classes diamétricas de cada floresta não diferiram entre os anos de 2008 e 2013 (Figura 8). A forma de J-reverso, caracterizada pela concentração da maioria dos indivíduos na menor classe com queda acentuada nas subsequentes, foi registrada para OMB-01, PER-01 e PER-02 (Figura 8). As florestas OMB-02 e SEM-02 apresentaram tendência para o J-reverso e apenas SEM-01 apresentou frequência de indivíduos mais alta nas maiores e menores classes (Figura 8).

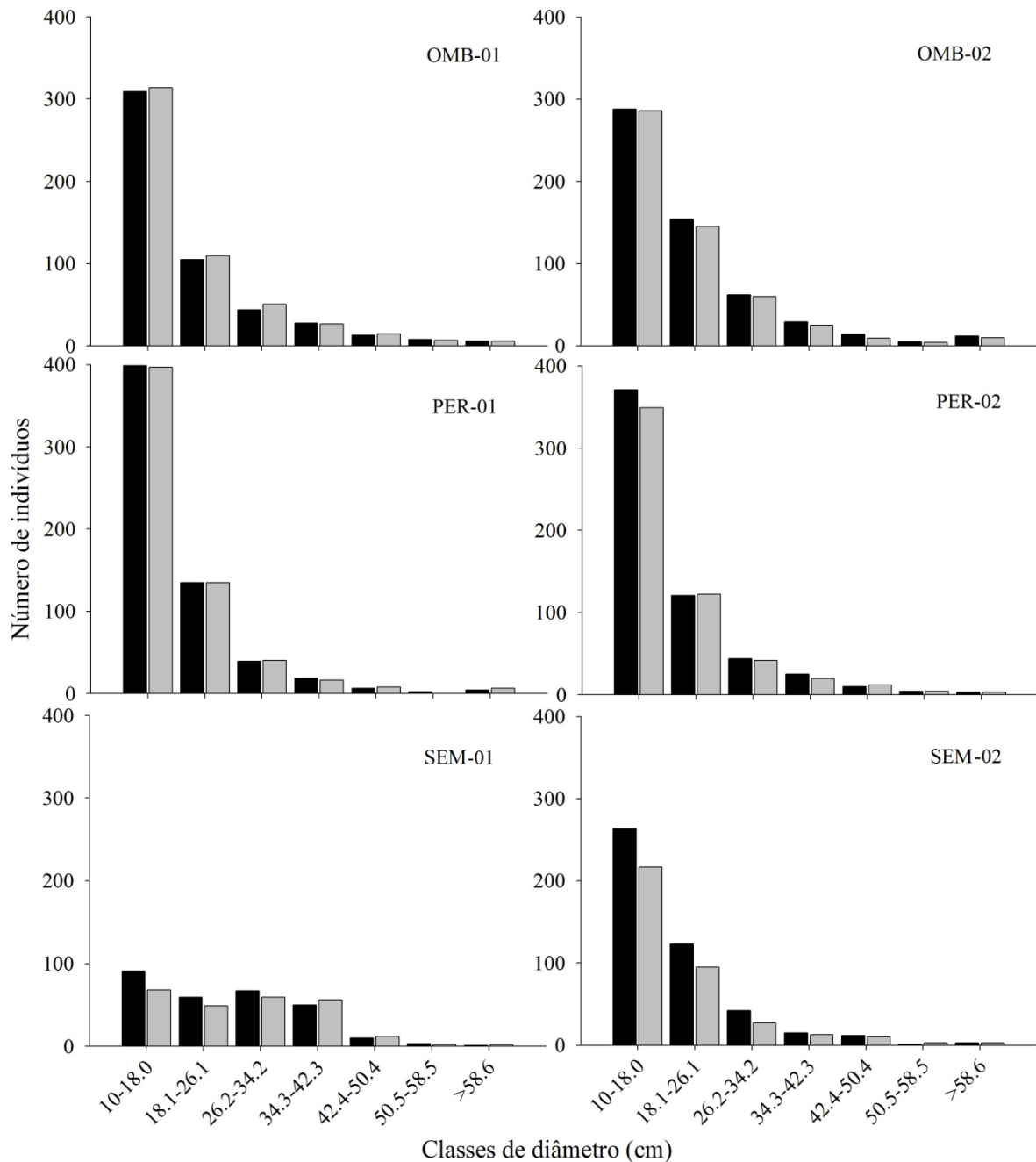


Figura 8. Distribuição dos indivíduos lenhosos em classes de diâmetros em seis florestas em 2008 = ■ e 2013 = ■, Mato Grosso, Brasil. OMB= florestas ombrófilas, PER= florestas estacionais perenifólias e SEM= florestas estacionais semideciduais.

A taxa anual média de mortalidade foi maior nos indivíduos de menor classe diamétrica nas florestas PER-02 ($R^2 = 0,868$, $p = 0,002$), SEM-01 ($R^2 = 0,644$, $p = 0,03$) e SEM-02 ($R^2 = 0,759$, $p = 0,01$) (Figura 9). As florestas ombrófilas apresentaram maiores taxas anuais médias de mortalidade na última classe diamétrica ($> 58,6$ cm) e PER-01 não apresentou relação significativa, em que ocorreu tanto nas primeiras classes quanto nas intermediárias (Figura 9). Não houve relação entre as taxas de recrutamento de indivíduos e as classes diamétricas nas seis florestas, porém a maior concentração de indivíduos recrutados foi sempre registrada na primeira classe (Figura 9).

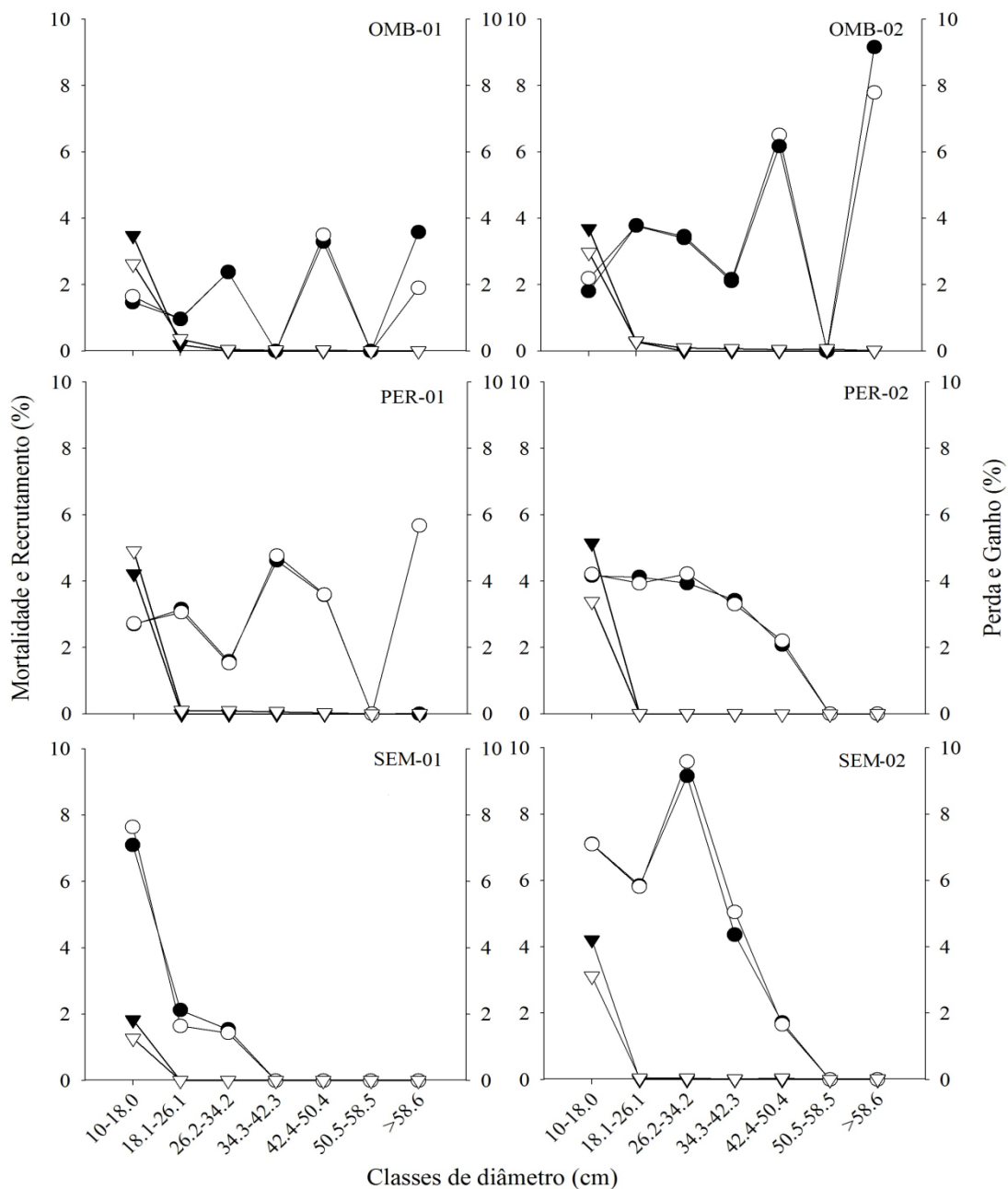


Figura 9. Mudanças estruturais da comunidade lenhosa entre os anos de 2008 e 2013 por classes de diâmetros em seis florestas, Mato Grosso, Brasil. Taxa anual média de mortalidade (●) e recrutamento (▼); taxa anual média de perda (○) e ganho em área basal (▽). OMB= florestas ombrófilas, PER= florestas estacionais perenifólias e SEM= florestas estacionais semidecíduais.

O padrão apresentado para a distribuição da taxa de perda em área basal foi similar àquele observado para o número de indivíduos, em que os indivíduos de menor porte apresentaram maiores taxas somente nas florestas PER-02 ($R^2 = 0,856$, $p = 0,002$), SEM-01 ($R^2 = 0,584$, $p = 0,04$), e SEM-02 ($R^2 = 0,722$, $p = 0,01$) (Figura 9). As florestas ombrófilas também apresentaram altas taxas de perda em área basal nas últimas classes diamétricas (Figura 9). Em todas as florestas, a maior taxa de ganho em área basal foi observada na primeira classe de diâmetro (Figura 9).

Discussão

A redução no número de indivíduos, no ano de 2013 nas florestas estacionais semidecíduais do presente estudo e suas elevadas taxas de mortalidade e conseqüentemente menores tempos de meia vida em relação às demais florestas avaliadas, provavelmente podem estar ligados aos efeitos negativos da seca de 2010 (Laurance et al., 1998; Lewis et al., 2011). Estudos anteriores realizados em florestas estacionais semidecíduais da transição Cerrado-Amazônia encontraram menores valores para as taxas de mortalidade que o presente estudo (Marimon et al., 2014; Mews et al., 2011). Isso evidencia a influência negativa da seca nas florestas estacionais semidecíduais. Marimon et al. (2014) observaram que estas florestas podem ser bastante sensíveis em situações de estresse hídrico, o que pode levar as taxas de mortalidade a patamares elevados, como as encontradas nas florestas estacionais semidecíduais.

No ano de 2010, fugindo às expectativas, foi registrado período de seca como consequência do evento El Niño (Lewis et al., 2011), a qual foi geograficamente mais extensa do que a seca de 2005 (Marengo et al., 2008). A ocorrência de secas mais longas ou mais intensas é considerada uma das ameaças mais importantes às florestas tropicais (Laurance e Peres, 2006; Lewis, 2006). Neste contexto, as florestas podem se tornar cada vez mais vulneráveis e mostrar aumento na taxa de mortalidade de árvores e declínio na biomassa acima do solo como resposta aos amplificados períodos de seca e estresse por calor (Allen et al., 2010; Phillips et al., 2009, 2010).

Além dos efeitos diretos na mortalidade de indivíduos, eventos de seca normalmente vem acompanhados de fortes ventos que causam a quebra das copas das árvores (Lieberman e Lieberman, 1987). Os ventos são um dos principais fatores que podem ter causado a morte dos indivíduos nas florestas estacionais semidecíduais, uma vez que 41 e 58% (SEM-01 e SEM-02, respectivamente) dos mortos apresentaram copa quebrada. Das seis florestas estudadas, as florestas semidecíduais apresentaram o maior percentual das árvores mortas com copa quebrada, ao contrário das duas florestas ombrófilas que apresentaram as menores

percentagens, em média 23%. Toledo et al. (2011) também indicaram que não só a ocorrência de secas, mas a ação de fortes ventos podem aumentar a mortalidade de árvores, como registrado na Reserva Ducke na Amazônia central, onde 53% das árvores mortas foram relacionados à ação dos ventos. Assim este fator também mostrou ser determinante nos padrões de mortalidade.

O gradiente latitudinal de mortalidade, *turnover* e perda em área basal das florestas estudadas está relacionado, provavelmente, à localização geográfica destas florestas. Em que algumas estão mais distantes da Amazônia (no caso, as estacionais semidecíduais), assim sujeitas a maior estresse hídrico em relação às florestas mais próximas da Amazônia (Balch et al., 2008), como as ombrófilas abertas. As altas taxas de *turnover* (entrada e saída de indivíduos) das florestas semidecíduais e perenifólias, quando comparadas às florestas ombrófilas, confirmam a elevada dinâmica daquelas localizadas na fronteira climática entre o Cerrado e a Amazônia e indicam que as fitofisionomias da zona de transição entre estes dois biomas são intrinsecamente hiperdinâmicas (Marimon et al., 2014). Já as florestas ombrófilas avaliadas no presente estudo apresentaram taxas de mortalidade superiores às registradas em outras florestas da Amazônia (Colpini et al., 2010; Higuchi et al., 2004; Laurance et al., 1998; Lewis et al., 2004), o que indica que estas florestas apresentaram impactos negativos com a seca que atingiu a região em 2010.

As florestas da transição Cerrado-Amazônia (perenifólias e semidecíduais) também apresentaram elevadas taxas de mortalidade quando comparadas com estudos realizados na Amazônia e no Cerrado (Felfili, 1995a; Lopes e Schiavini, 2007; Marimon et al., 2014; Oliveira e Felfili, 2008; Pinto e Hay, 2005). Assim, indica relação negativa com o episódio de seca de 2010. De acordo com Felfili (1995a), taxas de mortalidade próximas a 3,5% ano⁻¹, como as das florestas perenifólias que estudamos, seriam típicos de áreas que passarm por distúrbios. Já taxas superiores a 5%, como observado nas florestas estacionais semidecíduais, são tidas como elevadas para florestas tropicais (Enquist e Enquist, 2011; Paiva et al., 2007; Silva e Araújo, 2009). Esses altos valores mostram que na região das florestas semidecíduais a seca de 2010 pode ter causado efeitos mais severos, especialmente em função dos fortes ventos que causaram grande perda de indivíduos. Neste caso, se as taxas de mortalidade atuais se mantiverem, estas comunidades poderão ter o número de indivíduos reduzido pela metade em um curto prazo (entre 8,49 e 11,52 anos).

Alguns trabalhos também registraram taxas de mortalidade de árvores mais elevadas após eventos de seca severa nas florestas tropicais em regiões de clima estacional (Felfili, 1995a, 1995b; Higuchi et al., 2008; Marimon et al., 2014; Mews et al., 2011; Nepstad et al., 2007). Um estudo recente mostrou que a mortalidade de árvores localizadas na fronteira

climática entre a Amazônia e o Cerrado é especialmente sensível à precipitação (Butt et al., 2013). Phillips et al. (2010) observaram ainda que com os impactos da seca, o solo de florestas tropicais pode ficar com déficit de umidade e permanecer com taxa de mortalidade de árvores elevada até dois anos após o término do evento meteorológico. A mortalidade de árvores após a seca severa desencadeada pelo El Niño de 1997/1998 aumentou em 26% em uma floresta estacional na Indonésia (van Nieuwstadt e Sheil, 2005). A mortalidade também aumentou em florestas estacionais do Panamá (Condit et al., 2004), uma vez que o maior impacto da seca é medido pela mortalidade de árvores e não por processos de crescimento (Phillips et al., 2009).

As florestas perenifólias avaliadas no presente estudo apresentaram maior recrutamento e ganho em área basal provavelmente por estarem geograficamente mais próximas ao bioma Cerrado, quando comparadas às florestas ombrófilas, que estão mais próximas à Amazônia. Neste caso, as florestas perenifólias, que estão na zona de transição e são hiperdinâmicas (Marimon et al., 2014) podem ser favorecidas pela abertura de clareiras e assim apresentar maior taxa de recrutamento e ganho em área basal. Outro fator importante é que nestas florestas foram registrados poucos casos de colapso de árvores (32% de indivíduos mortos apresentaram copa quebrada), provavelmente em função de fortes ventos, tal como foi observado nas florestas estacionais semidecíduais.

As florestas ombrófilas do presente estudo, apesar de estarem mais próximas à área *core* da Amazônia, apresentaram taxas de recrutamento e ganho em área basal similares às florestas estacionais próximas ao Cerrado. Nesse caso, isto pode ter acontecido devido à região de Alta Floresta ter apresentado elevado déficit de água (-200 mm de MCWD) durante a seca de 2010 quando comparada às demais regiões do estado (Lewis et al., 2011). Este evento pode ter prejudicado o surgimento de novos indivíduos e o crescimento em área basal.

Quando comparadas com outros estudos realizados na Amazônia (Colpini et al., 2010; Higuchi et al., 2004; Lewis et al., 2004; Phillips et al., 1994, 2004) e em florestas do Cerrado (Appolinário et al., 2005; Braga e Rezende, 2007; Lopes e Schiavini, 2007; Oliveira e Felfili, 2008), as seis florestas do presente estudo apresentaram taxas de recrutamento superiores. Assim, acreditamos que estas florestas, além de serem hiperdinâmicas (Marimon et al., 2014), podem se recuperar pós-distúrbio e dar continuidade ao ciclo silvigenético (Felfili, 1995b). Nesse sentido, após um período de elevada mortalidade, a queda das árvores mortas proporciona a abertura de clareiras e fornece condições para o surgimento de novos indivíduos, de modo que uma nova fase do ciclo florestal pode ser iniciada (Felfili, 1995b; Mews et al., 2011).

Por outro lado, os valores das taxas de mortalidade e perda em área basal das seis florestas avaliadas no presente estudo foram superiores às de recrutamento e ganho em área basal, o que pode representar quadro de declínio pós-distúrbio apresentado por estas florestas em decorrência dos eventos de seca. O desequilíbrio entre esses parâmetros têm sido associado à reconstrução do ciclo silvigenético das florestas, logo após distúrbios naturais (Appolinário et al., 2005; Higuchi et al., 2008), visto que o clima, além de outros fatores, favorece mudanças na comunidade (Lopes e Schiavini, 2007).

Em geral, os valores do incremento periódico anual (IPA) registrados para as árvores do presente estudo foram superiores aos valores registrados em estudos na Amazônia central (Colpini et al., 2010; Higuchi et al., 2004; Silva et al., 2002) e em florestas de galeria no Brasil Central (Braga e Rezende, 2007; Oliveira e Felfili, 2008). Os elevados valores de IPA, como apresentado pela maioria das florestas que amostramos, estão de acordo com o que foi observado por Oliveira e Felfili (2008), que relacionam as taxas mais elevadas deste parâmetro aos ambientes mais perturbados, como a seca de 2010 que atingiu as florestas do presente estudo.

Nas florestas estudadas, a maioria das espécies de maior valor de importância (VI) apresentou mudanças populacionais negativas (mortalidade maior que recrutamento e/ou perda em área basal maior que ganho). Isso indica instabilidade dessas espécies. Se esse padrão permanecer poderá resultar em mudanças na composição das espécies nessas florestas a médio e/ou longo prazo (Marimon, 2005). Os demais parâmetros avaliados (taxa de recrutamento, ganho em área basal e IPA) para as espécies de maior valor de importância confirmam que as florestas estudadas são hiperdinâmicas e seguem padrão similar ao observado por Marimon et al. (2014) para a vegetação da transição Cerrado-Amazônia. Porém, é esperado observar variação na dinâmica das populações de florestas tropicais e essa variação pode ser um dos mecanismos responsáveis pela coexistência de várias espécies, o que indica que as espécies estruturalmente mais importantes podem se alterar ao longo do tempo (Lieberman, 1996).

Uma explicação para a redução em densidade e área basal registrada para as espécies mais importantes dessas florestas, no período estudado, pode ser a forte seca registrada no ano de 2010, resultante do evento El Niño (Lewis et al., 2011). Neste caso, períodos secos seguidos de um evento de El Niño costumam ser muito severos e diminuir a umidade do solo, o que pode refletir no crescimento e estabelecimento das plantas (Poveda et al., 2001). Como consequência, em longo prazo as mudanças climáticas (clima cada vez mais seco) podem promover a perda de algumas espécies e gêneros que tenham desempenho limitado durante a seca ou pouca habilidade para colonizar o espaço durante períodos de déficit de umidade, de

modo que podem inclusive ser excluídas em condições mais severas (Engelbrecht et al., 2007). A exclusão de espécies resulta em ecossistemas florestais com menor biodiversidade (Butt et al., 2008; Phillips et al., 2009). Assim, monitoramentos de espécies, em longo prazo, são cada vez mais úteis para a compreensão das interações entre as florestas e o clima.

Assim como observado no presente estudo, outras pesquisas também mostram desbalanceamento entre as taxas de mortalidade e recrutamento para as espécies *Amaioua guianensis* e *Brosimum rubescens*, porém houve balanceamento para *Cheiloclinium cognatum* e *Tetragastris altissima* (Marimon, 2005; Mews et al., 2011). As duas primeiras espécies são climáticas exigentes de luz, enquanto as demais são climáticas tolerantes à sombra (Mews et al., 2012b). Nesse caso, independentemente do grupo ecológico, a taxa de crescimento e mortalidade de uma espécie pode estar relacionada às condições ambientais ideais de cada uma, como disponibilidade de luz e água e interações competitivas, bem como a fatores genéticos (Marimon, 2005).

Nossos resultados apontaram *Protium sagotianum*, *C. cognatum*, *Miconia pyrifolia*, *Theobroma speciosum*, *Protium pilosissimum*, *Chaetocarpus echinocarpus* e *Mabea fistulifera* como espécies altamente dinâmicas. Assim, acreditamos que elas possam ser indicadas em iniciativas de restauração e manejo das florestas ombrófilas e estacionais da região. *Tetragastris altissima* também apresentou crescimento relativamente elevado, entretanto apresentou expressiva mortalidade em relação ao recrutamento, assim evidencia a necessidade de estudos posteriores para melhor compreensão de sua dinâmica. Vale ressaltar que todas as espécies sugeridas são zoocóricas (Marimon, 2005; Ribeiro et al., 1999), o que reforça ainda mais a importância delas em planos de restauração ou manejo de florestas.

A taxa de mortalidade de lianas registrada na floresta estacional semidecidual SEM-02 foi superior à taxa de mortalidade das árvores. Os indícios de fortes ventos que ocorreram nesta floresta (58% das árvores mortas em pé apresentaram copa quebrada) podem ter ocasionado a elevada mortalidade das lianas, uma vez que as lianas se desenvolvem sobre as copas e troncos de árvores. Entretanto, em todas as florestas avaliadas, a taxa anual média de ganho em área basal das lianas superou a das árvores, o que constitui mais um indicativo dos distúrbios atingidos por estas florestas no período de estudo. Pesquisas em florestas tropicais têm indicado que as lianas aumentam em diversidade e número de indivíduos em resposta a distúrbios (Schnitzer et al., 2004; Schnitzer e Bongers, 2011; Schnitzer e Carson, 2010). Assim, espera-se que, em futuro próximo, a maior incidência de luz e a formação de clareiras favoreçam a ocupação por lianas (Tabarelli et al., 2012) nas florestas estudadas. Assim, vale ressaltar a importância das lianas em estudos de dinâmica, que dão respostas aos distúrbios muito mais rápidas e evidentes que as árvores.

Outro fato que merece destaque é que as florestas do presente estudo que estão geograficamente mais próximas ao Cerrado (estacionais semidecíduais) apresentaram maior taxa de recrutamento e ganho em área basal das lianas quando comparadas às florestas ombrófilas, mais próximas à Amazônia. Neste caso, as florestas estacionais semidecíduais podem ser favorecidas pela abertura de clareiras causadas pela morte e queda das árvores, assim disponibilizar espaço e luz para o rápido estabelecimento e crescimento das lianas (Wright et al., 2004).

Phillips et al. (2002) observaram aumento na densidade e área basal de lianas em período de duas décadas (1979-1999), ao estudarem florestas da Amazônia. Os referidos autores também observaram que a taxa anual de ganho das lianas superou a das árvores. Neste caso, se o *turnover* das florestas aumentar devido às mudanças climáticas, poderá ocorrer aumento de lianas e espécies dependentes de clareiras, as quais se beneficiariam com a maior frequência de distúrbios e aumento do CO₂ atmosférico, registrado na última década (Phillips e Gentry, 1994).

No inventário de 2013, as florestas estudadas mantiveram o mesmo padrão de distribuição de diâmetros em diferentes intervalos de classe registrado no primeiro inventário. No entanto, estas florestas não devem ser interpretadas como comunidades que não mudam ao longo do tempo, já que a estrutura de uma floresta não é estática (Pinto e Hay, 2005) devido às variações nas condições ambientais ou em resposta aos distúrbios naturais. Em geral, as florestas estudadas apresentaram a maior concentração de indivíduos nas primeiras classes de diâmetro, formando ou tendendo ao padrão J-reverso, normalmente esperado para florestas tropicais maduras (Carvalho e Nascimento, 2009; Scolforo, 1998). Este padrão de distribuição sugere que a comunidade tem grande potencial de autorregeneração, pela representação de muitos indivíduos de pequeno porte (Silva Júnior e Silva, 1988). Entretanto, o padrão apresentado pela floresta SEM-01 deve-se a dominância de uma única espécie na comunidade (Marimon, 2005; Marimon et al., 2001a).

Nas florestas perenifólias e semidecíduais do presente estudo, os maiores valores de mortalidade e perda em área basal foram registrados na primeira classe diamétrica, o que pode ser atribuído à menor habilidade competitiva ou resistência dos indivíduos de menor porte (Braga e Rezende, 2007; Felfili, 1995b). Para Felfili (1995b), a luz é um recurso pelo qual as plantas competem em ambientes florestais e a falta dela pode representar uma das mais importantes causas de mortalidade para os indivíduos de menor diâmetro. Quando a maior mortalidade tende a ocorrer nas menores classes diamétricas, considera-se que a comunidade está em processo de recuperação pós-distúrbio, uma vez que o esperado em florestas maduras é mortalidade independente da classe diamétrica (Swaine et al., 1987).

Por outro lado, as florestas ombrófilas do presente estudo apresentaram as maiores taxas de mortalidade e perda em área basal na última classe diamétrica ($> 58,6\text{cm}$). Em geral, os indivíduos das classes diamétricas maiores apresentam maior atividade fotossintética, pois ocupam posição de dominância no dossel da floresta (Fisher et al., 2010; Hubbell et al., 1999) e assim apresentam elevada demanda evapotranspirativa em períodos de seca. Isso confirma o padrão encontrado em outros estudos, em que as árvores maiores ($\text{DAP} \geq 40\text{ cm}$) são mais vulneráveis a seca (da Costa et al., 2010; Nepstad et al., 2007; Phillips et al., 2009, 2010). No entanto, o fato do maior recrutamento e ganho em área basal também ter sido registrado na primeira classe nas seis florestas confirma a tendência autorregenerativa observada nestas florestas (distribuição em J-reverso), visto que nesta classe ingressaram os indivíduos recrutados no período estudado.

Conclusão

Nossos resultados tornaram claro que a seca ocorrida em 2010 pode ter afetado negativamente diferentes tipos de florestas nativas do estado de Mato Grosso, com maiores impactos às florestas estacionais semidecíduais. Isso contraria a hipótese testada neste estudo. Uma das possíveis explicações para este fenômeno é que a fronteira climática entre o Cerrado e a Amazônia estaria apresentando fenômenos meteorológicos que podem estar contribuindo para a maior mortalidade e menor crescimento das árvores nas florestas estacionais semidecíduais. Em contrapartida, os resultados confirmaram o maior dinamismo das florestas de transição, mais próximas ao Cerrado, o que pode representar, em longo prazo, maior resiliência delas às mudanças climáticas.

Fatores como fortes ventos, queda de árvores e ocupação de lianas, provavelmente desencadeados pelo evento de seca, podem alterar os padrões de dinâmica em longo prazo nas florestas estudadas e interferir na fase de reconstrução do ciclo florestal. Uma vez que as lianas superaram as árvores em número de recrutas e crescimento após período de seca, vale ressaltar a importância inclusão das lianas em estudos de dinâmica, que podem fornecer respostas evidentes aos distúrbios.

Nesse sentido, destacamos a importância da continuidade do monitoramento das florestas por longos períodos, uma vez que eventos de seca, que tendem a ser cada vez mais frequentes e severos, poderão afetar diretamente a biodiversidade, estrutura e dinâmica destas comunidades. Tais eventos também parecem ser capazes de alterar fortemente o balanço regional de carbono, bem como a capacidade de fixação de CO_2 atmosférico e, conseqüentemente, acelerar as mudanças climáticas. Neste caso, as florestas da transição Cerrado-Amazônia exigem atenção especial, pois além de estarem localizadas na região

crítica conhecida como ‘arco do desmatamento’ e passarem por distúrbios antrópicos diretos, também podem ser ameaçadas com eventos de seca mais frequentes e intensos.

Agradecimentos

Ao projeto “Transição Cerrado-Floresta Amazônica: bases ecológicas e sócio-ambientais para a conservação” (Proc. 558069/2009-6), financiado pelo CNPq/PELD e aos projetos “*Tropical Biomes in Transition*” e “*Assessing the impacts of the 2010 drought at the Amazon Forest-Savanna zone of tension*”, financiados pelo NERC (*Natural Environment Research Council*), pelo suporte financeiro.

Aos colegas do Laboratório de Ecologia vegetal, em especial a S.A.M. Reis, B. Oliveira, L. Maracahipes-Santos, J. Oliveira-Santos, E.A. Oliveira, P.S. Morandi e ao professor R.K. Umetsu pelo apoio em campo e processamento dos dados; a H. Mews, E. Lenza e B.H. Marimon-Junior do Programa de Mestrado Ecologia e Conservação pela leitura e pelas sugestões; ao CAPES a concessão da bolsa de pós-graduação da primeira autora.

Referências

- Ackerly, D.D., Thomas, W.W., Ferreira, C.A.C., Pirani, J.R., 1989. The Forest-Cerrado Transition Zone in Southern Amazonia: Results of the 1985 Projeto Flora Amazônica Expedition to Mato Grosso. *Brittonia* 41, 113-128.
- Alencar, A., Nepstad, D., McGrath, D., Moutinho, P., Pacheco, P., Diaz, M.C.V., Soares Filho, B., 2004. Desmatamento na Amazônia: indo além da “emergência crônica”. Belém. Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia-IPAM.
- Allen, C.D., Macalady, A.K., Chenchouni, H., Bachelet, D., McDowell, N., Vennetier, M., Kitzberger, T., Rigling, A., Breshears, D.D., Hogg, E.H., Gonzalez P., Fensham, R., Zhangm, Z., Castro, J., Demidova, N., Lim, J.H., Allard, G., Running, S.W., Semerci, A., Cobb, N., 2010. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management* 259, 660-684.
- Appolinário, V., Oliveira-Filho, A.T., Guilherme, F.A.G., 2005. Tree population and community dynamics in a Brazilian tropical semideciduous forest. *Revista Brasileira de Botânica* 28, 347-360.
- Ayres, M., Ayres-Jr, M., Ayres, D., Santos, A.A.S., 2007. *BioEstat 5.0: Aplicações estatísticas na área das ciências bio-médicas*. Belém. Sociedade Civil de Mamirauá.
- Bacellar, L.A.P., 2005. O papel das florestas no regime hidrológico de bacias hidrográficas. *Geo.br* 1, 1-39.

- Balch, J.K., Nepstad, D.C., Brando, P.M., Curran, L.M., Portela, O., Carvalho-Jr, O., Lefebvre, P., 2008. Negative fire feedback in a transitional forest of southeastern Amazonia. *Global Change Biology* 14, 2276-2287.
- Balch, J.K., Nepstad, P.M., Curran, D.C., Brando, L.M., Portela, O., Guilherme, P., Reuning-Scherer, J.D., Carvalho-Jr, O., 2011. Size species and fire behavior predict tree and liana mortality from experimental burns in the Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management* 261, 68-77.
- Braga, F.M.S., Rezende, A.V., 2007. Dinâmica da vegetação arbórea da mata de galeria do Catetinho Brasília-DF. *Cerne* 13, 138-148.
- Butt, N., Malhi, Y., Phillips, O.L., New, M., 2008. Floristic and functional affiliations of woody plants with climate in western Amazonia. *Journal of Biogeography* 35, 939-950.
- Butt, N., Malhi, Y., New, M., Macía, M.J., Lewis, S.L., Lopez-Gonzalez, G., Laurance, W.F., Laurance, S., Luizão, R., Andrade, A., Baker, T.R., Almeida, S., Phillips, O.L., 2013. Shifting dynamics of climate-functional groups in old-growth Amazonian forests. *Plant Ecology and Diversity* 7, 267-279.
- Carvalho, F.A., Nascimento, M.T., 2009. Estrutura diamétrica da comunidade e das principais populações arbóreas de um remanescente de Floresta Atlântica Submontana (Silva Jardim-RJ Brasil). *Revista Árvore* 33, 327-337.
- Chazdon, R.L., 2012. Regeneração de florestas tropicais. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais* 7, 195-218.
- Colpini, C., Silva, V.S.M., Soares, T.S., Higuchi, N., Travagin, D.P., Assumpção, J.V.L., 2010. Incremento, ingresso e mortalidade em uma floresta de contato ombrófila aberta/estacional em Marcelândia, Estado do Mato Grosso. *Acta Amazonica* 40, 549-556.
- Condit, R., Hubbell, S.P., Foster, R.B., 1996. Assessing the Response of Plant Functional Types to Climatic Change in Tropical Forests. *Journal of Vegetation Science* 7, 405-416.
- Condit, R., Aguilar, S., Hernandez, A., Perez, R., Lao, S., Angehr, G., Hubbell, S.P., Foster, R.B., 2004. Tropical forest dynamics across a rainfall gradient and the impact of an El Niño dry season. *Journal of Tropical Ecology* 20, 51-72.
- da Costa, A.C.L., Galbraith, D., Almeida, S., Portela, B.T.T., Costa, M., Silva Junior, J.A., Braga, A.P., Gonçalves, P.H.L., Oliveira, A.A., Fisher, R., Phillips, O.L., Metcalfe, D.B., Levy, P., Meir, P., 2010. Effect of 7 yr of experimental drought on vegetation dynamics and biomass storage of an eastern Amazonian rainforest. *New Phytologist* 187, 579-591.
- 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.
- Domingues, M.S., Bermann, C., 2012. O arco de desflorestamento na Amazônia: da pecuária à soja. *Ambiente & Sociedade* 2, 1-22.
- Encinas, J.I., Silva, G.F., Pinto, J.R.R., 2005. Idade e crescimento das árvores. *Comunicações Técnicas Florestais*. Universidade de Brasília.
- Engelbrecht, B.M.J., Comita, L.S., Condit, R., Kursar, T.A., Tyree, M.T., Turner, B.L., Hubbell, S.P., 2007. Drought sensitivity shapes species distribution patterns in tropical forests. *Nature* 447, 80-82.
- Enquist, B.J., Enquist, C.A.F., 2011. Long-term change within a Neotropical forest: assessing differential functional and floristic responses to disturbance and drought. *Global Change Biology* 17, 1408-1424.
- Fauset, S., Baker, T.R., Lewis, S.L., Feldpausch, T.R., Affum-Baffoe, K., Foli, E.G., Hamer, K.C., Swaine, M.D., 2012. Drought-induced shifts in the floristic and functional composition of tropical forests in Ghana. *Ecology Letters* 10, 1120-1129.
- Fearnside, P.M., 2005. Desmatamento na Amazônia brasileira: história, índices e consequências. *Megadiversidade* 1, 13-123.
- Felfili, J.M., 1995a. 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.
- Felfili, J.M., 1995b. Diversity, structure and dynamics of a gallery forest in central Brazil. *Vegetatio* 117, 1-15.
- Felfili, J.M., Silva Júnior, M.C., 1988. Distribuição dos diâmetros numa faixa de cerrado na Fazenda Água Limpa (FAL) em Brasília-DF. *Acta Botanica Brasilica* 2, 85-104.
- Ferreira, L.V., Sá, R.L., Buschbacher, R., Batmanian, G., Silva, J.M.C., Arruda, M.B., Moretti, E., Sá, L.F.S.N., Falcomer, J., Bampi, M.I., 1999. Identificação de áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade através da representatividade das unidades de conservação e tipos de vegetação nas ecorregiões da amazônia brasileira. In: Veríssimo, A., Moreira, A., Sawyer, D., Santos, I., Pinto, L.P., Capobianco, J.P.R., (Eds), *Avaliação e identificação de ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade da Amazônia brasileira: Programa Nacional da Diversidade Biológica. Seminário de Consulta, Macapá*. pp. 1-144.
- Fisher, R.A., McDowell, N., Purves, D., Moorcroft, P., Sitch, S., Cox, P., Huntingford, C., Meir, P., Woodward, F.I., 2010. Assessing uncertainties in a second-generation dynamic vegetation model due to ecological scale limitations. *New Phytologist* 187, 666-681.

- Forsthofer, M., Marimon, B.S., Abreu, M.F., Oliveira-Santos, C., Morandi, O.S., Marimon-Junior, B.H., 2013. Monodominância arbórea e diversidade de samambaias em florestas da transição Cerrado-Floresta Amazônica Brasil. *Rodriguésia* 64, 349-356.
- Gentry, A.H., 1988. Tree species richness of upper Amazonian forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 85, 156-159.
- Guimarães, J.C.C., Van Den Berg, E., Castro, G.C., Machado, E.L.M., Oliveira-Filho, A.T., 2008. Dinâmica do componente arbustivo-arbóreo de uma floresta de galeria aluvial no planalto de Poços de Caldas, MG, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 31, 621-632.
- 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.
- Hicke JA, Zeppel MJB, 2013. Climate-driven tree mortality: insights from the piñon pine die-off in the United States. *New Phytologist* 200, 301-303.
- Higuchi, N., Chambers, J., Santos, J., Ribeiro, R.J., Pinto, A.C.M., Silva, R.P., Rocha, R.M., Tribuzy, E.S., 2004. Dinâmica e balanço do carbono da vegetação primária da Amazônia central. *Floresta* 34, 295-304.
- Higuchi, P., Oliveira-Filho, A.T., Silva, A.C., Machado, E.L.M., Santos, R.M., Pifano, D.S., 2008. Dinâmica da comunidade arbórea em um fragmento de floresta estacional semidecidual montana em Lavras, Minas Gerais, em diferentes classes de solos. *Revista Árvore* 32, 417-426.
- Hubbell, S.P., Foster, R.B., O'Brien, S.T., Harms, K.E., Condit, R., Wechsler, B., Wright, S.J., Loo de Lao, S., 1999. Light-Gap Disturbances, Recruitment Limitation, and Tree Diversity in a Neotropical Forest. *Science* 283, 554-557.
- Ivanauskas, N.M., Monteiro, R., Rodrigues, R.R., 2004a. Estrutura de um trecho de Floresta Amazônica na Bacia do Alto Rio Xingu. *Acta Amazonica* 34, 275-299.
- Ivanauskas, M.M., Monteiro, R., Rodrigues, R.R., 2004b. Composição florística de trechos florestais na borda sul-amazônica. *Acta Amazonica* 34, 399-413.
- Ivanauskas, N.M., Monteiro, R., Rodrigues, R.R., 2008. Classificação fitogeográficas das florestas do Alto Rio Xingu. *Acta Amazonica* 38, 387-402.
- Kunz, S.H., Ivanauskas, N.M., Martins, S.V., Silva, E., Stefanello, D., 2008. Aspectos florísticos e fitossociológicos de um trecho de Floresta Estacional Perenifólia na Fazenda Trairão, Bacia do rio das Pacas, Querência-MT. *Acta Amazonica* 38, 245-254.
- Kunz, S.H., Martins, S.V., Ivanauskas, N.M., Stefanello, D., Silva, E., 2010. Fitossociologia de uma área de floresta estacional perenifólia na fazenda Amoreiras, Querência, MT. *Revista Árvore* 34, 713-721.

- Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B., Rubel, F., 2006. World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift* 15, 259-263.
- Laurance, W.F., Ferreira, L.V., Rankin-de-Merona, J.M., Laurance, S.G., 1998. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology* 79, 2032-2040.
- Laurance, W.F., Peres, C.A., 2006. *Emerging threats to tropical forests*. University of Chicago Press, Chicago.
- Laurance, W.F., Goosem, M., Laurance, S.G.W., 2009. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. *Trends in Ecology and Evolution* 24, 659-669.
- Lewis, O.T. 2009. Biodiversity change and ecosystem function in tropical forests. *Basic and Applied Ecology* 10, 97-102.
- 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., Vásquez Martínez, 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., Phillips, O.L., Baker, T.R., 2006. Impacts of global atmospheric change on tropical forests. *Trends in Ecology and Evolution* 21, 173-174.
- Lewis, S.L., Brando, P.M., Phillips, O.L., Heijden, G.M.F., Nepstad, D., 2011. The 2010 Amazon Drought. *Science* 331, 554-555.
- Lieberman, D., Lieberman, M., 1987. Forest tree growth and dynamics at La Selva, Costa Rica (1969-1982). *Journal of Tropical Ecology* 3, 347-358.
- Lieberman, D., 1996. Demography of tropical tree seedlings: a review. In: Swaine, M.D. (Eds.), *The ecology of tropical tree seedlings*. UNESCO, Paris. pp. 131-138.
- Lista de Espécies da Flora do Brasil, 2014. Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 420 <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/> (acessado 02.02.14).
- Lopes, S.F., Schiavini, I., 2007. Dinâmica da comunidade arbórea de mata de galeria da Estação Ecológica do Panga, Minas Gerais, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 21, 249-261.
- Machado, E.L.M., Gonzaga, A.P.D., Carvalho, W.A.C., Souza, J.S., Higuchi, P., Santos, R.M., Silva, A.C., Oliveira-Filho, A.T., 2010. Flutuações temporais nos padrões de distribuição diamétrica da comunidade arbóreo-arbustivo e de 15 populações em um fragmento florestal. *Revista Árvore* 34, 723-732.
- Malheiros, A.F., Higuchi, N., Santos, J., 2009. Análise estrutural da floresta tropical úmida do município de Alta Floresta, Mato Grosso, Brasil. *Acta Amazonica* 39, 539-548.

- Malhi, Y., Phillips, O.L., Lloyd, J., Baker, T., Wright, J., Almeida, S., Arroyo, L., Frederiksen, T., Grace, J., Higuchi, N., Killeen, T., Laurance, W.F., Leão, C., Lewis, S., Meir, P., Monteagudo, A., Neill, D., Núñez Vargas, P., Panfil, S.N., Patiño, S., Pitman, N., Quesada, C.A., Rudas-Ll., A., Salomão, R., Saleska, S., Silva, N., Silveira, M., Sombroek, W.G., Valencia, R., Vásquez Martínez, R., Vieira, I.C.G., Vinceti, B., 2002. An international network to monitor the structure, composition and dynamics of Amazonian forests (RAINFOR). *Journal of Vegetation Science* 13, 439-450.
- Marengo, J.A., Nobre, C.A., Tomasella, J., 2008. The Drought of Amazonia in 2005. *Journal of Climate* 21, 495-516.
- Marimon, B.S., 2005. Dinâmica de uma floresta monodominante de *Brosimum rubescens* Taub. e comparação com uma floresta mista em Nova Xavantina-MT. Tese de Doutorado, Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília-UnB Brasília-DF.
- Marimon, B.S., Felfili, J.M., Haridasan, M., 2001a. Studies in monodominant forests in eastern Mato Grosso, Brazil: I. A forest of *Brosimum rubescens* Taub. *Edinburgh Journal of Botany* 58, 123-137.
- Marimon, B.S., Felfili, J.M., Haridasan, M., 2001b. Studies in monodominant forests in eastern Mato Grosso, Brazil: II. A forest in the Areões Xavante Indian Reserve. *Edinburgh Journal of Botany* 58, 483-497.
- Marimon, B.S., Lima, E.S., Duarte, T.G., Chieregatto, L.C., Ratter, J.A., 2006. Observations on the vegetation of northeastern Mato Grosso, Brazil. IV. *An analysis of the Cerrado-Amazonian Forest ecotone. *Edinburgh Journal of Botany* 63, 323-341.
- Marimon, B.S., Felfili, J.M., Lima, E.S., Duarte, W.M.G., Marimon-Junior, B.H., 2010. Environmental determinants for natural regeneration of gallery forest at the Cerrado/Amazonia boundaries in Brazil. *Acta Amazonica* 40, 107-118.
- 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-Júnior, B.H., Haridasan, M., 2005. Comparação da vegetação arbórea e características edáficas de um cerradão e um cerrado *sensu stricto* em áreas adjacentes sobre solo distrófico no leste de Mato Grosso Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 19, 913-926.
- Mews, H.A., Marimon, B.S., Pinto, J.R.R., Silverio, D.V., 2011. Dinâmica estrutural da comunidade lenhosa em Floresta Estacional Semidecidual na transição Cerrado-Floresta Amazônica, Mato Grosso, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 25, 845-857.

- Mews, H.A., Marimon, B.S., Maracahipes, L., Oliveira, E.A., 2012a. Análise temporal das distribuições de diâmetros e alturas de uma Floresta Estacional Semidecídua na transição Cerrado-Floresta Amazônica, Leste de Mato Grosso, Brasil. *Biotemas* 25, 33-43.
- Mews, H.A., Marimon, B.S., Ratter, J.A., 2012b. Observations on the vegetation of Mato Grosso, Brazil. V.* Changes in the woody species diversity of a forest in the Cerrado-Amazonian forest transition zone and notes on the forests of the region. *Edinburgh Journal of Botany* 69, 239-253.
- Murphy, P.G., Lugo, A.E., 1986. Ecology of tropical dry forest. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17, 67-88.
- Nepstad, D.C., Carvalho, C.R., Davidson, E.A., Jipp, P.H., Lefebvre, P.A., Negreiros, G.H., Silva, E.D., Stone, T.A., Trumbore, S.E., Vieira, S., 1994. The role of deep roots in the hydrological and carbon cycles of Amazonian forests and pastures. *Nature* 372, 666-669.
- Nepstad, D.C., Tohver, I.M., Ray, D., Moutinho, P., Cardinot, G., 2007. Mortality of large trees and lianas following experimental drought in an Amazon forest. *Ecology* 88, 2259-2269.
- Nogueira, E.M., Nelson, B.W., Fearnside, P.M., França, M.B., Oliveira, C.A., 2008a. 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.
- Nogueira, E.M., Fearnside, P.M., Nelson, B.W., Barbosa, R.I., Keizer, E.W.H., 2008b. Estimates of forest biomass in the Brazilian Amazon: new allometric equations and adjustments to biomass from wood-volume inventories. *Forest Ecology and Management* 256, 1853-1857.
- Oliveira, A.P., Felfili, J.M., 2008. Dinâmica da comunidade arbórea de uma mata de galeria do Brasil Central em um período de 19 anos (1985-2004). *Revista Brasileira de Botânica* 31, 597-610.
- Oliveira-Filho, A.T., Ratter, J.A., 1995. A study of the origin of central Brazilian forests by the analysis of plant species distribution patterns. *Edinburgh Journal of Botany* 52, 141-194.
- Oliveira-Filho, A.T., Mello, J.M., Scolforo, J.R., 1997. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in south-eastern Brazil over a five-year period (1987-1992). *Plant Ecology* 131, 45-66.
- Paiva, L.V., Araújo, G.M., Pedroni, F., 2007. Structure and dynamics of a woody plant community of a tropical semi-deciduous seasonal forest in the "Estação Ecológica do

- Panga", municipality of Uberlândia, Minas Gerais, Brazil. *Revista Brasileira de Botânica* 30, 365-373.
- Phillips, O.L., Gentry, A.H., 1994. Increasing turnover through time in tropical forests. *Science* 263, 954-958.
- Phillips, O.L., Hall, P., Gentry, A.H., Sawyer, S.A., Vásquez, R., 1994. Dynamics and species richness of tropical rain forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 91, 2805-2809.
- Phillips, O.L., Malhi, Y., Higuchi, N., Laurance, W.F., Nunez, P.V., Vasquez, R.M., Laurance, S.G., Ferreira, L.V., Stern, M., Brown, S., Grace, J., 1998. Changes in the Carbon Balance of Tropical Forests: Evidence from Long-Term Plots. *Science* 282, 439-442.
- Phillips, O.L., Vasquez-Martinez, R., Arroyo, L., Baker, T.R., Killeen, T., Lewis, S.L., Malhi, Y., Monteagudo, A.M., Neill, D., Núñez Vargas, P., Alexiades, M., Cerón, C., Di Fiore, A., Erwin, T., Jardim, A., Palacios, W., Saldias, M., Vinceti, B., 2002. Increasing dominance of large lianas in Amazonian forests. *Nature* 418, 770-774.
- Phillips, O.L., Lewis, S.L., Baker, T.R., Chao, K.J., Higuchi, N., 2008. The changing Amazon forest. *Philosophical Transactions - Royal Society, Biological Sciences* 363, 1819-1827.
- Phillips, O.L., Aragão, L.E.O.C., Lewis, S.L., Fisher, J.B., Lloyd, L., López-González, G., Malhi, Y., Monteagudo, A., Peacock, J., Quesada, C.A., van der Heijden, G., Almeida, S., Amaral, I., Arroyo, L., Aymard, G., Baker, T.R., Bánki, O., Blanc, L., Bonal, D., Brando, P., Chave, J., Oliveira, A.C.A., Cardozo, N.D., Czimczik, C.I., Feldpausch, T.R., Freitas, M.A., Gloor, E., Higuchi, N., Jiménez, E., Lloyd, G., Meir, P., Mendoza, C., Morel, A., Neill, D.A., Nepstad, D., Patiño, S., Peñuela, M.C., Prieto, A., Ramírez, F., Schwarz, M., Silva, J., Silveira, M., Thomas, A.S., ter Steege, H., Stropp, J., Vásquez, R., Zelazowski, P., Dávila, E.A., Andelman, S., Andrade, A., Chao, K.J., Erwin, T., Di Fiore, A., Honorio C.E., Keeling, H., Killeen, T.J., Laurance, W.F., Cruz, A.P., Pitman, N.C.A., Núñez Vargas, P., Ramírez-Angulo, H., Rudas, A., Salamão, R., Silva, N., Terborgh, J., Torres-Lezama A., 2009. Drought sensitivity of the Amazon rainforest. *Science* 323,1344-1347.
- Phillips, O.L., van der Heijden, G., Lewis, S.L., López-González, G., Aragão, L.E.O.C., Lloyd, J., Malhi, Y., Monteagudo, A., Almeida, S., Dávila, E.A., Amaral, I., Andelman, S., Andrade, A., Arroyo, L., Aymard, G., Baker, T.R., Blanc, L., Bonal, D., Oliveira, A.C.A., Chao, K.J., Cardozo, N.D., da Costa, L., Feldpausch, T.R., Fisher, J.B., Fyllas, N.M., Freitas, M.A., Galbraith, D., Gloor, E., Higuchi, N., Honorio, E., Jiménez, E., Keeling, H., Killeen, T.J., Lovett, J.C., Meir, P., Mendoza, C., Morel, A., Núñez Vargas,

- P., Patiño, S., Peh, K.S.H., Cruz, A.P., Prieto, A., Quesada, C.A., Ramírez, F., Ramírez, H., Rudas, A., Salamão, R., Schwarz, M., Silva, J., Silveira, M., Slik, J.W.F., Sonké, B., Thomas, A.S., Stropp, J., Taplin, J.R.D., Vásquez, R., Vilanova, E., 2010. Drought-mortality relationships for tropical forests. *New Phytologist* 187, 631-646.
- Pinto, J.R.R., Hay, J.D.V., 2005. Mudanças florística e estruturais na comunidade arbórea de uma floresta de vale no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 28, 523-539.
- Poveda, G., Jaramillo, A., Gil, M., Quiceno, N., Mantilla, R.I., 2001. Seasonality in ENSO-related precipitation, river discharges, soil moisture, and vegetation index in Colombia. *Water Resources Research* 37, 2169-2178.
- Ratter, J.A., Richards, P.W., Argent, G., Giff, D.R., 1973. Observations on the Vegetation of Northeastern Mato Grosso: I. The Woody Vegetation Types of the Xavantina-Cachimbo Expedition Area. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Biological Sciences* 266, 449-492.
- Ribeiro, J.E.L.S., Hopkins, M.J.G., Vicentini, A., Sothers, C.A., Costa, M.A.S., Brito, J.M., Souza, M.A.D., Martins, L.H., Lohmann, L.G., Assunção, P.A.C.L., Pereira, E.C., Silva, C.F., Mesquita, M.R., Procópio, L.C., 1999. Flora da Reserva Ducke: Guia de identificação das plantas vasculares de uma floresta de terra firme na Amazônia Central. INPA-DFID, Manaus.
- Santos, F.S., Johst, K., Huth, A., Grimm, V., 2010. Interacting effects of habitat destruction and changing disturbance rates on biodiversity: Who is going to survive? *Ecological Modelling* 221, 2776-2783.
- Schnitzer, S.A., Parren, M.P.E., Bongers, F., 2004. Recruitment of lianas into logging gaps and the effects of pre-harvest climber cutting in a lowland forest in Cameroon. *Forest Ecology and Management* 190, 87-98.
- Schnitzer, S.A., Carson, W.P., 2010. Lianas suppress tree regeneration and diversity in treefall gaps. *Ecology Letters* 13, 849-57.
- Schnitzer, S.A., Bongers, F., 2011. Increasing liana abundance and biomass in tropical forests: emerging patterns and putative mechanisms. *Ecology Letters* 14, 397-406.
- Scolforo, J.R.S., Pulz, F.A., Melo, J.M., 1998. Modelagem da produção, idade das florestas nativas, distribuição espacial das espécies e a análise estrutural. In: Scolforo, J.R.S., Manejo florestal. UFLA/FAEPE, Lavras. pp.189-245.
- Sevanto, S., McDowell, N.G., Dickman, L.T., Pangle, R., Pockman, E.T., 2014. How do trees die? A test of the hydraulic failure and carbon starvation hypotheses. *Plant, Cell and Environment* 37, 153-161.

- 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.
- Siegel, S., Castellan-Júnior, N.T., 1988. *Nonparametric statistics for the behavioral sciences*. New York: McGraw-Hill.
- Silva Júnior, M.C., Silva, A.F., 1988. Distribuição dos diâmetros dos troncos das espécies mais importantes do cerrado na estação florestal de experimentação de Paraopeba (EFLEX)-MG. *Acta Botanica Brasilica* 2, 107-126.
- Silva, M.R., Araújo, G.M., 2009. Dinâmica da comunidade arbórea de uma floresta semidecidual em Uberlândia, MG, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 23, 49-56.
- Silva, R.P., Santos, J., Tribuzy, E.S., Chambers, J.Q., Nakamura, S., Higuchi, N., 2002. Diameter increment and growth patterns for individual tree growing in Central Amazon, Brazil. *Forest Ecology and Management* 166, 295-301.
- Silveira, E.A., Borges, H.B.N., 2009. *Guia de Campo - Caracterização de tipologias vegetais de Mato Grosso*, IBGE. Mato Grosso.
- Soares, L.C., 1953. Limites meridionais e orientais da área de ocorrência da Floresta Amazônica em Território Brasileiro. *Revista Brasileira de Geografia* 1, 3-122.
- Spiegel, M.P., 1976. *Estatística*. McGraw-Hill, São Paulo.
- Swaine, M.D., Lieberman, D., 1987. Note on the calculation of mortality rates. *Journal of Tropical Ecology* 3, 289-290.
- Swaine, M.D., Hall, J.B., Alexander, I.J., 1987. Tree populations dynamics of Kade, Ghana (1968-1982). *Journal of Tropical Ecology* 3, 331-345.
- 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, 136-140.
- Toledo, J.J., Magnusson, W.E., Castilho, C.V., Nascimento, H.E.M., 2011. How much variation in tree mortality is predicted by soil and topography in Central Amazonia? *Forest Ecology and Management* 262, 331-338.
- van Nieuwstadt, M.G.L., Sheil, D., 2005. Drought, fire and tree survival in a Borneo rain forest, East Kalimantan, Indonesia. *Journal of Ecology* 93, 191-201.
- Veloso, H.P., Rangel Filho, A.L.R., Lima, J.C.A., 1991. *Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal*. Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. IBGE. Rio de Janeiro.

- Wright, S.J., Calderon, O., Hernandez, A., Paton, S., 2004. Are lianas increasing in importance in tropical forests? A 17-year record from Panama. *Ecology* 85, 484-489.
- Wright, S.J., 2010. The future of tropical forests. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1195, 1-27.
- Zar, J.H., 2010. *Biostatistical Analysis*, 4th ed. Pearson, Upper Saddle River, New Jersey.

Conclusões gerais

Analisados em conjunto, os resultados deste trabalho tornaram claro que distúrbios como a seca alteram a composição florística, a riqueza de espécies, a estrutura da vegetação e, conseqüentemente, a dinâmica do componente lenhoso de forma diferenciada em variados tipos florestais na zona de transição Cerrado-Amazônia. Os três grupos estudados nesse trabalho apresentaram entre si distinção florística e estrutural, em que as estacionais semidecíduais apresentaram maiores perdas no número de indivíduos, espécies e área basal. Uma das possíveis explicações para este fenômeno é que a fronteira climática entre o Cerrado e a Amazônia estaria apresentando flutuações climáticas e fenômenos meteorológicos mais intensos (*e.g.* ventos). Em contrapartida, as florestas estacionais mostraram ser mais dinâmicas, provavelmente por se localizarem mais próximas ao Cerrado, o que pode representar, em longo prazo, maior resiliência das mesmas às mudanças climáticas globais.

Distúrbios, como a seca, aumentam a taxa de mortalidade, por excluir espécies menos tolerantes e favorecer o estabelecimento e crescimento de espécies mais resistentes à *stress* hídrico e de espécies dependentes de luz, como as lianas. Assim, enfatizamos que estudos com lianas são de extrema importância, uma vez que apresentam respostas rápidas as mudanças climáticas.

Destacamos a importância da continuidade do monitoramento das florestas por longos períodos, uma vez que eventos de seca, que tendem a ser cada vez mais frequentes e severos, poderão afetar diretamente a biodiversidade, estrutura e dinâmica destas comunidades. As florestas da transição Cerrado-Amazônia exigem atenção especial, pois além de estarem localizadas na região crítica conhecida como ‘arco do desmatamento’ e apresentam maiores prejuízos com distúrbios antrópicos diretos.

Apêndice 1

Normas gerais da revista científica utilizada para redação e submissão dos artigos que compõem a presente dissertação.

Os Artigos 1 e 2 serão submetidos à revista Flora – morphology, distribution, functional ecology of plants, cujas normas estão disponíveis no seguinte endereço eletrônico:

<http://www.elsevier.com/journals/flora/0367-2530/guide-for-authors>