SECRETARIA DE ESTADO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO
*CAMPUS* DE NOVA XAVANTINA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

# EFEITO DO *EL NIÑO* DE 2015/2016 NA DINÂMICA DA VEGETAÇÃO LENHOSA DA TRANSIÇÃO AMAZÔNIA-CERRADO

**NAYANE CRISTINA CANDIDA DOS SANTOS PRESTES**

Tese apresentada à Coordenação do Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso - *Campus* de Nova Xavantina, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutora em Ecologia e Conservação.

**Orientadora:** Profa. Dra. Beatriz Schwantes Marimon.
**Coorientadores:** Prof. Dr. Oliver L. Phillips.
Prof. Dr. Paulo Sérgio Morandi.

Nova Xavantina-MT
Fevereiro, 2023

SECRETARIA DE ESTADO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO
*CAMPUS* DE NOVA XAVANTINA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

# EFEITO DO *EL NIÑO* DE 2015/2016 NA DINÂMICA DA VEGETAÇÃO LENHOSA DA TRANSIÇÃO AMAZÔNIA-CERRADO

**NAYANE CRISTINA CANDIDA DOS SANTOS PRESTES**

Tese apresentada à Coordenação do Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso - *Campus* de Nova Xavantina, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutora em Ecologia e Conservação.

**Orientadora:** Profa. Dra. Beatriz Schwantes Marimon.
**Coorientadores:** Prof. Dr. Oliver L. Phillips.
Prof. Dr. Paulo Sérgio Morandi.

Nova Xavantina-MT
Fevereiro, 2023

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) – CNPq/FAPs/BC- Fundo Newton - Pesquisa Ecológica de Longa Duração. Código de Financiamento 88887.162563/2018-00.

This study was partially funded by CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento Pessoal de Nível Superior, Brazilian Ministry of Education) – CNPq/FAPs/BC-Newton Fund - Long-Term Ecological Research. Financing Code 88887.162563/2018-00.

Luiz Kenji Umeno Alencar CRB 1/2037

PRESTES, Nayane Cristina Candida dos Santos.
P936e Efeito do El Niño de 2015/2016 na Dinâmica da Vegetação Lenhosa da Transição Amazônia- Nayane Cristina Candida dos Santos Prestes – Nova Xavantina, 2024.
127 f.; 30 cm. (ilustrações) Il. color. (sim)

Trabalho de Conclusão de Curso (Tese/Doutorado) – Curso de Pós-graduação Stricto Sensu (Doutorado) Ecologia e Conservação, Faculdade de Ciências Agrárias Biológicas e Sociais Aplicadas, Câmpus de Nova Xavantina, Universidade do Estado de Mato Grosso, 2023.
Orientador: Dra. Beatriz Schwantes Marimon
Coorientador: Dr. Oliver L. Phillips
Dr. Paulo Sérgio Morandi

1. Amazônia. 2. Cerrado. 3. Floresta Ecotonal. 4. Alterações Climáticas. I. Nayane Cristina Candida dos Sa Prestes. II. Efeito do El Niño de 2015/2016 na Dinâmica da Vegetação Lenhosa da Transição Amazônia-Cerrado.

CDU 551.58(213.54+292.88)

**TERMO DE APROVAÇÃO**

**EFEITO DO *EL NIÑO* DE 2015/2016 NA DINÂMICA DA VEGETAÇÃO LENHOSA DA TRANSIÇÃO AMAZÔNIA-CERRADO**

**NAYANE CRISTINA CANDIDA DOS SANTOS PRESTES**

Tese apresentada à Coordenação do Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso - *Campus* de Nova Xavantina, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutora em Ecologia e Conservação.

Aprovada em 09 de fevereiro 2023.

Banca Examinadora:

_____

**Profa. Dra. Beatriz S. Marimon** (Orientadora – Presidente da banca)
Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT

_____

**Profa. Dra. Alba Valeria Rezende** (Membro titular)
Universidade de Brasília – UnB

_____

**Prof. Dr. José Roberto Rodrigues Pinto** (Membro titular)
Universidade de Brasília – UnB

_____

**Dr. Edmar Almeida de Oliveira** (Membro titular)
Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT

_____

**Prof. Dr. Henrique Augusto Mews** (Membro titular)
Universidade Federal de Rondonópolis – UFR

_____

**Prof. Dr. Frederico A. Guimarães Guilherme** (Membro suplente)
Universidade Federal de Jataí – UFJ

_____

**Profa. Dra. Simone M. de Almeida Reis** (Membro suplente)
Universidade Federal do Acre – UFAC

**AGRADECIMENTOS**

Agradeço à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão de bolsa de estudo (Código de Financiamento 88887.162563/2018-00, Projeto PELD: 136277/2017-00) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo apoio ao projeto "Transição Amazônia-Cerrado: bases ecológicas e socioambientais para a conservação (etapa III)", Proc. 441244/2016-5, que apoiaram financeiramente o desenvolvimento desta tese de doutorado.

À Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT), especialmente ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, seus funcionários e docentes, pela acolhida e disponibilidade em me auxiliar por vários momentos, e por estarem presentes na minha vida acadêmica, oportunizando mais um degrau na caminhada em busca do conhecimento. Agradeço também a todos os brasileiros, que financiaram os meus estudos por meio dessa instituição pública de ensino.

À professora Dra. Beatriz Schwantes Marimon (Bia), minha orientadora, pela orientação, por todos os ensinamentos diários, conselhos, paciência, dedicação, constantes oportunidades de progredir na carreira, confiança e por providenciar meios necessários para a execução deste trabalho.

Agradeço ao professor Dr. Ben Hur Marimon Junior, pelos ensinamentos ecológicos, que foram essenciais para o meu crescimento profissional e para a realização deste estudo.

Ao professor Ph.D. Oliver L. Phillips, da Universidade de Leeds, pela coorientação, pelas correções e sugestões na minha pesquisa. Além disso, obrigada por me fornecer uma grande oportunidade de aprendizagem durante a etapa de doutorado sanduíche na Inglaterra.

Ao professor Dr. Paulo S. Morandi pela coorientação correta e segura, paciência, dedicação de seu disputado tempo e, principalmente, pela confiança e amizade.

À professora Dra. Simone M. A. Reis pelas correções e sugestões que certamente enriqueceram meu trabalho, e sobretudo, pela amizade.

Ao professor Dr. Edmar A. de Oliveira pela ajuda na organização e coleta de dados que com certeza foram fundamentais na construção do meu trabalho.

Aos professores Dr. José Roberto R. Pinto, Dra. Alba V. Rezende, Dr. Frederico A. G. Guilherme, Dr. Henrique A. Mews, Dra. Simone M. de Almeida Reis e Dr. Edmar A. de Oliveira por aceitarem o convite de compor a banca e contribuir com o trabalho.

A todos os professores que compartilharam com excelência tanto conhecimento ou aprendizado obtido através da prática ou da vivência em suas disciplinas.

À família LABEV (Laboratório de Ecologia Vegetal da UNEMAT), com a qual compartilhei muitos momentos de alegria e aprendizado, fazendo meus dias mais leves e divertidos. Agradeço também a todos que contribuíram para a coleta (equipe LABEV) e análise de dados (Lucas Heber e Wesley), sem a colaboração de todos nada disso seria possível.

Gratidão à minha família tão especial, que sempre me apoiou e acreditou no meu potencial!

Obrigada àqueles amigos da vida toda, e aos novos-velhos amigos que fiz ao longo dessa caminhada; obrigada por serem tão queridos e por estarem sempre por perto na minha vida! Aos amigos, que apesar da distância, se fizeram presentes ao longo desses anos, fazendo meus dias mais leves, alegres e divertidos!

Por fim, gratidão a todos que direta ou indiretamente contribuíram para meu crescimento pessoal e profissional durante esta etapa e que, de uma forma ou de outra, me auxiliaram na realização deste sonho e estudo.

**SUMÁRIO**

**RESUMO GERAL ..... 9**
**ABSTRACT ..... 10**
**INTRODUÇÃO GERAL ..... 11**
**REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS ..... 15**
**CAPÍTULO 1 ..... 21**
RESUMO ..... 21
ABSTRACT ..... 22
1. INTRODUÇÃO ..... 23
2. MATERIAL E MÉTODOS ..... 27
*2.1 Área de estudo ..... 27*
*2.2 Inventário da vegetação ..... 27*
*2.3 Descrição dos preditores ..... 28*
*2.4 Análise estatística ..... 29*
3. RESULTADOS ..... 30
*3.1 Parâmetros climáticos, densidade, riqueza e composição florística ..... 30*
*3.2 Mudanças na estrutura populacional e riqueza de espécies, gêneros e famílias ..... 32*
*3.3 Quais espécies, gêneros e famílias perderam ou ganharam mais após o ENSO 2015/2016? ..... 33*
4. DISCUSSÃO ..... 48
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS ..... 55
6. MATERIAL SUPLEMENTAR ..... 74
**CAPÍTULO 2 ..... 94**
RESUMO ..... 94
ABSTRACT ..... 95
1. INTRODUÇÃO ..... 96
2. MATERIAL E MÉTODOS ..... 99
*2.1 Área de estudo ..... 99*
*2.2 Coleta de dados ..... 100*
*2.3 Análise de dados ..... 101*
3. RESULTADOS ..... 103
4. DISCUSSÃO ..... 111
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS ..... 115
6. MATERIAL SUPLEMENTAR ..... 126

**RESUMO GERAL**

As alterações no clima registradas nas últimas décadas são apontadas como promotoras da intensificação das secas na transição Amazônia-Cerrado, o que causa mudanças negativas na dinâmica das espécies arbóreas de diferentes vegetações. Assim, entender como a seca afeta a dinâmica temporal nessa região é essencial para prever cenários e planejar ações para remediação de possíveis impactos. Aqui, investigamos as respostas de diferentes fitofisionomias ao evento de *El Niño* Oscilação Sul (ENSO, na sigla em inglês) de 2015/2016, utilizando dados de parcelas com monitoramento permanente de longo prazo. Nossos resultados revelaram que a seca de 2015/2016 ocasionou mudanças negativas na composição florística e na estrutura da vegetação em diferentes fitofisionomias da transição Amazônia-Cerrado. Além disso, observamos que durante o ENSO de 2015/2016 a estação seca se intensificou ainda mais e os maiores impactos na vegetação foram registrados em parcelas consideradas mais secas e quentes, com marcante sazonalidade climática ao longo do ano. Encontramos as maiores perdas de biomassa e densidade de indivíduo para as florestas estacionais e o cerradão, em função do aumento substancial na taxa de mortalidade, que foi um dos principais fatores moduladores na mudança da dinâmica durante o ENSO 2015/2016. Nossos achados indicaram uma rápida mudança nos padrões da dinâmica da vegetação lenhosa na transição Amazônia-Cerrado em resposta a eventos de extremos climáticos. Por fim, nossa pesquisa contribuiu para preencher parcialmente a lacuna sobre a resposta da vegetação lenhosa ao longo de um gradiente latitudinal na transição Amazônia-Cerrado, fornecendo informações inéditas, além de servir como *proxi*, visando futuras iniciativas relacionadas à conservação, manejo e restauração na região.

**Palavras-chave:** Amazônia, Cerrado, floresta ecotonal, alterações climáticas.

**ABSTRACT**

Climate changes recorded in recent decades are seen as promoting the intensification of droughts in the Amazon-Cerrado transition, which causes negative changes in the dynamics of tree species of different vegetation types. Thus, understanding how drought affects the temporal dynamics in this region is essential to predict scenarios and plan actions to remediate possible impacts. Here, we investigate the responses of different phytophysiognomies to the 2015/2016 El Niño Southern Oscillation (ENSO) event, using data from plots with permanent long-term monitoring. Our results revealed that the 2015/2016 drought caused negative floristic composition and vegetation structure changes in different phytophysiognomies of the Amazon-Cerrado transition. In addition, we observed that during the 2015/2016 ENSO, the dry season intensified even more. The most significant impacts on vegetation were recorded in plots considered drier and hotter, with marked climatic seasonality throughout the year. Especially for seasonal forests and cerradão, we found the most significant losses of biomass and individuals due to the substantial increase in the mortality rate, which was one of the main modulating factors in the change in dynamics during ENSO 2015/2016. Our findings indicate a rapid change in patterns of woody vegetation dynamics in the Amazon-Cerrado transition in response to extreme weather events. Finally, our research contributed to partially filling the gap in the response of woody vegetation along a latitudinal gradient in the Amazon-Cerrado transition, providing unprecedented information and serving as a *proxy*, targeting future initiatives related to conservation, management, and restoration in the region.

**Keywords:** Amazonia, Cerrado, climate change, ecotonal forest.

## INTRODUÇÃO GERAL

As mudanças climáticas vêm impactando fortemente os ecossistemas no mundo todo, principalmente nas últimas décadas, quando o clima na Amazônia se tornou mais instável, provocando secas extremas e prolongadas durante o período seco, enquanto no período chuvoso a precipitação se tornou mais intensa para algumas regiões (Gloor et al., 2015; Hilker et al., 2014). Embora os efeitos do aumento da temperatura e da limitação de água ainda permaneçam incertos para a maioria dos ecossistemas (Rowland et al., 2015), um fato notório é que as florestas tropicais desempenham um papel importante na regulação global do ciclo da água e do carbono (Malhi, 2012; Wang et al., 2014).

As florestas da Amazônia são capazes de estocar grandes quantidades de carbono, além de contribuir com a produtividade líquida global, podendo influenciar tanto o clima regional quanto o global (Brienen et al., 2015; Fauset et al., 2015; Feldpausch et al., 2016). Contudo, as mudanças climáticas podem alterar drasticamente a capacidade das florestas em estocar carbono e eventos extremos de seca podem alterar o ciclo global de carbono, não somente por causar a mortalidade de árvores e reduzir o seu crescimento, mas também por aumentar a intensidade e a extensão de incêndios florestais (Alencar et al., 2006; Feldpausch et al., 2016; Esquivel-Muelbert et al., 2019). Estudos recentes demonstraram que a Amazônia vem sofrendo alterações devido aos efeitos do clima, especialmente com os eventos de seca extrema, com impactos diretos na vegetação (Brienen et al., 2015; Feldpausch et al., 2016; Rifai et al., 2018; Esquivel-Muelbert et al., 2019), uma vez que a precipitação é considerada fator-chave para o as florestas tropicais, determinando a estrutura dos ecossistemas (Epstein et al., 2002). Na última década, a Amazônia passou por três eventos climáticos de seca extrema (Lewis et al., 2011; Jiménez-Muñoz et al., 2016; Erfanian et al., 2017), ocasionando sérias consequências negativas na vegetação (Esquivel-Muelbert et al., 2019; Reis et al., 2022).

O efeito da seca extrema em 2005 resultou em ampla mortalidade de árvores, ocasionando a redução do acúmulo de área basal (Phillips et al., 2009), com impactos duradouros no dossel da floresta (Saatchi et al., 2013), além da redução na taxa de crescimento das árvores (Brienen et al., 2015). Assim, as alterações climáticas atuais podem representar uma das mais relevantes ameaças aos ecossistemas naturais, podendo resultar na extinção em massa de espécies, colocando milhares de espécies de árvores da Amazônia em risco (Cardoso et al., 2017).

Os eventos de seca são ainda mais intensos quando associados com altas temperaturas (Davidson et al., 2012; Aragão et al., 2014; Feldpausch et al., 2016), e podem provocar mudanças de longo prazo em todo o regime hidrológico da floresta (Gloor et al., 2015). Tais

alterações no clima podem ocasionar a perda de biodiversidade e, portanto, de funções ecossistêmicas essenciais para o balanço e manutenção dos ambientes naturais, como no equilíbrio no fluxo de carbono (Davidson et al., 2012; Aragão et al., 2014; Brienen et al., 2015; Fauset et al., 2015). Entretanto, prever como será a dinâmica dos ecossistemas em resposta às mudanças climáticas, ainda é um grande desafio (Malhi et al., 2011; Verbeeck et al., 2011; Aragão, 2012; Rowland et al., 2015; Rifai et al., 2018).

Sabendo que a quantidade de chuvas e sua distribuição ao longo do ano influenciam diretamente o crescimento das plantas (Yahdjian et al., 2006), esperamos que as florestas tropicias podem ser potencialmente suscetíveis às mudanças climáticas (Phillips et al., 2009, Feldpausch et al., 2016; Doughty et al., 2017). A influência mútua entre a seca e o aumento da temperatura já foi mencionada como forte aliada na redução do crescimento das árvores (Clark et al., 2010; Vlam et al., 2014). Além disso, estudos recentes demonstraram que a Amazônia está perdendo a capacidade de armazenar carbono (Brienen et al., 2015; Fauset et al., 2015; Feldpausch et al., 2016; Gatti et al., 2021) devido aos eventos de seca, que reduzem o fluxo de água nas árvores, afetando na absorção total de $CO_2$, reduzindo diretamente na disponibilidade de carbono solúvel e levando esses indivíduos à morte por embolia e cavitação (Doughty et al., 2015). Assim, nas últimas décadas, as taxas de mortalidade das árvores na Amazônia aumentaram mais que um terço (Brienen et al., 2015), com consequência direta na redução da produtividade de biomassa florestal (Grace et al., 2006; Feldpausch et al., 2016; Reis et al., 2022).

Um dos desafios atuais da ciência é prever como as espécies reagirão as tais mudanças e saber qual será a tolerância fisiológica e a adaptabilidade das mesmas aos eventos de seca extrema e temperaturas mais altas (Banin et al., 2015). Espera-se que essas alterações diminuam a capacidade de recuperação das florestas levando, por exemplo, à redução de algumas populações (Potter et al., 2013). Aquelas espécies que não são adaptadas ao clima mais seco provavelmente serão as mais afetadas, podendo ser excluídas em condições de eventos de seca extrema (Engelbrecht et al., 2007; Esquivel-Muelbert et al., 2019). No entanto, a seca também poderá aumentar a ocorrência de algumas espécies, reduzindo o potencial de diversidade, resistência e a estabilidade das florestas para suportar novos eventos climáticos extremos (Brien et al., 2015; Esquivel-Muelbert et al., 2019).

A vegetação hiperdinâmica na transição Amazônia-Cerrado (Marimon et al., 2014) também se mostrou suscetível a essas mudanças e estudos demonstraram que a vegetação dos dois maiores biomas brasileiros está sofrendo com as alterações do clima (Lewis et al., 2010; 2011; Feldpausch et al., 2016; Esquivel-Muelbert et al., 2019; Hofmann et al., 2021; Reis et al.,

2022). A transição Amazônia-Cerrado sofre intensas ameaças por ações antrópicas em detrimento da fronteira agrícola (Brando et al., 2014; Alencar et al., 2015; Marques et al., 2020), com a conversão da vegetação nativa em pastagens e lavouras, em geral maximizada pela influência do "arco do desmatamento" (Morton et al., 2013). Logo, esse efeito poderá ser intensificado pelo aumento na frequência dos eventos de *El Niño*, ou ENSO em inglês (*El Niño* Oscilação-Sul), caracterizado pelo aquecimento anormal das águas superficiais e sub-superficiais do Oceano Pacífico Equatorial (Marengo et al., 2011), que normalmente provoca secas extremas na Amazônia e resulta na limitação do crescimento das plantas (Phillips et al., 2009; 2010; Rifai et al., 2018; Esquivel-Mulebert et al., 2019).

Estudos recentes apontaram drásticas consequências da última seca severa na Amazônia (Liu et al., 2017; Rifai et al., 2018), coincidindo com o ENSO de 2015/2016, o mais forte já registrado até hoje (Figura 1). Em 2015, foi registrado o ano mais quente da história na transição Amazônia-Cerrado, coincidindo com o mais forte evento de seca já registrado para a região, com redução de aproximadamente 50% da precipitação, segundo os dados de diversas estações meteorológicas do INMET (Instituto Nacional de Meteorologia) localizadas na região (Peixoto et al., 2017; Rifai et al., 2018). Porém, ainda sabemos pouco sobre como a vegetação da transição entre os dois maiores biomas sul-americanos responderá às alterações climáticas drásticas, sendo essencial compreendermos as respostas desses ambientes diante de mudanças ambientais e quais são os fatores-chave ligados à resiliência dos diferentes tipos de vegetação que ocorrem nesta região.

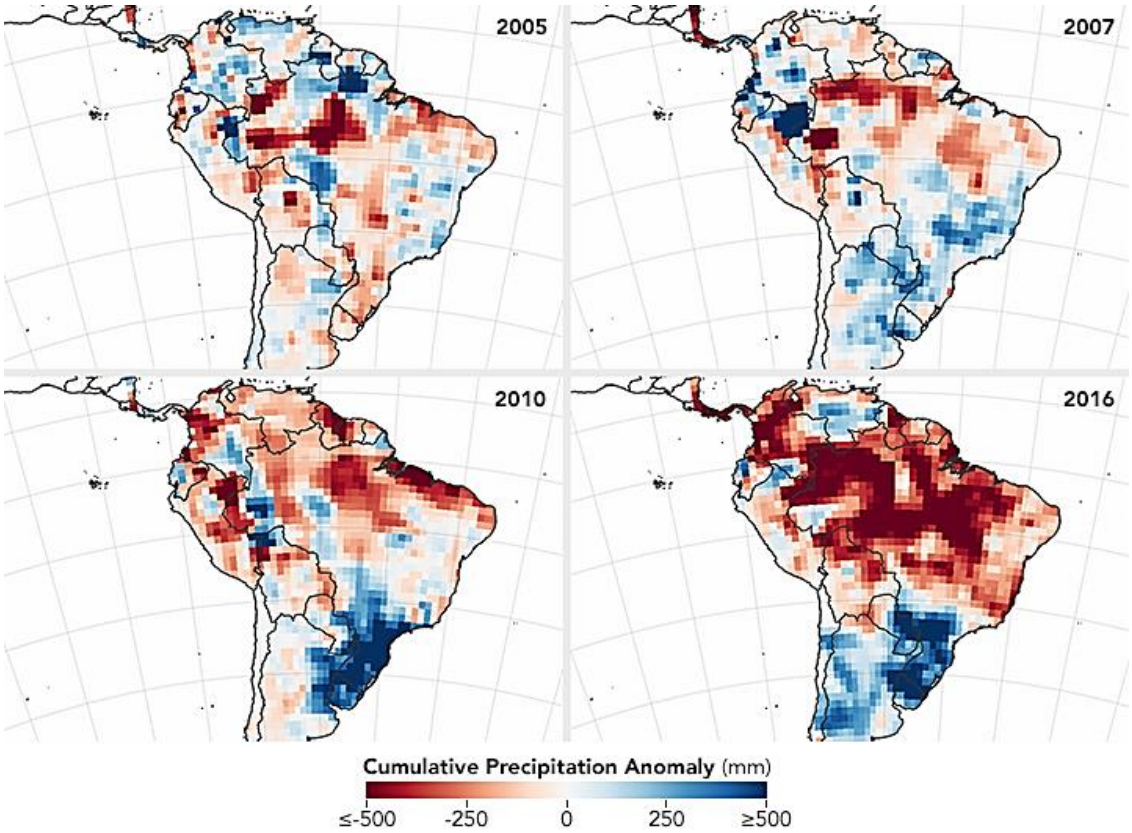



**Figura 1.** Anomalias nos índices pluviométricos anuais na América do Sul na última década. Fonte: NASA (2016).

**REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

Alencar, A. A., Brando, P. M., Asner, G. P., & Putz, F. E. (2015). Landscape fragmentation, severe drought, and the new Amazon Forest fire regime. *Ecological Applications, 25*(6), 1493–1505. https://doi.org/10.1890/14-1528.1

Alencar, A., Nepstad, D., & Diaz, M. C. V. (2006). Forest Understory Fire in the Brazilian Amazon in ENSO and Non-ENSO Years: Area Burned and Committed Carbon Emissions. *Earth Interactions*, *10*(6), 1–17. https://doi.org/10.1175/EI150.1

Aragão, L. E. O. C. (2012). The rainforest's water pump. *Nature*, *489*(7415), 217–218. https://doi.org/10.1038/nature11485

Aragão, L. E. O. C., Poulter, B., Barlow, J. B., Anderson, L. O., Malhi, Y., Saatchi, S., Phillips, O. L., & Gloor, E. (2014). Environmental change and the carbon balance of Amazonian forests. *Biological Reviews*, *89*(4), 913–931. https://doi.org/10.1111/brv.12088

Banin, L. F., Phillips, O. L., & Lewis, S. L. (2015). Tropical Forests. In: *Routledge Handbook of Forest Ecology*, Peh, K.S.-H., Corlett, R.T., Bergeron, Y. pp. 56–75.

Brando, P. M., Balch, J. K., Nepstad, D. C., Morton, D. C., Putz, F. E., Coe, M. T., Silvério, D., Macedo, M. N., Davidson, E. A., Nóbrega, C. C., Alencar, A., Soares-Filho, B. S. (2014). Abrupt increases in Amazonian tree mortality due to drought-fire interactions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *111*(17), 6347–6352. https://doi.org/10.1073/pnas.1305499111

Brienen, R. J. W., Phillips, O. L., Feldpausch, T. R., Gloor, E., Baker, T. R., Lloyd, J., Lopez-Gonzalez, G., Monteagudo-Mendoza, A., Malhi, Y., Lewis, S. L., Vásquez Martinez, R., Alexiades, M., Álvarez Dávila, E., Alvarez-Loayza, P., Andrade, A., Aragão, L. E. O. C., Araujo-Murakami, A., Arets, E. J. M. M., Arroyo, L., … Zagt, R. J. (2015). Long-term decline of the Amazon carbon sink. *Nature*, *519*(7543), 344–348. https://doi.org/10.1038/nature14283

Cardoso, D., Särkinen, T., Alexander, S., Amorim, A. M., Bittrich, V., & Celis, M. (2017). Amazon plant diversity revealed by a taxonomically verified species list. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *114*(40). https://doi.org/10.1073/pnas.1706756114

Clark, D. B., Clark, D. A. & Oberbauer, S. F. (2010). Annual wood production in a tropical rain forest in NE Costa Rica linked to climatic variation but not to increasing $CO_2$. *Global Change Biology*, 747–759. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.02004.xDavidson, E. A., de Araújo, A. C., Artaxo, P., Balch, J. K., Brown, I. F., C. Bustamante, M. M., Coe, M. T., DeFries, R. S., Keller, M., Longo, M., Munger, J. W., Schroeder, W., Soares-Filho,

B. S., Souza, C. M., & Wofsy, S. C. (2012). The Amazon basin in transition. *Nature*, *481*(7381), 321–328. https://doi.org/10.1038/nature10717

Davidson, E., Araújo, A. C., Artaxo, P., Balch, J. K., Brown, I. F., Bustamante, M. M. C., Coe, M. T., Fries, R. S., Keller, M., Longo, M., Munger, J. W., Schoeder, W., Soares-Filho, B. S. S., Souza-JR, C. M & Wofsy, S. C. (2012). The Amazon basin in transition. *Nature*, *481*, 321–328. https://doi.org/10.1038/nature10717

Doughty, C. E., Goldsmith, G. R., Raab, N., Girardin, C. A. J., Farfan-Amezquita, F., Huaraca-Huasco, W., Silva-Espejo, J. E., Araujo-Murakami, A., da Costa, A. C. L., Rocha, W., Galbraith, D., Meir, P., Metcalfe, D. B., & Malhi, Y. (2017). What controls variation in carbon use efficiency among Amazonian tropical forests? *Biotropica*, *50*(1), 16–25. https://doi.org/10.1111/btp.12504

Doughty, C. E., Metcalfe, D. B., Girardin, C. A. J., Amézquita, F. F., Cabrera, D. G., Huasco, W. H., Silva-Espejo, J. E., Araujo-Murakami, A., da Costa, M. C., Rocha, W., Feldpausch, T. R., Mendoza, A. L. M., da Costa, A. C. L., Meir, P., Phillips, O. L., & Malhi, Y. (2015). Drought impact on forest carbon dynamics and fluxes in Amazonia. *Nature*, *519*(7541), 78–82. https://doi.org/10.1038/nature14213

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*(7140), 80–82. https://doi.org/10.1038/nature05747

Epstein, H. E., Burke, I. C., & Lauenroth, W. K. (2002). Regional Patterns of Decomposition and Primary Production Rates in the U.S. Great Plains. *Ecology*, *83*(2), 320. https://doi.org/10.2307/2680016

Erfanian, A., Wang, G., & Fomenko, L. (2017). Unprecedented drought over tropical South America in 2016: significantly under-predicted by tropical SST. *Scientific Reports*, *7*(1), 5811. https://doi.org/10.1038/s41598-017-05373-2

Esquivel-Muelbert, A., Baker, T. R., Dexter, K. G., Lewis, S. L., Brienen, R. J. W., Feldpausch, T. R., Lloyd, J., Monteagudo-Mendoza, A., Arroyo, L., Álvarez-Dávila, E., Higuchi, N., Marimon, B. S., Marimon-Junior, B. H., Silveira, M., Vilanova, E., Gloor, E., Malhi, Y., Chave, J., Barlow, J., … Phillips, O. L. (2019). Compositional response of Amazon forests to climate change. *Global Change Biology*, *25*(1), 39–56. https://doi.org/10.1111/gcb.14413

Fauset, S., Johnson, M. O., Gloor, M., Baker, T. R., Monteagudo M. A., Brienen, R. J. W., Feldpausch, T. R., Lopez-Gonzalez, G., Malhi, Y., ter Steege, H., Pitman, N. C. A., Baraloto, C., Engel, J., Pétronelli, P., Andrade, A., Camargo, J. L. C., Laurance, S. G. W.,

Laurance, W. F., Chave, J., Allie, E., …Phillips, O. L. (2015). Hyperdominance in Amazonian Forest carbon cycling. *Nature Communications 6*(6857), 1–9. https://doi.org/10.1038/ncomms7857

Feldpausch, T. R., Phillips, O. L., Brienen, R. J. W., Gloor, E., Lloyd, J., Lopez-Gonzalez, G., Monteagudo-Mendoza, A., Malhi, Y., Alarcón, A., Álvarez Dávila, E., Alvarez-Loayza, P., Andrade, A., Aragao, L. E. O. C., Arroyo, L., Aymard C., G. A., Baker, T. R., Baraloto, C., Barroso, J., Bonal, D., … Vos, V. A. (2016). Amazon forest response to repeated droughts. *Global Biogeochemical Cycles*, *30*(7), 964–982. https://doi.org/10.1002/2015GB005133

Gatti, L. V., Basso, L. S., Miller, J. B., Gloor, M., Gatti Domingues, L., Cassol, H. L. G., Tejada, G., Aragão, L. E. O. C., Nobre, C., Peters, W., Marani, L., Arai, E., Sanches, A. H., Corrêa, S. M., Anderson, L., von Randow, C., Correia, C. S. C., Crispim, S. P., & Neves, R. A. L. (2021). Amazonia as a carbon source linked to deforestation and climate change. *Nature*, *595*(7867), 388–393. https://doi.org/10.1038/s41586-021-03629-6

Gloor, M., Barichivich, J., Ziv, G., Brienen, R., Schöngart, J., Peylin, P., Ladvocat Cintra, B. B., Feldpausch, T., Phillips, O., & Baker, J. (2015). Recent Amazon climate as background for possible ongoing and future changes of Amazon humid forests. *Global Biogeochemical Cycles*, *29*(9), 1384–1399. https://doi.org/10.1002/2014GB005080

Grace, J., Jose, J. S., Meir, P., Miranda, H. S., & Montes, R. A. (2006). Productivity and carbon fluxes of tropical savannas. *Journal of Biogeography*, *33*(3), 387–400. https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01448.x

Hilker, T., Lyapustin, A. I., Tucker, C. J., Hall, F. G., Myneni, R. B., Wang, Y., Bi, J., Mendes de Moura, Y., & Sellers, P. J. (2014). Vegetation dynamics and rainfall sensitivity of the Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *111*(45), 16041–16046. https://doi.org/10.1073/pnas.1404870111

Hofmann, G. S., Cardoso, M. F., Alves, R. J. v., Weber, E. J., Barbosa, A. A., Toledo, P. M., Pontual, F. B., Salles, L. de O., Hasenack, H., Cordeiro, J. L. P., Aquino, F. E., & Oliveira, L. F. B. (2021). The Brazilian Cerrado is becoming hotter and drier. *Global Change Biology*, *27*(17), 4060–4073. https://doi.org/10.1111/gcb.15712

Jiménez-Muñoz, J. C., Mattar, C., Barichivich, J., Santamaría-Artigas, A., Takahashi, K., Malhi, Y., Sobrino, J. A., & Schrier, G. van der. (2016). Record-breaking warming and extreme drought in the Amazon rainforest during the course of El Niño 2015–2016. *Scientific Reports*, *6*(1), 33130. https://doi.org/10.1038/srep33130

Lewis, S. C., LeGrande, A. N., Kelley, M., & Schmidt, G. A. (2010). Water vapour source impacts on oxygen isotope variability in tropical precipitation during Heinrich events. *Climate of the Past*, *6*(3), 325–343. https://doi.org/10.5194/cp-6-325-2010

Lewis, S. L., Brando, P. M., Phillips, O. L., van der Heijden, G. M. F., & Nepstad, D. (2011). The 2010 Amazon Drought. *Science*, *331*(6017), 554–554. https://doi.org/10.1126/science.1200807

Liu, J., Bowman, K. W., Schimel, D. S., Parazoo, N. C., Jiang, Z., Lee, M., Bloom, A. A., Wunch, D., Frankenberg, C., Sun, Y., O'Dell, C. W., Gurney, K. R., Menemenlis, D., Gierach, M., Crisp, D., & Eldering, A. (2017). Contrasting carbon cycle responses of the tropical continents to the 2015–2016 El Niño. *Science*, *358*(6360). https://doi.org/10.1126/science.aam5690

Malhi, Y. (2012). The productivity, metabolism and carbon cycle of tropical forest vegetation. *Journal of Ecology*, *100*(1), 65–75. https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2011.01916.x

Malhi, Y., Doughty, C., & Galbraith, D. (2011). The allocation of ecosystem net primary productivity in tropical forests. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, *366*(1582), 3225–3245. https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0062

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*(12), n/a-n/a. https://doi.org/10.1029/2011GL047436

Marimon, B. S., Marimon-Junior, B. H., Feldpausch, T. R., Oliveira-Santos, C., Mews, H. A., Lopez-Gonzalez, G., Lloyd, J., Franczak, D. D., de 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*(1–2), 281–292. https://doi.org/10.1080/17550874.2013.818072

Marques, E. Q., Marimon-Junior, B. H., Marimon, B. S., Matricardi, E. A. T., Mews, H. A., & Colli, G. R. (2020). Redefining the Cerrado–Amazonia transition: implications for conservation. *Biodiversity and Conservation*, *29*(5), 1501–1517. https://doi.org/10.1007/s10531-019-01720-z

Morton, D. C., le Page, Y., DeFries, R., Collatz, G. J., & Hurtt, G. C. (2013). Understorey fire frequency and the fate of burned forests in southern Amazonia. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, *368*(1619), 20120163. https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0163

Peixoto, K. S., Marimon-Junior, B. H., Marimon, B. S., Elias, F., Freitag, R., Mews, H. A., Neves, E. C., Prestes, N. C. S., Malhi, Y. (2017). Unravelling ecosystem functions at the

Amazonia-Cerrado transition: II. Carbon stocks and $CO_2$ soil efflux in cerradão forest undergoing ecological succession. *Acta Oecologica*, *82*, 23-31. https://doi.org/10.1016/j.actao.2017.05.005

Phillips, O. L., Aragão, L. E. O. C., Lewis, S. L., Fisher, J. B., Lloyd, J., 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., …Torres-Lezama, A. (2009). Drought Sensitivity of the Amazon Rainforest. *Science*, *323*(5919), 1344–1347. https://doi.org/10.1126/science.1164033

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., de Oliveira, Á. C. A., … Vilanova, E. (2010). Drought-mortality relationships for tropical forests. *New Phytologist*, *187*(3), 631–646. https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2010.03359.x

Potter, K. A., Arthur Woods, H., & Pincebourde, S. (2013). Microclimatic challenges in global change biology. *Global Change Biology*, *19*(10), 2932–2939. https://doi.org/10.1111/gcb.12257

Reis, S. M., Marimon, B. S., Esquivel-Muelbert, A., Marimon Jr, B. H., Morandi, P. S., Elias, F., de Oliveira, E. A., Galbraith, D., Feldpausch, T. R., Menor, I. O., Malhi, Y., Phillips, O. L. (2022). Climate and crown damage drive tree mortality in southern Amazonian edge forests. *Journal of Ecology*, *110*(4), 876–888. https://doi.org/10.1111/1365-2745.13849

Rifai, S. W., Girardin, C. A. J., Berenguer, E., del Aguila-Pasquel, J., Dahlsjö, C. A. L., Doughty, C. E., Jeffery, K. J., Moore, S., Oliveras, I., Riutta, T., Rowland, L. M., Murakami, A. A., Addo-Danso, S. D., Brando, P., Burton, C., Ondo, F. E., Duah-Gyamfi, A., Amézquita, F. F., Freitag, R., … Malhi, Y. (2018). ENSO Drives interannual variation of forest woody growth across the tropics. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, *373*(1760), 1471–2970. https://doi.org/10.1098/rstb.2017.0410

Rowland, L., da Costa, A. C. L., Galbraith, D. R., Oliveira, R. S., Binks, O. J., Oliveira, A. A. R., Pullen, A. M., Doughty, C. E., Metcalfe, D. B., Vasconcelos, S. S., Ferreira, L. v., Malhi, Y., Grace, J., Mencuccini, M., & Meir, P. (2015). Death from drought in tropical forests is triggered by hydraulics not carbon starvation. *Nature*, *528*(7580), 119–122. https://doi.org/10.1038/nature15539

Saatchi, S., Asefi-Najafabady, S., Malhi, Y., Aragao, L.E., Anderson, L.O., Myneni, R.B., Nemani, R. (2013). Persistent effects of a severe drought on Amazonian Forest canopy. *PNAS. 110*(2), 565–570. https://doi.org/10.1073/pnas.1204651110

Verbeeck, H., Peylin, P., Bacour, C., Bonal, D., Steppe, K., & Ciais, P. (2011). Seasonal patterns of $CO_2$ fluxes in Amazon forests: Fusion of eddy covariance data and the ORCHIDEE model. *Journal of Geophysical Research*, *116*(G2), G02018. https://doi.org/10.1029/2010JG001544

Vlam, M., Baker, P. J., Bunyavejchewin, S., & Zuidema, P. A. (2014). Temperature and rainfall strongly drive temporal growth variation in Asian tropical forest trees. *Oecologia*, *174*(4), 1449–1461. https://doi.org/10.1007/s00442-013-2846-x

Wang, X., Piao, S., Ciais, P., Friedlingstein, P., Myneni, R. B., Cox, P., Heimann, M., Miller, J., Peng, S., Wang, T., Yang, H., & Chen, A. (2014). A two-fold increase of carbon cycle sensitivity to tropical temperature variations. *Nature*, *506*(7487), 212–215. https://doi.org/10.1038/nature12915

Yahdjian, L., Sala, O. E., & Austin, A. T. (2006). Differential Controls of Water Input on Litter Decomposition and Nitrogen Dynamics in the Patagonian Steppe. *Ecosystems*, *9*(1), 128–141. https://doi.org/10.1007/s10021-004-0118-7

# CAPÍTULO 1

## EFEITO DO ENSO 2015/2016 NA COMPOSIÇÃO DE ESPÉCIES LENHOSAS DA TRANSIÇÃO AMAZÔNIA-CERRADO

A ser submetido para publicação no periódico *Flora (Jena)*

**RESUMO**

Eventos extremos de seca causados pelo *El Niño* Oscilação Sul (ENSO, na sigla em inglês) têm sido frequentemente associados ao aumento da mortalidade de árvores nas florestas tropicais e consequentemente têm promovido mudanças florísticas e estruturais na vegetação. Avaliamos os efeitos da seca extrema causada pelo ENSO 2015/2016 na densidade de indivíduos e na composição de espécies arbóreas em Floresta Ombrófila Aberta (FO), Floresta Estacional (FE), Cerradão (CD) e Cerrado Típico (CT) na transição entre os dois maiores biomas da América do Sul, a Amazônia e o Cerrado. Realizamos inventários antes e após o ENSO, no qual foram amostramos 12.465 indivíduos, 526 espécies, 225 gêneros e 65 famílias. Nos inventários após o ENSO, 97 espécies desapareceram e 61 novas espécies foram registradas. A perda total de indivíduos após o ENSO, para todas as fitofisionomias, foi de quase 10%. As parcelas de floresta estacional e de cerradão apresentaram as maiores substituições, perdas de espécies e reduções na densidade de indivíduos após o ENSO. A localização geográfica dessas florestas, associada a um clima marcadamente sazonal, provavelmente impulsionou tais mudanças. Na maioria das fitofisionomias houve aumento de espécies pioneiras e típicas de ambientes mais secos, indicando que embora muitas espécies sejam vulneráveis a eventos climáticos extremos, outras podem se beneficiar, principalmente aquelas com ciclo de vida curto. Verificamos que a vegetação da transição Amazônia-Cerrado é vulnerável a anomalias climáticas, pois todas as fitofisionomias avaliadas apresentaram alterações na densidade de indivíduos e na composição de espécies. Nosso estudo também forneceu uma lista das espécies mais vulneráveis e resistentes ao ENSO 2015/2016, que podem ser indicadas em iniciativas de plantio para recuperação de áreas degradadas.

**Palavras-chave:** seca, florística, mudanças climáticas.

**ABSTRACT**

Extreme drought events caused by the El Niño Southern Oscillation (ENSO) have been frequently associated with increased tree mortality in tropical forests, leading to floristic and structural changes in vegetation. We evaluated the effects of the severe drought caused by the 2015/2016 ENSO on the density of individuals and tree species composition in Open Ombrophilous Forest (FO), Seasonal Forest (FE), Closed Cerrado (CD), and Typical Cerrado (CT) in the transition zone between the two largest biomes in South America, the Amazon and the Cerrado. We conducted inventories before and after the ENSO, sampling 12,465 individuals, 526 species, 225 genera, and 65 families. In the inventories after the ENSO, 97 species disappeared, and 61 new species were recorded. The total loss of individuals after the ENSO, across all vegetation types, was nearly 10%. Seasonal forest and closed cerrado plots showed the highest replacements, species losses, and reductions in individual density after the ENSO. The geographic location of these forests, combined with a markedly seasonal climate, likely drove these changes. In most vegetation types, there was an increase in pioneer and typical species from drier environments, indicating that while many species are vulnerable to extreme climatic events, others may benefit, especially those with a short life cycle. We found that the vegetation in the Amazon-Cerrado transition is vulnerable to climatic anomalies, as all evaluated vegetation types showed changes in individual density and species composition. Our study also provided a list of the most vulnerable and resistant species to the 2015/2016 ENSO, which can be recommended in reforestation initiatives for degraded areas.

**Keywords:** drought, floristic, climate change.

## 1. Introdução

As mudanças climáticas, evidenciadas pelo aumento da temperatura do ar e alterações nos eventos de precipitação, podem contribuir negativamente para a dinâmica da composição de espécies das florestas tropicais (Esquivel-Muelbert et al., 2019a; Hubau et al., 2020). Dentre os principais fatores que estão contribuindo para a variação climática nas últimas décadas, destacamos o aumento da frequência e gravidade dos eventos de seca, que ocorrem durante a Oscilação Sul do *El Niño* (ENSO), como o observado em 2015/2016, é considerado um dos mais fortes eventos de aquecimento já registrados no sul da Amazônia (Schiermeier, 2015; Jimenez et al., 2018; Esquivel-Muelbert et al., 2019b).

Em geral, seca prolongada associada ao aumento da temperatura desencadeia déficit hídrico no solo, afetando a eficiência fotossintética das plantas (Brando et al., 2008; Tiwari et al., 2020) e reduz o ritmo de acúmulo de biomassa na vegetação. Embora os impactos ecológicos do aumento da temperatura e da redução da precipitação permaneçam incertos, as florestas do sul da Amazônia são conhecidas por terem experimentado as temperaturas mais altas durante o ENSO 2015/2016 (Jiménez-Muñoz et al., 2016; Liu et al., 2017; Jimenez et al., 2018). Assim, este evento climático recente, combinado com monitoramento de longo prazo em toda a região sul-Amazônica, oferece uma oportunidade para um experimento natural em larga escala no qual podemos investigar os efeitos da seca na vulnerabilidade e na dinâmica da composição de espécies em diferentes ecossistemas.

Estudos indicaram relação positiva entre a seca extrema e o aumento acentuado da mortalidade de árvores na Amazônia, como os registrados em 1997-1998 (Williamson et al., 2000), em 2005 (Phillips et al., 2009), em 2007 (Brando et al., 2014) e em 2010 (Doughty et al., 2015). Da mesma forma, a seca prolongada registrada em florestas tropicais da Austrália tem sido associada a aumentos de mortalidade (Bauman et al., 2022). No entanto, nem todas as investigações sobre os efeitos de eventos de seca em regiões tropicais têm mostrado claros impactos negativos, como por exemplo os ganhos líquidos de biomassa em florestas da Amazônia relatados por Zuleta et al. (2017) e Sousa et al. (2020).

Estudos experimentais, que podem induzir um déficit hídrico forte e prolongado na vegetação, resultando em estresse hídrico acumulado, mostram taxas de mortalidade acentuadas que variam de 1,5 a 9% (e.g., Nepstad et al., 2007). Além disso, os impactos associados às secas em regiões neotropicais muitas vezes envolvem a redução do crescimento das árvores e a queda na produtividade primária líquida (Doughty et al., 2015; Bonal et al., 2016; Feldpausch et al., 2016). Embora estes estudos tenham se concentrado nas respostas do estoque de carbono no ecossistema, e Esquivel-Muelbert et al. (2019a) na avaliação das respostas da biodiversidade

por três décadas, não temos conhecimento de estudos analisando o impacto de eventos pontuais de secas extremas na composição de espécies arbóreas na Amazônia e na transição com o Cerrado.

O Cerrado, é o segundo maior bioma na América do sul, ficando atrás apenas da Amazônia. Esses dois biomas são extremamente importantes, não apenas pela alta diversidade de espécies que apresentam, mas também pelo vasto estoque de carbono e pela influência que exercem sobre a regulação do clima global (Morandi et al., 2018; Esquivel-Muelbert et al., 2019b; Gatti et al., 2021; Zimbres et al., 2021; Hofmann et al., 2021). A transição entre a Amazônia e o Cerrado é uma zona de tensão ecológica, caracterizada pela alta heterogeneidade florística e fitofisionômica com a ocorrência de diferentes tipos de florestas e savanas (Ratter et al., 1973; Marimon et al., 2006, 2014; Morandi et al., 2016). No entanto, nas últimas décadas, as atividades antrópicas eliminaram quase metade da cobertura florestal nesta zona de transição (Marques et al., 2020), contribuindo para a redução local das chuvas (Bonini et al., 2014), bem como para o aumento das temperaturas e secas prolongadas (Marengo et al., 2012). Como resultado, além de reduzir a diversidade de espécies e causar a perda de habitat, tais mudanças fragilizam as florestas da região, que podem sofrer diferentes impactos (Brando et al., 2014; Esquivel-Muelbert et al., 2019a).

Na transição entre a Amazônia e o Cerrado, a coocorrência de espécies desempenha um papel vital na dinâmica das paisagens, principalmente devido às conexões florísticas entre os dois biomas (Ratter et al., 1973; Marimon et al., 2006), que ocorrem sob interações complexas de fatores bióticos e abióticos, resultando em uma vegetação hiperdinâmica (Marimon et al., 2014). Assim, considerando a atual degradação florestal, eventos de seca e altas temperaturas, as espécies arbóreas na transição Amazônia-Cerrado podem estar no seu limite de adaptabilidade (Tiwari et al., 2020; Araújo et al., 2021). As elevadas taxas de mortalidade das árvores no sul da Amazônia aumentaram ainda mais nos últimos anos, provavelmente devido à fragmentação da paisagem que pode ter desencadeado sucessivos *feedbacks* negativos na relação desmatamento × seca × fogo, afetando seriamente a dinâmica da vegetação e o sumidouro de carbono da região (Brando et al. al. 2014; Brienen et al., 2015; Marimon et al., 2014; Morandi et al., 2018; Nogueira et al., 2019; Prestes et al., 2020; Esquivel-Muelbert et al., 2020; Gatti et al., 2021; Reis et al., 2022). Explorar se essas mudanças ambientais também afetam a composição florística e a distribuição das espécies é uma tarefa necessária e urgente.

Nosso objetivo foi quantificar as mudanças na composição e diversidade de espécies nas formações florestais e savânicas da transição Amazônia-Cerrado após o evento de ENSO em 2015/2016, fornecendo informações que possam ampliar o conhecimento sobre a resistência

e a resiliência das vegetações transicionais às mudanças climáticas. Para tanto, utilizamos uma rede regional única de parcelas de monitoramento de longo prazo, com múltiplas parcelas avaliadas antes e após o ENSO 2015/2016. Assim foi possível testar a hipótese de que a composição florística muda ao longo do gradiente estrutural entre as fitofisionomias na transição Amazônia-Cerrado, com as formações savânicas apresentando espécies típicas de ambientes mais secos em comparação com as formações florestais. Neste contexto, nossa expectativa foi que vegetações que não experimentam biologicamente estresse hídrico prolongado são mais suscetíveis a mudanças adversas na dinâmica das espécies lenhosas (Figura 1). Elaboramos as seguintes perguntas: a) Qual a consequência da seca extrema causada pelo ENSO 2015/2016 na vegetação arbórea em fitofisionomias de Floresta Ombrófila Aberta (FO), Floresta Estacional (FE), Cerradão (CD) e Cerrado Típico (CT) na transição Amazônia-Cerrado, em termos de composição florística e densidade de indivíduos? b) Quais gêneros e famílias apresentaram as perdas e ganhos mais significativos na densidade populacional entre os períodos antes e após o ENSO 2015/2016.

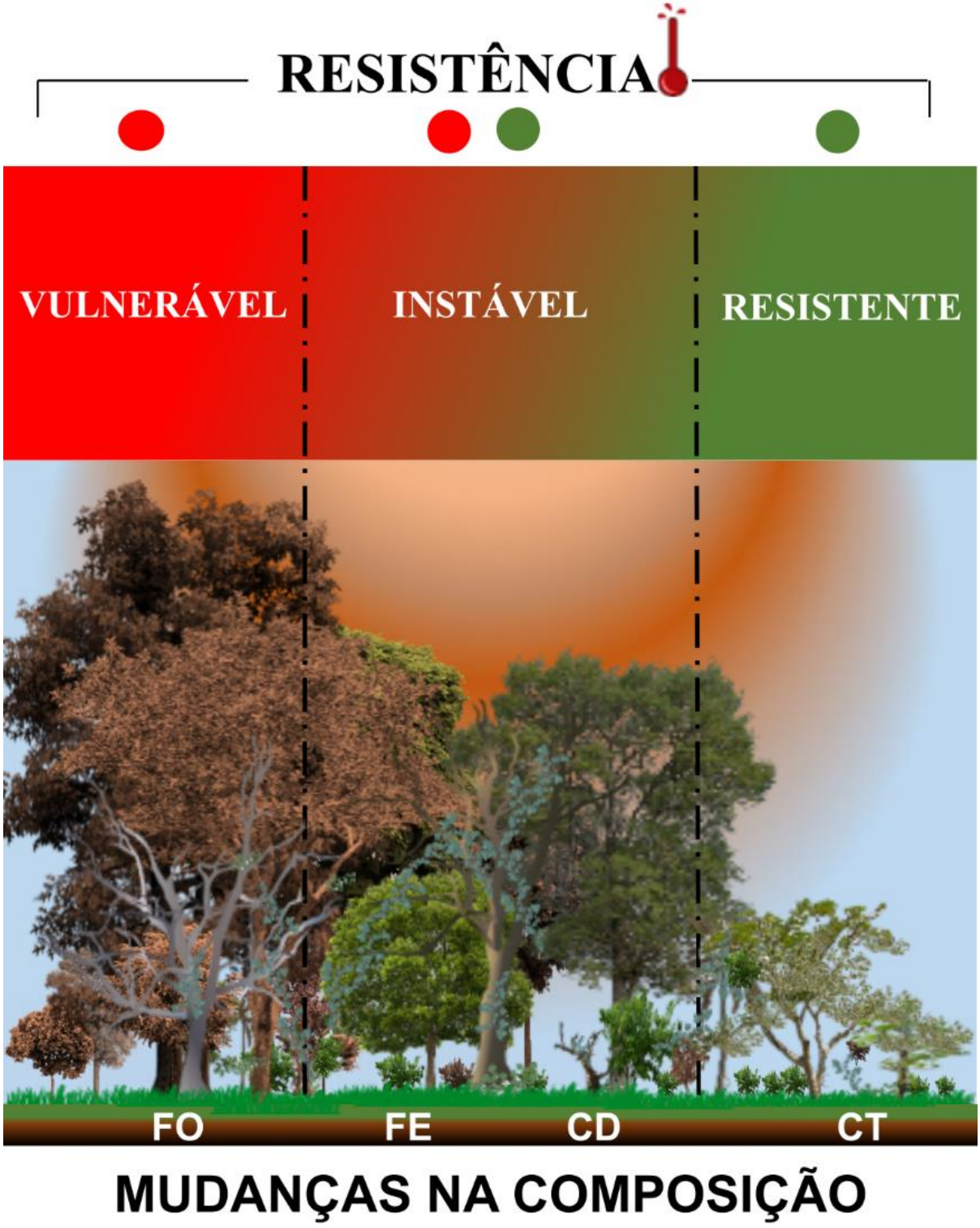



**Figura 1.** Hipótese ilustrativa das mudanças na composição florística baseada no percentual de perda e ganho de espécies arbóreas nas fitofisionomias de Floresta Ombrófila Aberta (FO), Floresta Estacional (FE), Cerradão (CD) e Cerrado Típico (CT), após a seca extrema causada pelo ENSO de 2015/2016. A resistência é apontada pelos círculos: vermelho (vulneráveis), vermelho e verde (instáveis) e verde (resistentes).

## 2. Material e métodos

### *2.1 Área de estudo*

Realizamos este estudo em 27 parcelas permanentes, incluindo 24 de 1 ha e três de 0,5 ha (Tabela S1) estabelecidas na transição entre os dois maiores biomas da América do Sul, a Amazônia e o Cerrado (Figura 2). O clima da região corresponde aos tipos Aw (tropical com invernos secos) e Am (monções tropicais) na classificação de Köppen (Alvares et al., 2013). As médias anuais de precipitação e temperatura variam entre 1.511 e 2.353 mm e 24,1 e 27,3°C, respectivamente (Tabela S1) (Hijmans et al., 2005). As parcelas foram estabelecidas em diferentes fitofisionomias da região de transição Amazônia-Cerrado: floresta ombrófila aberta (FO, três parcelas), floresta estacional (FE, doze parcelas), cerradão (CD, quatro parcelas) e cerrado típico (CT, oito parcelas).

As fitofisionomias avaliadas representam um gradiente de vegetação, em um extremo com o CT, caracterizado por apresentar vegetação predominantemente arbóreo-arbustiva entremeadas a um tapete graminoso, com cobertura arbórea de 20 a 50% e alturas entre 3 e 6 m (Ribeiro e Walter, 2008). O solo é predominantemente ácido, álico e distrófico do tipo Latossolo Vermelho-Amarelo (Marimon-Junior e Haridasan, 2005). No outro extremo, a FO apresenta vegetação perenifólia, com dossel fechado, árvores de até 50 m de altura e solos do tipo Latossolo (Miranda, 2016). Intermediários aos dois extremos destacamos a FE que é semidecídua, com árvores de dossel fechado e solos do tipo Latossolo (Marimon et al., 2014) e o CD, formação tipicamente florestal com caráter estritamente transicional entre as FO e FE e as formações savânicas típicas do Cerrado. O CD apresenta dossel contínuo e cobertura arbórea que pode oscilar de 50 a 90%, sendo maior na estação chuvosa e menor na seca, com árvores de 8 a 15 m e solos com textura e fertilidade variáveis (Ratter et al., 1973; Marimon et al., 2006; 2014). Os detalhes e a descrição de cada fitofisionomia estão disponíveis em Marimon et al. (2006; 2014), Morandi et al. (2016; 2018), Reis et al. (2018) e Nogueira et al. (2019).

### *2.2 Inventário da vegetação*

Realizamos a amostragem da vegetação usando os protocolos adotados pela rede RAINFOR (http://www.rainfor.org/) (Phillips et al., 2002) e utilizamos os dados coletados pela equipe do Laboratório de Ecologia Vegetal (Universidade do Estado de Mato Grosso, *Campus* de Nova Xavantina) e depositados na plataforma *ForestPlots.net* (Lopez-Gonzalez et al., 2011; ForestPlots.net et al., 2021). Utilizamos os dados de inventários realizados entre 2013 e 2015 para representar o período antes do evento ENSO de 2015/2016 e os dados de inventários a partir de 2017 até 2020 para representar o período após o ENSO 2015/2016, com intervalo

médio de 3 anos entre os inventários. O protocolo de coleta de dados foi o mesmo em todos os inventários, ou seja, medimos e identificamos todas as árvores e palmeiras com diâmetro na altura do peito (DAP, medido a 1,3 m) ≥ 10 cm nas florestas e a 0,3 m (diâmetro a 30 cm acima do nível do solo) para as parcelas em cerrado típico.

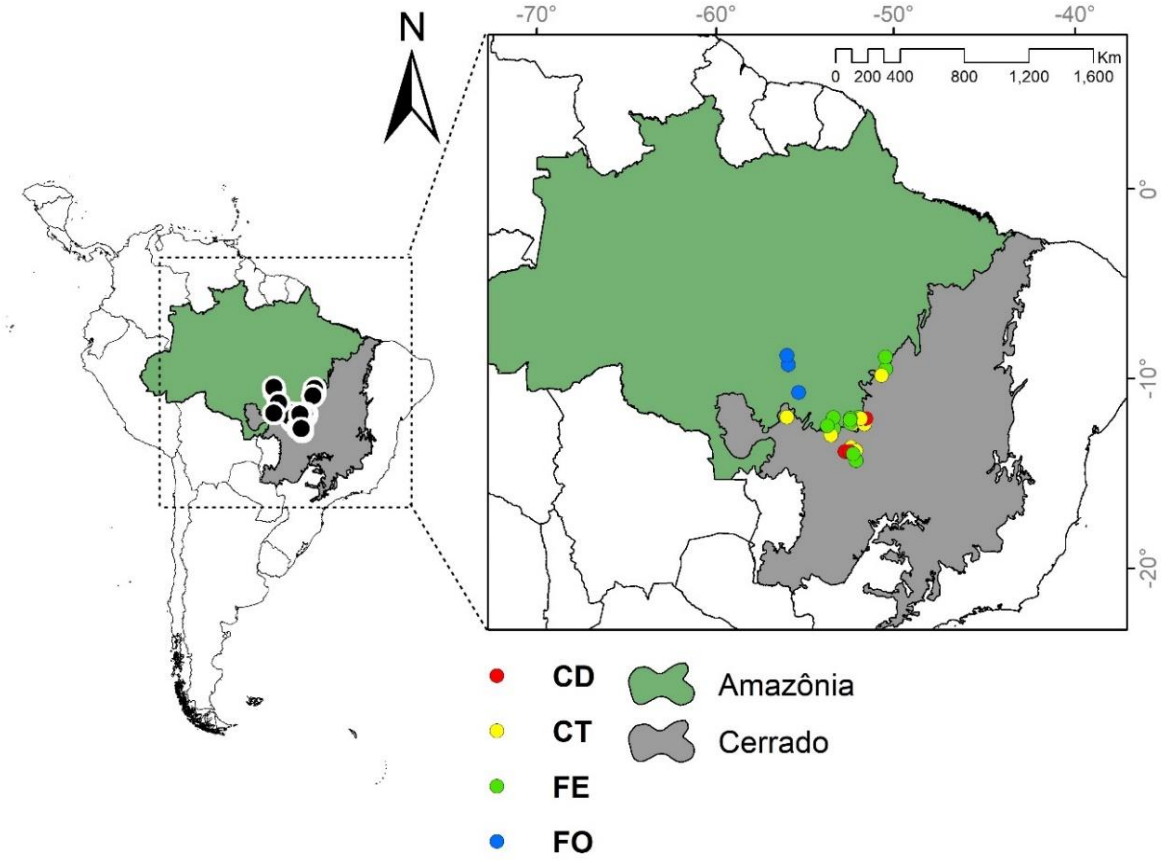



**Figura 2.** Localização geográfica das parcelas permanentes de Cerradão (CD), Cerrado Típico (CT), Floresta Estacional (FE) e Floresta Ombrófila Aberta (FO) amostradas na transição Amazônia-Cerrado, Brasil. As parcelas estão ao norte do Cerrado e ao sul da Amazônia, entre as regiões leste e norte do estado de Mato Grosso e sul do Pará.

### *2.3 Descrição dos preditores*

O componente climático foi representado pelo Déficit Hídrico Acumulado Máximo (MCWD), com base no calendário anual (janeiro a dezembro). Classificamos o estresse hídrico para cada parcela considerando os intervalos (antes e durante o ENSO 2015/16), seguindo o modelo modificado por Aragão et al. (2007) (Figura S3). O MCWD é o valor acumulado mais negativo do déficit hídrico climatológico em um ano e o cálculo deste parâmetro é definido como chuvas mensais subtraindo a evapotranspiração e o déficit hídrico do mês anterior, sendo que utilizamos o valor padronizado de evapotranspiração para florestas tropicais de -100 mm mensais (Malhi et al., 2008). Assim, se a precipitação mensal de uma área (pixel) for inferior a

100 mm, é considerado um estado de déficit hídrico. Caso contrário, o MCWD foi definido como zero. Para a precipitação média, utilizamos dados do TerraClimate baseados nos pontos de latitude e longitude de cada parcela (Abatzoglou et al., 2018). Também avaliamos os valores médios da temperatura do ar máxima dos últimos anos (2013-2020) e comparamos com os valores do período de ocorrência do ENSO em 2015/2016, utilizando dados climáticos do repositório da Unidade de Pesquisa Climática (CRU) para avaliar os valores máximo e mínimo.

### *2.4 Análise estatística*

Todas as comparações foram realizadas entre os intervalos (antes e após o ENSO 2015/16) separadamente para cada parcela e comparadas entre as fitofisionomias. Analisamos quais espécies, gêneros e famílias ocorreram em pelo menos 50% das parcelas contendo pelo menos 10 indivíduos por espécie em cada fitofisionomia antes do ENSO 2015/16. Em seguida, calculamos os parâmetros fitossociológicos relativos de frequência, densidade e dominância e o índice do valor de importância (IVI) (Mueller-Dombois e Ellenberg, 1974), de cada espécie, gênero e família em cada fitofisionomia. Logo após o processamento de dados, selecionamos as 20 espécies de maior IVI, e verificamos se aumentaram ou reduziram suas densidades populacionais após o ENSO 2015/2016.

A partir dos dados dos censos antes e após o ENSO 2015/2016, calculamos para cada espécie, a partir dos números de indivíduos amostrados, as taxas médias de mortalidade anual ($M=\{1-[(N_0-N_m)\ /N_0]^{1/t}\}$ x100) e recrutamento ($R=[1-(1-N_r/N_t)^{1/t}]$x100) (Sheil et al., 1995; 2000). Além disso, para corrigir o viés associado à variação entre os intervalos, aplicamos a correção proposta por Lewis et al. (2004), [$\lambda_{corr} = \lambda \times t^{0,08}$], onde: $\lambda$ é a taxa e t é a amplitude do intervalo em anos.

Calculamos os valores de densidade de indivíduos e da riqueza de espécies, gêneros e famílias por parcela e comparamos por fitofisionomia, antes e após o ENSO 2015/2016, por meio do teste t-pareado (Zar, 2010). Além disso, comparamos as mudanças na composição de espécies entre os intervalos utilizando a análise PERMANOVA com a matriz de diferença Bray-Curtis (Anderson, 2001). Para o teste, utilizamos a função *adonis* do pacote *vegan* (Dixon, 2003), configurado para 999 permutações, com a função e pacote *pairwise.adonis* (Martinez Arbizu, 2020).

Para avaliar a eficiência amostral, aplicamos o método de rarefação para as espécies com base no número de indivíduos, comparando a riqueza entre os lotes de diferentes áreas amostrais (Figura Suplementar 1). Também avaliamos o desempenho dos estimadores de

riqueza de espécies (q = 0) por meio de estimativas e avaliação da suficiência amostral utilizando interpolações e extrapolações de Hill com a função e o pacote *iNext* (Hsieh et al., 2016), considerando a densidade de indivíduos em cada fitofisionomia. Baseamos todas as análises estatísticas em um nível de significância de 5% e, juntamente com os gráficos, as processamos no *software* R (R Core Team, 2021).

## 3. Resultados

### *3.1 Parâmetros climáticos, densidade de indivíduos, riqueza de espécies e composição florística*

A seca extrema causada pelo ENSO 2015/2016 provocou alterações em parâmetros climáticos na região de transição Amazônia-Cerrado, com mudanças significativas para a temperatura máxima (teste t-pareado, $p<0,001$) e para o MCWD (teste t-pareado, $p<0,03$). No geral, a temperatura máxima esteve altamente correlacionada com as mudanças na riqueza de espécies e densidade de indivíduos em todas as fitofisionomias. Ao compararmos os resultados de densidade de indivíduos e a riqueza de espécies antes e após o ENSO 2015/2016, verificamos que as parcelas que apresentaram maiores valores de temperaturas máximas do que a média anual de anos anteriores ao evento, apresentaram reduções na densidade de indivíduos e na riqueza de espécies (Figs. 3 e 4). Observamos que a variação na temperatura entre os períodos avaliados impulsionou a dinâmica da composição florística após o ENSO 2015/2016 (Fig. S4).

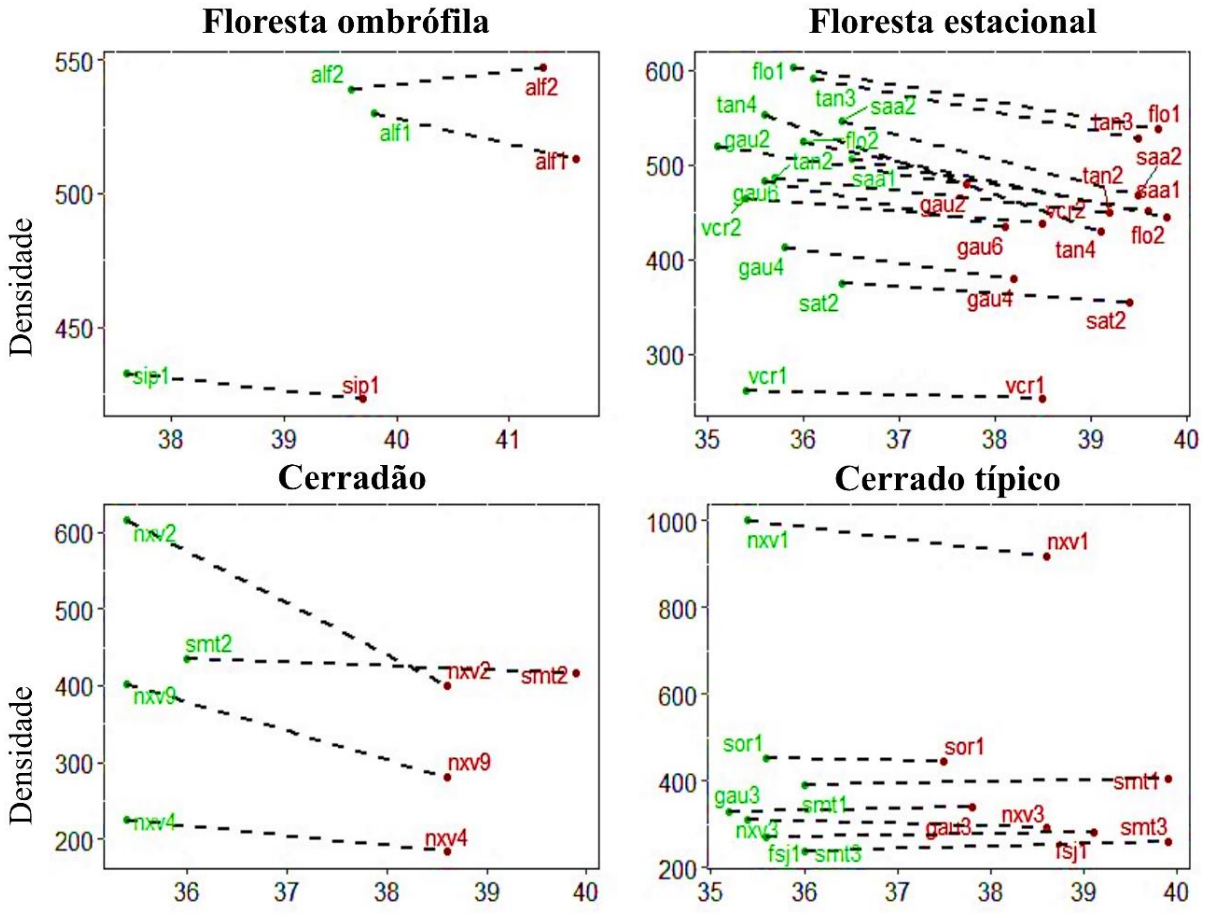



**Fig. 3.** Mudanças na densidade de indivíduos em relação ao aumento da temperatura máxima em parcelas amostradas nas fitofisionomias de Floresta Ombrófila Aberta (FO), Floresta Estacional (FE), Cerradão (CD) e Cerrado Típico (CT) antes (verde) e após (vermelho) o ENSO 2015/2016 na transição Amazônia-Cerrado.

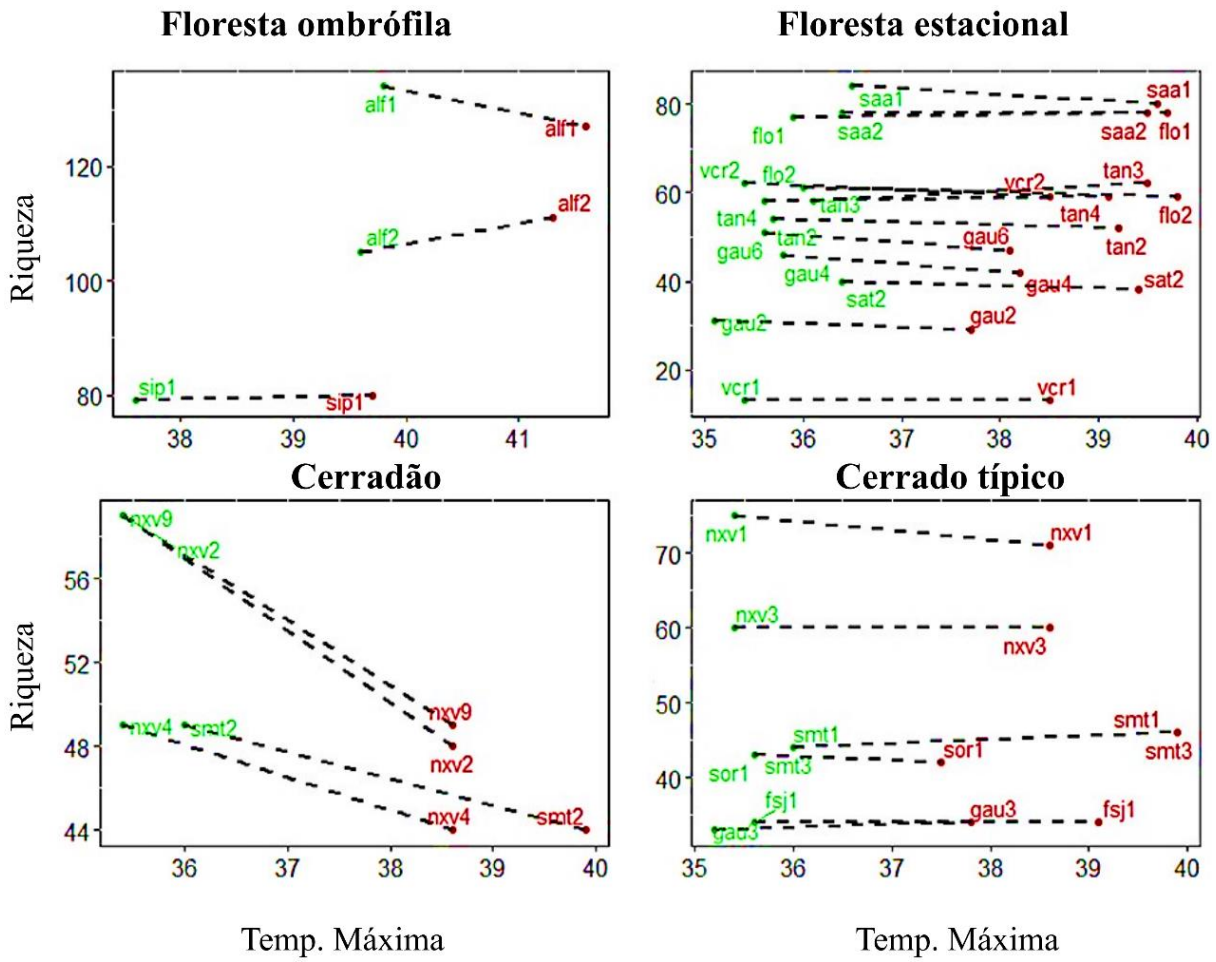



**Fig. 4.** Mudanças na riqueza de espécies em relação ao aumento da temperatura máxima em parcelas amostradas nas fitofisionomias de Floresta Ombrófila Aberta (FO), Floresta Estacional (FE), Cerradão (CD) e Cerrado Típico (CT) antes (verde) e após (vermelho) o ENSO 2015/2016. Antes (verde) na transição Amazônia-Cerrado.

### *3.2 Mudanças na estrutura populacional e riqueza de espécies, gêneros e famílias*

O número total de indivíduos registrados antes do ENSO 2015/2016 foi de 12.465, reduzindo para 11.353 após o evento. Isso representa uma perda líquida de 1.112 árvores (~10%), com uma média de 41 árvores perdidas por parcela (Tabela 1). Após o ENSO, registramos a mortalidade de 1.934 árvores e o recrutamento de 822 e, em geral, para todas as fitofisionomias, o número de mortos foi maior do que o de recrutas. No entanto, as diferenças foram mais marcantes para FE (1.094 mortos; 461 recrutas) e CD (462; 65), sendo que, para FO (128; 107) e CT (250; 189), a diferença entre o número de mortos e recrutas foi menor.

Também encontramos alterações dependentes do tempo na riqueza rarefeita para as fitofisionomias, no número de espécies, gêneros e famílias ao comparar os períodos anteriores e posteriores ao ENSO 2015/2016. Essas mudanças foram mais acentuadas para FE (teste t-pareado, $p$<0,05) e CD (teste t-pareado, $p$<0,02), que apresentaram redução mais significativa no número de indivíduos e espécies, gêneros e famílias após o ENSO (Fig. Sup. 2). No entanto,

a diversidade florística (espécies, gêneros e famílias) não diferiu ao compararmos os inventários antes e após o ENSO 2015/2016 (Tabela Sup. 2). Apesar das pequenas mudanças ocorridas no período, a riqueza total de espécies e a composição florística não permaneceram estáticas, pois 97 espécies saíram e 61 entraram nas parcelas inventariadas, resultando em perda líquida de 36 espécies após o ENSO 2015/2016, com as maiores substituições ocorrendo em FE e CD e as menores em FO e CT (Tabela Sup. 3).

Após o ENSO também registramos a perda de 16 gêneros: três para FO (*Bertholletia*, *Cariniana* e *Sarcaulus*), cinco para FE (*Annona*, *Chomelia*, *Dalbergia*, *Heisteria* e *Triplaris*), seis para CD (*Anacardium*, *Antonia*, *Cardiopetalum, Caryocar*, *Miconia* e *Plenckia*), e dois para CT (*Styrax* e *Zeyheria*). Registramos a ocorrência de que 11 novos gêneros entraram nas parcelas após o evento, três na FO (*Eriotheca*, *Senegalia* e *Styrax*), quatro na FE (*Acacia*, *Andira*, *Callichlamys* e *Perebea*), um para o CD (*Cecropia*), e três para o CT (*Antonia*, *Dulacia* e *Maprounea)*. Por fim, registramos a perda de quatro famílias: Caryocaraceae e Celastraceae (CD), Polygonaceae (FE) e Styracaceae (CT), e a entrada de três: Styracaceae (FO), Urticaceae (CD) e Euphorbiaceae (CT).

### *3.3 Quais espécies, gêneros e famílias perderam ou ganharam mais após o ENSO 2015/2016?*

De modo geral, as espécies da floresta estacional (FE) e do cerradão (CD) apresentaram as maiores reduções na densidade de indivíduos após o ENSO 2015/2016, com destaque para *Miconia pyrifolia* (-45%), *Matayba guianensis* (-40%) e *Ocotea guianensis* (-33%). Na FE, das 20 espécies mais importantes antes do ENSO, a que mais perdeu posições foi *Nectandra cuspidata* (passou de 16ª para 25ª) e no CD, *Xylopia aromatica* passou da 6ª para a 27ª posição de importância (Tabelas 3B e 3C Sup.). O CD foi a fitofisionomia na qual as espécies mais perderam indivíduos, onde 29 perderam mais de 10% de todos os indivíduos, com destaque para *Xylopia aromatica* (-89%) e *Terminalia argentea* (-64%) (Tabela 2A).

Dentre as 16 espécies que perderam indivíduos na floresta ombrófila aberta (FO), as do gênero *Inga* (-39%) foram as que apresentaram as maiores perdas, com destaque para *Inga grandiflora*, *Inga marginata*, *Inga alba* e *Inga edulis* (Tabela S3). Se considerarmos as 20 espécies de maior importância, a que mais perdeu posições foi *Celtis schippii* (de 9ª para 13ª). Entretanto, a FO foi a fitofisionomia que apresentou aumentos no número de indivíduos superiores a 10%, com destaque para *Pseudolmedia macrophylla* e *Rinoreocarpus ulei* (Tabela 2A). No cerrado típico (CT), as maiores perdas foram registradas para *Qualea multiflora* (-21%) e essa mesma espécie, que ocupava a 15ª posição do IVI antes do ENSO, caiu para a 21ª

posição após o evento (Tabelas 2A e 4D Sup.). Ainda no CT, *Tachigali vulgaris* foi a única espécie cujos indivíduos apresentaram um ganho superior a 100% entre os dois períodos analisados (Tabela 2A). No CD, dentre os gêneros que mais perderam indivíduos estão *Tapirira* (-71%) e *Terminalia* (-64) (Tabela 2B). Contudo, na FO, *Rinoreocarpus* (+12) e *Vochysia* (+11) apresentaram ganhos elevados de indivíduos após o ENSO (Tabela 2B).

As maiores perdas de indivíduos dentre as famílias botânicas foram registradas no CD e na FE, com reduções maiores que 10% em 24 e 20 famílias, respectivamente (Tabela 2C). Para o CD, o destaque foi Anacardiaceae (-65%), Sapindaceae (-51) e Combretaceae (-49), e na FE as famílias que mais perderam foram Sapindaceae (-36) e Simaroubaceae (-23). O CT apresentou perdas expressivas de indivíduos para Ochnaceae (-26), Celastraceae (-25) e Dilleniaceae (-20) e ganhos para Icacinaceae (+22) e Annonaceae (+18) (Tabela 2C).

Ao considerarmos todas as fitofisionomias amostradas, tendo em vista mudanças na composição florística, algumas espécies foram constatadas como mais representativas. Para a floresta ombrófila aberta (FO), *Tetragastris altissima* e *Protium sagotianum* mantiveram as posições do IVI de destaque após o ENSO (Tabela 4A Sup.). Dentre as 10 espécies de maior IVI na FO, três mantiveram as posições, quatro desceram entre uma e quatro posições e três espécies subiram uma ou duas posições. Sendo que, todas as 20 espécies com maior valor de IVI antes do ENSO também se mantiveram entre as 20 mais importantes após o evento, nove delas ocupando a mesma posição de importância (Tabela 4A Sup.). Considerando todas as espécies amostradas na FO, dentre as que subiram 50 ou mais posições do IVI após o evento, destacamos *Crepidospermum goudotianum*, e dentre as que caíram cerca de 100 posições, destacamos *Bertholletia excelsa* e *Trattinnickia rhoifolia*.

Para a floresta estacional (FE), *Amaioua guianensis* e *Brosimum rubescens* ocuparam a primeira e segunda posições de IVI antes do ENSO 2015/2016 e inverteram essas posições após o evento (Tabela 4B Sup.). Das 10 espécies com maior IVI, cinco mantiveram as posições, três desceram entre duas e quatro posições e duas subiram uma ou duas posições cada ao compararmos os inventários antes e após o ENSO. Das 20 espécies com maior IVI, nove mantiveram a posição, cinco desceram e seis subiram de posição após o ENSO (Tabela 4B Sup.). Ao considerarmos todas as espécies amostradas na FE, destacamos *Acacia polyphylla* entre as que subiram 50 ou mais posições do IVI e *Terminalia lucida* entre as que caíram cerca de 100 posições após o ENSO.

As espécies com maiores valores de IVI do cerradão (CD) antes do ENSO 2015/2016 foram *Hirtella glandulosa* e *Tachigalis vulgaris*, no entanto, após o evento, *T. vulgaris* desceu para a 3ª posição, e *Emmotum nitens* subiu para a 2ª (Tabela 4C Sup.). Das 10 espécies com

maior IVI, apenas duas mantiveram as posições, quatro desceram e quatro subiram uma ou duas posições nos inventários realizados após o ENSO. Das 20 espécies com maior IVI registradas antes do ENSO, 18 também apareceram entre as 20 de maior importância após o evento, sendo que *Xylopia aromatica* e *Terminalia argentea* ficaram em posições inferiores e apenas três mantiveram as posições (Tabela 4C Sup.). Considerando todas as espécies amostradas no CD após o ENSO, a que subiu mais posições de IVI foi *Schoepfia brasiliensis* (+19) e a que mais caiu foi *Byrsonima basiloba* (-23).

No cerrado típico (CT), tanto nos inventários antes quanto após o ENSO 2015/2016 as espécies de maior IVI foram *Qualea parviflora* e *Emmotum nitens* (Tabela 4D Sup.). Dentre as 10 espécies com maior IVI, sete mantiveram as posições, uma caiu duas posições e duas subiram uma posição após o ENSO. Todas as 20 espécies com maior valor de IVI antes do ENSO também se mantiveram entre as 20 mais importantes após o evento, doze ocupando a mesma posição de importância (Tabela 4D Sup.). Quando levamos em conta todas as espécies amostradas antes e após o ENSO, verificamos que as que subiram mais posições de IVI foram *Dulacia candida* (+31) e *Maprounea guianensis* (+26) e as que mais caíram foram *Erythroxylum tortuosum* e *Zeyheria montana*, ambas perdendo 22 posições.

O gênero *Aspidosperma* foi o único registrado entre os de maior IVI em três (FE, CD e CT) das quatro fitofisionomias avaliadas. Para a floresta estacional (FO) os três gêneros que se destacaram foram *Tetragastris*, *Protium* e *Pseudolmedia*, tanto antes quanto após o evento (Tabela 5A Sup.). Dos 10 gêneros de maior IVI registrados na FO antes do ENSO, seis mantiveram a posição, três desceram entre uma e sete posições (*Trattinnickia* passou da 9ª para a 16ª) e *Tovomita* subiu uma posição (Tabela 5A Sup.). Para a FE, os três primeiros gêneros dentre os 10 mais importantes antes (*Ocotea*, *Amaioua* e *Brosimum*) mudaram suas posições após o ENSO 2015/16, apenas *Dacryodes* manteve a posição (9ª), quatro gêneros desceram e cinco subiram uma ou duas posições (Tabela 5B Sup.). O gênero mais representativo do cerradão (CD) em ambos os períodos foi *Hirtella*, porém *Tachigali* estava em segundo antes do ENSO e caiu para a terceira posição após o evento, substituído por *Emmotum* (Tabela 5C Sup.). Dentre os 10 gêneros de maior IVI do CD, *Hirtella* (1ª), *Xylopia* (4ª) e *Vatairea* (5ª) não mudaram de posição, quatro caíram, sendo *Tapirira* a mais drástica (10ª para 20ª) e três subiram uma posição cada (Tabela 5C Sup.). No cerrado típico (CT), *Qualea* e *Emmotum* foram os gêneros mais importantes, antes e após o ENSO, sete mantiveram as posições, dois caíram uma posição cada e um subiu uma (Tabela 5D Sup.).

Para a FO, nos inventários antes e após o ENSO 2015/2016, as famílias mais importantes (IVI) foram Burseraceae, Moraceae e Fabaceae, sendo que dentre as 10 mais importantes

apenas Malvaceae caiu para a 11ª posição (Tabela 6A Sup.). Burseraceae também se destacou nas parcelas de FE ocupando a primeira posição nos dois períodos avaliados, seguida por Fabaceae e Moraceae, sendo que oito famílias mantiveram as posições (Tabela 6B Sup.). Para o CD, Fabaceae, Chrysobalanaceae e Icacinaceae se destacaram antes e após o ENSO, sendo que apenas duas das 10 famílias com maior IVI mudaram de posição nos inventários após o evento (Tabela 6C Sup.). No CT, as famílias em destaque antes e após o ENSO foram Vochysiaceae e Fabaceae, sendo que a terceira (Proteaceae) e quarta (Icacinaceae) posições antes se inverteram, e as demais se mantiveram após o evento (Tabela 6D Sup.).

**Tabela 1.** Parâmetros de riqueza e densidade de indivíduos em espécies, gêneros e famílias em diferentes fitofisionomias da transição Amazônia-Cerrado, Brasil. Os parâmetros são ordenados pela riqueza e densidade das espécies antes e após o ENSO 2015/2016. Onde: FO = Floresta Ombrófila, FE= Floresta Estacional, CD = Cerradão e CT = Cerrado Típico. Valores $P \leq 0,05$ são destacados em negrito.

| Táxon | Parâmetros | Intevalo | FO | FE | CD | CT |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **Espécies** | Riqueza | Antes | 231 | 242 | 99 | 124 |
| | | Após | 228 | 235 | 89 | 126 |
| | | *p*-valor | t= 0, gl=2, *p*>0,05 | t=2,2, gl=11, ***p*<0,04** | t=4,8, gl=3, ***p*<0,01** | t=0 , gl=7, *p*>0,05 |
| | Densidade | Antes | 1.498 | 5.945 | 1.677 | 3.345 |
| | | Após | 1.477 | 5.312 | 1.28 | 3.284 |
| | | *p*-valor | t= 1,4, gl=239, *p*>0,05 | t= 3,9, gl=255, ***p*<0,0001** | t= 3,6, gl=99, ***p*<0,0004** | t= 1,1, gl=129, *p*>0,05 |
| **Gêneros** | Riqueza | Antes | 127 | 117 | 77 | 77 |
| | | Após | 127 | 116 | 72 | 78 |
| | | *p*-valor | t= -0,9, gl=2, *p*>0,05 | t= 3,2, gl= 11, ***´p*<0,008** | t= 3,6, gl=3, ***p*<0,04** | t= -0,2, gl=7, *p*>0,05 |
| | Densidade | Antes | 1.498 | 5.945 | 1.677 | 3.345 |
| | | Após | 1.477 | 5.312 | 1.28 | 3.284 |
| | | *p*-valor | t= 1,4, gl=130, *p*>0,05 | t= 3,94, gl=121, ***p*<0,0001** | t= 3,7, gl=78, ***p*<0,0004** | t= 1,1, gl=80, *p*>0,05 |
| **Famílias** | Riqueza | Antes | 45 | 50 | 39 | 36 |
| | | Após | 46 | 49 | 38 | 36 |
| | | *p*-valor | t=-1, gl=2, *p*>0,05 | t=3,1 , gl=11, ***p*<0,01** | t= 1,6, gl=3, *p*>0,05 | t=0 , gl=7, *p*>0,05 |
| | Densidade | Antes | 1.498 | 5.945 | 1.677 | 3.345 |
| | | Após | 1.477 | 5.312 | 1.28 | 3.284 |
| | | *p*-valor | t= 0,9, gl=45, *p*>0,05 | t= 3,5, gl=49, ***p*<0,0009** | t= 3,2, gl=39, ***p*<0,002** | t= 1,2, gl=36, *p*>0,05 |

**Tabela 2.** Lista de espécies (A), gêneros (B) e (C) famílias que mais perderam (vermelho) e ganharam (verde) indivíduos em cada fitofisionomia após o ENSO 2015/2016. Foram listadas as espécies que, após o ENSO, apresentavam no mínimo 10 indivíduos e que foram registradas em 50% ou mais das parcelas em cada fitofisionomia. A intensidade das cores indica resiliência e, quanto mais escura, mais significativo o valor: vermelho (vulnerável), verde (resistente). Onde: FO = Floresta Ombrófila, FE= Floresta Estacional, CD = Cerradão e CT = Cerrado Típico. Perdas (P) e ganhos de indivíduos (G) ordenam os parâmetros (P/G%) a taxa de mortalidade (M), de recrutamento (R).

| **A) Espécies** | **FO** | | | **FE** | | | **CD** | | | **CT** | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | **P/G%** | **M** | **R** | **P/G%** | **M** | **R** | **P/G%** | **M** | **R** | **P/G%** | **M** | **R** |
| *Amaioua guianensis* Aubl. | | | | -15 | 5.3 | 0.9 | | | | | | |
| *Andira cujabensis* Benth. | | | | | | | | | | -6 | 1.8 | 0 |
| *Aspidosperma macrocarpon* Mart. & Zucc. | | | | | | | | | | 0 | 0 | 0 |
| *Aspidosperma multiflorum* A.DC. | | | | | | | -17 | 5.1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| *Aspidosperma tomentosum* Mart. & Zucc. | | | | | | | | | | -6 | 1.6 | 0 |
| *Astrocaryum aculeatum* G.Mey. | 0 | 0 | 0 | | | | | | | | | |
| *Astronium fraxinifolium* Schott | | | | | | | -33 | 10.9 | 0 | | | |
| *Bellucia grossularioides* (L.) Triana | | | | -31 | 12.6 | 2.7 | | | | | | |
| *Bowdichia virgilioides* Kunth | | | | | | | -16 | 4.9 | 0 | -7 | 2.7 | 0.6 |
| *Brosimum lactescens* (S.Moore) C.C.Berg | -3 | 2.0 | 1.0 | | | | | | | | | |
| *Byrsonima coccolobifolia* Kunth | | | | | | | | | | -5 | 2.5 | 1.1 |
| *Byrsonima pachyphylla* A.Juss. | | | | | | | | | | 3 | 1.9 | 2.6 |
| *Caryocar brasiliense* Cambess. | | | | | | | | | | 3 | 0 | 0.9 |
| *Celtis schippii* Standl. | -3 | 3.1 | 2.1 | | | | | | | | | |
| *Chaetocarpus echinocarpus* (Baill.) Ducke | | | | -4 | 2.7 | 1.7 | -5 | 1.5 | 0 | | | |
| *Cheiloclinium cognatum* (Miers) A.C.Sm. | 2 | 0.5 | 1.0 | -10 | 3.4 | 0.4 | | | | | | |
| *Chrysophyllum venezuelanense* (Pierre) T.D.Penn. | 0 | 0 | 0 | | | | | | | | | |
| *Copaifera langsdorffii* Desf. | | | | 0 | 0 | 0 | | | | | | |
| *Cordiera sessilis* (Vell.) Kuntze | | | | | | | 0 | 0 | 0 | | | |
| *Curatella americana* L. | | | | | | | -19 | 5.9 | 0 | -13 | 4.5 | 0.8 |
| *Dialium guianense* (Aubl.) Sandwith | -15 | 4.5 | 0 | | | | | | | | | |
| *Didymopanax morototoni* (Aubl.) Decne. & Planch. | | | | 0 | 2.0 | 2.0 | | | | | | |

| | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *Dimorphandra mollis* Benth. | | | | | | | | | -17 | 6.2 | 1.7 |
| *Diospyros lasiocalyx* (Mart.) B.Walln. | | | | | | | | | -4 | 2.2 | 1.1 |
| *Dipteryx alata* Vogel | | | | | | 0 | 0 | 0 | | | |
| *Emmotum nitens* (Benth.) Miers | | | | | | 3 | 2.3 | 3.1 | 22 | 0.9 | 6.3 |
| *Eriotheca gracilipes* (K.Schum.) A.Robyns | | | | | | -22 | 7.0 | 0 | -2 | 1.0 | 0.3 |
| *Euplassa inaequalis* (Pohl) Engl. | | | | | | -28 | 11.3 | 2.6 | | | |
| *Guapira graciliflora* (Mart. ex Schmidt) Lundell | | | | | | -14 | 7.0 | 2.5 | | | |
| *Guapira noxia* (Netto) Lundell | | | | | | -36 | 12.1 | 0 | -47 | 16.0 | 0 |
| *Guarea kunthiana* A.Juss. | 0 | 1.4 | 1.1 | | | | | | | | |
| *Handroanthus ochraceus* (Cham.) Mattos | | | | | | | | | -4 | 1.3 | 0 |
| *Heisteria ovata* Benth. | | | | | | -20 | 6.2 | 0 | | | |
| *Himatanthus articulatus* (Vahl) Woodson | | | | -13 | 4.0 | 0 | | | | | |
| *Hirtella glandulosa* Spreng. | | | | | | -10 | 3.0 | 0 | | | |
| *Hymenaea courbaril* L. | | | | -3 | 1.4 | 0.5 | | | | | |
| *Hymenaea stigonocarpa* Mart. ex Hayne | | | | | | | | | 0 | 0 | 0 |
| *Inga thibaudiana* DC. | | | | 10 | 4.5 | 7.1 | | | | | |
| *Iryanthera laevis* Markgr. | 0 | 0 | 0 | | | | | | | | |
| *Jacaranda copaia* (Aubl.) D.Don | | | | -19 | 8.5 | 3.0 | | | | | |
| *Kielmeyera rubriflora* Cambess. | | | | | | | | | -6 | 1.7 | 0 |
| *Lafoensia pacari* A.St.-Hil. | | | | | | | | | -3 | 1.0 | 0 |
| *Leptobalanus apetalus* (E.Mey.) Sothers & Prance | | | | -5 | 3.0 | 1.5 | | | | | |
| *Leptobalanus humilis* (Cham. & Schltdl.) Sothers & Prance | | | | | | | | | -2 | 1.1 | 0.6 |
| *Licania blackii* Prance | | | | 0 | 1.0 | 1.0 | | | | | |
| *Luetzelburgia praecox* (Harms) Harms | | | | | | 0 | 0 | 0 | | | |
| *Maprounea guianensis* Aubl. | | | | | | -17 | 8.0 | 3.0 | | | |
| *Maquira guianensis* Aubl. | 0 | 3.0 | 3.0 | | | | | | | | |
| *Matayba guianensis* Aubl. | | | | | | -59 | 22.4 | 0 | | | |
| *Metrodorea flavida* K.Krause | -9 | 3.0 | 0 | | | | | | | | |
| *Mezilaurus crassiramea* (Meisn.) Taub. ex Mez | | | | | | -15 | 4.4 | 0 | -9 | 2.6 | 0 |

| | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *Miconia punctata* (Desr.) DC | | | | -20 | 19.4 | 14.2 | | | | | | |
| *Miconia pyrifolia* Naudin | | | | -45 | 20.7 | 5.8 | | | | | | |
| *Micropholis venulosa* (Mart. & Eichler) Pierre | | | | -19 | 6.3 | 0.6 | | | | | | |
| *Mouriri elliptica* Mart. | | | | | | | | | | -1 | 1.2 | 0.8 |
| *Myrcia splendens* (Sw.) DC. | | | | | | | -38 | 17.6 | 5.4 | -17 | 8.8 | 3.7 |
| *Myrciaria floribunda* (H.West ex Willd.) O.Berg | | | | -9 | 3.7 | 1.0 | | | | | | |
| *Nectandra cuspidata* Nees | | | | -29 | 12.6 | 3.7 | | | | | | |
| *Ocotea guianensis* Aubl. | | | | -33 | 12.4 | 1.7 | | | | | | |
| *Ocotea leucoxylon* (Sw.) Laness. | | | | 6 | 4.4 | 6.0 | | | | | | |
| *Ormosia paraensis* Ducke | | | | -3 | 1.6 | 0.8 | | | | | | |
| *Ouratea discophora* Ducke | | | | -4 | 4.13 | 3 | | | | | | |
| *Ouratea hexasperma* (A.St.-Hil.) Baill. | | | | | | | | | | -12 | 3.6 | 0 |
| *Pouteria ramiflora* (Mart.) Radlk. | | | | 4 | 2.4 | 3.4 | 0 | 0 | 0 | -1 | 1.2 | 0.9 |
| *Protium altissimum* (Aubl.) Marchand | 0 | 3.0 | 2.7 | | | | | | | | | |
| *Protium heptaphyllum* (Aubl.) Marchand | | | | | | | -3 | 0.7 | 0 | | | |
| *Protium pilosissimum* Engl. | | | | 4 | 6.4 | 7.4 | | | | | | |
| *Protium sagotianum* Marchand | -3 | 1.4 | 0.6 | | | | | | | | | |
| *Protium tenuifolium* (Engl.) Engl. | 8 | 0 | 2.3 | | | | | | | | | |
| *Protium unifoliolatum* Engl. | | | | -21 | 9.2 | 2.7 | | | | | | |
| *Pseudobombax longiflorum* (Mart.) A.Robyns | | | | | | | -8 | 2.5 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| *Pseudolmedia laevigata* Trécul | -5 | 1.4 | 0 | | | | | | | | | |
| *Pseudolmedia laevis* (Ruiz & Pav.) J.F.Macbr. | -3 | 3.6 | 2.8 | | | | | | | | | |
| *Pseudolmedia macrophylla* Trécul | 12 | 0 | 3.1 | -4 | 3.0 | 2.0 | | | | | | |
| *Pterodon pubescens* Benth. (Benth.) | | | | | | | 0 | 2.5 | 2.5 | -5 | 2.1 | 0.7 |
| *Qualea grandiflora* Mart. | | | | | | | -17 | 5.3 | 0 | 2 | 0.6 | 1.1 |
| *Qualea multiflora* Mart. | | | | | | | | | | -21 | 7.9 | 1.3 |
| *Qualea parviflora* Mart. | | | | | | | -11 | 3.3 | 0 | -1 | 1.4 | 1.2 |
| *Rinoreocarpus ulei* (Melch.) Ducke | 12 | 1.7 | 4.8 | | | | | | | | | |
| *Roupala montana* Aubl. | | | | | | | -15 | 4.4 | 0 | -2 | 1.8 | 1.4 |

| | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *Sacoglottis guianensis* Benth. | | | | -5 | 2.6 | 1.1 | | | | | | |
| *Salvertia convallariodora* A.St.-Hil. | | | | | | | 0 | 0 | 0 | -1 | 0.6 | 0.3 |
| *Simarouba amara* Aubl. | | | | -23 | 13.0 | 6.2 | | | | | | |
| *Strychnos pseudoquina* A.St.-Hil. | | | | | | | | | | -6 | 2.0 | 0 |
| *Tabebuia aurea* (Silva Manso) Benth. & Hook.f. | | | | | | | | | | -10 | 3.0 | 0 |
| *Tachigali vulgaris* L.G.Silva & H.C.Lima | | | | | | | -48 | 22.5 | 6.8 | 125 | 11.0 | 29.4 |
| *Tapirira guianensis* Aubl. | | | | -40 | 15.3 | 2.0 | -71 | 30.0 | 0 | | | |
| *Tapirira obtusa* (Benth.) J.D.Mitch. | | | | 13 | 3.0 | 6.18 | | | | | | |
| *Terminalia argentea* Mart. & Zucc. | | | | | | | -64 | 25.5 | 0 | | | |
| *Terminalia corrugata* (Ducke) Gere & Boatwr. | | | | | | | -15 | 4.7 | 0 | 4 | 0 | 1.1 |
| *Theobroma speciosum* Willd. ex Spreng. | 9 | 0.8 | 3.2 | | | | | | | | | |
| *Trattinnickia glaziovii* Swart | | | | -5 | 2.6 | 1.1 | | | | | | |
| *Trichilia quadrijuga* Kunth | 5 | 2.7 | 3.9 | | | | | | | | | |
| *Vatairea macrocarpa* (Benth.) Ducke | | | | | | | -18 | 6.2 | 0.7 | -4 | 1.9 | 0.6 |
| *Virola sebifera* Aubl. | | | | 0 | 0 | 0 | | | | | | |
| *Vochysia haenkeana* Mart. | | | | | | | -27 | 8.7 | 0 | | | |
| *Vochysia rufa* Mart. | | | | | | | | | | -12 | 6.2 | 3.0 |
| *Xylopia amazonica* R.E.Fr. | | | | 2 | 7.0 | 7.4 | | | | | | |
| *Xylopia aromatica* (Lam.) Mart. | | | | | | | -89 | 46.2 | 0 | | | |
| *Xylopia frutescens* Aubl. | | | | -38 | 21.0 | 9.7 | | | | | | |

| B) Gêneros | FO | | | FE | | | CD | | | CT | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | P/G% | M | R | P/G% | M | R | L/G% | M | R | P/G% | M | R |
| *Amaioua* | | | | -15 | 5.3 | 0.9 | | | | | | |
| *Andira* | | | | | | | | | | -4 | 1.0 | 0 |
| *Annona* | | | | | | | | | | -17 | 7.9 | 3.0 |
| *Aspidosperma* | | | | 1 | 1.4 | 1.7 | -15 | 4.6 | 0 | -3 | 1.0 | 0 |
| *Astrocaryum* | 0 | 0 | 0 | | | | | | | | | |
| *Astronium* | | | | | | | -33 | 11.0 | 0 | | | |
| *Bellucia* | | | | -31 | 13.0 | 2.7 | | | | | | |
| *Bowdichia* | | | | | | | -16 | 4.9 | 0 | -7 | 2.7 | 0.6 |
| *Brosimum* | -3 | 1.8 | 0.9 | | | | | | | | | |
| *Byrsonima* | | | | -8 | 5.1 | 2.7 | | | | -3 | 2.6 | 1.9 |
| *Caryocar* | | | | | | | | | | 3 | 0 | 1.0 |
| *Casearia* | | | | -15 | 7.9 | 3.5 | | | | | | |
| *Celtis* | -3 | 3.1 | 2.1 | | | | | | | | | |
| *Chaetocarpus* | | | | -4 | 2.7 | 1.7 | -5 | 1.5 | 0 | | | |
| *Cheiloclinium* | 2 | 0.5 | 1.0 | -10 | 3.4 | 0.4 | | | | | | |
| *Chrysophyllum* | 0 | 0 | 0 | | | | | | | | | |
| *Copaifera* | | | | 0 | 0 | 0 | | | | | | |
| *Cordiera* | | | | | | | 0 | 0 | 0 | | | |
| *Curatella* | | | | | | | -19 | 5.9 | 0 | -13 | 4.5 | 0.8 |
| *Dialium* | -15 | 4.5 | 0 | | | | | | | | | |
| *Didymopanax* | | | | 0 | 2.0 | 2.0 | | | | | | |
| *Dimorphandra* | | | | | | | | | | -17 | 6.2 | 1.2 |
| *Diospyros* | | | | 7 | 0 | 2.0 | | | | -4 | 2.2 | 1.1 |
| *Dipteryx* | | | | | | | 0 | 0 | 0 | | | |
| *Duguetia* | | | | 9 | 0 | 2.5 | | | | | | |
| *Emmotum* | | | | | | | 3 | 2.3 | 3.0 | 22 | 0.9 | 6.3 |

| | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *Enterolobium* | | | | 10 | 0 | 2.7 | | | | | | |
| *Eriotheca* | | | | | | | -22 | 7.0 | 0 | -2 | 0.9 | 0.3 |
| *Eugenia* | | | | | | | | | | 0 | 0.5 | 0.5 |
| *Euplassa* | | | | | | | -28 | 11.0 | 2.6 | | | |
| *Ficus* | | | | -20 | 9.7 | 3.7 | | | | | | |
| *Guapira* | | | | | | | -28 | 9.9 | 1.1 | -18 | 6.0 | 0.5 |
| *Guarea* | -2 | 2.6 | 2.0 | | | | | | | | | |
| *Guatteria* | | | | 13 | 17.0 | 20.0 | | | | | | |
| *Handroanthus* | | | | | | | | | | -4 | 1.3 | 0 |
| *Heisteria* | | | | | | | -20 | 6.2 | 0 | | | |
| *Himatanthus* | | | | -13 | 3.7 | 0 | | | | | | |
| *Hirtella* | | | | -15 | 4.8 | 0.3 | -10 | 2.8 | 0 | | | |
| *Hymenaea* | | | | -3 | 1.4 | 0.5 | | | | 0 | 0 | 0 |
| *Inga* | -39 | 15.9 | 3.0 | -20 | 11.0 | 5.1 | | | | | | |
| *Iryanthera* | 0 | 0 | 0 | | | | | | | | | |
| *Jacaranda* | | | | -19 | 8.5 | 2.9 | | | | | | |
| *Kielmeyera* | | | | | | | | | | -11 | 3.6 | 0.4 |
| *Lafoensia* | | | | | | | | | | -3 | 1.0 | 0 |
| *Leptobalanus* | | | | -7 | 3.8 | 1.8 | | | | -2 | 1.1 | 0.6 |
| *Luetzelburgia* | | | | | | | 0 | 0 | 0 | | | |
| *Maprounea* | | | | | | | -17 | 7.9 | 3.0 | | | |
| *Maquira* | 0 | 1.9 | 2.0 | | | | | | | | | |
| *Matayba* | | | | | | | -59 | 22.0 | 0 | | | |
| *Metrodorea* | -9 | 2.7 | 0 | | | | | | | | | |
| *Mezilaurus* | | | | | | | -15 | 4.4 | 0 | -9 | 2.6 | 0 |
| *Miconia* | | | | -29 | 18.0 | 9.9 | | | | | | |
| *Micropholis* | | | | -15 | 5.6 | 1.0 | | | | | | |
| *Mouriri* | | | | -6 | 2.8 | 1.1 | | | | -1 | 1.1 | 0.7 |
| *Myrcia* | | | | -36 | 14.0 | 2.1 | -39 | 18.0 | 5.4 | -1 | 3.7 | 3.3 |

| | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *Myrciaria* | | | | -9 | 3.7 | 1.0 | | | | | | |
| *Nectandra* | | | | -29 | 13.0 | 3.7 | | | | | | |
| *Ocotea* | 0 | 0 | 0 | -17 | 7.9 | 2.8 | | | | | | |
| *Ormosia* | | | | -3 | 1.6 | 0.8 | | | | | | |
| *Ouratea* | | | | -4 | 4.1 | 3.0 | | | | -26 | 8.1 | 0 |
| *Pourouma* | -6 | 7.9 | 6.2 | | | | | | | | | |
| *Pouteria* | 7 | 0 | 2.0 | -5 | 3.8 | 2.3 | 0 | 0 | 0 | -1 | 1.2 | 0.9 |
| *Protium* | -2 | 4 | 3 | 2 | 6.6 | 7.2 | -3 | 0.7 | 0 | | | |
| *Pseudobombax* | | | | | | | -8 | 2.5 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| *Pseudolmedia* | 5 | 1.8 | 3.1 | -5 | 3.0 | 1.6 | | | | | | |
| *Pterodon* | | | | | | | 0 | 2.5 | 2.5 | -6 | 2.3 | 0.5 |
| *Qualea* | -10 | 3.0 | 0 | | | | -15 | 4.9 | 0.5 | -2 | 1.8 | 1.2 |
| *Rinoreocarpus* | 12 | 1.7 | 4.8 | | | | | | | | | |
| *Roupala* | | | | | | | -15 | 4.4 | 0 | -2 | 1.8 | 1.4 |
| *Sacoglottis* | | | | -5 | 2.6 | 1.1 | | | | | | |
| *Salvertia* | | | | | | | 0 | 0 | 0 | -1 | 0.6 | 0.3 |
| *Simarouba* | | | | -23 | 13.0 | 6.2 | | | | | | |
| *Sloanea* | | | | -10 | 4.5 | 1.5 | | | | | | |
| *Strychnos* | | | | | | | | | | -6 | 1.9 | 0 |
| *Tabebuia* | | | | | | | -8 | 2.5 | 0 | -7 | 1.9 | 0 |
| *Tachigali* | | | | | | | -47 | 22.0 | 6.7 | 100 | 8.5 | 25 |
| *Talisia* | 0 | 2.1 | 2.1 | | | | | | | | | |
| *Tapirira* | | | | -8 | 7.2 | 5.1 | -71 | 30.0 | 0 | | | |
| *Terminalia* | | | | 6 | 1.6 | 3.1 | -79 | 29.7 | 0 | 4 | 0 | 1.1 |
| *Theobroma* | 8 | 0.7 | 2.8 | | | | | | | | | |
| *Tovomita* | 0 | 0.6 | 0.6 | | | | | | | | | |
| *Trattinnickia* | -13 | 3.7 | 0 | -5 | 2.7 | 1.1 | | | | | | |
| *Trichilia* | 8 | 3.7 | 5.9 | | | | | | | | | |
| *Vatairea* | | | | | | | -18 | 6.2 | 0.7 | -4 | 1.9 | 0.6 |

| | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *Virola* | | | | 6 | 0 | 1.5 | | | | | | |
| *Vochysia* | 11 | 1.5 | 4.3 | | | | -53 | 19.0 | 0 | -4 | 3.8 | 2.7 |
| *Xylopia* | | | | -1 | 7.8 | 7.5 | -45 | 20.0 | 5.3 | 38 | 9.2 | 17.0 |

| C) Famílias | FO | | | FE | | | CD | | | CT | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | P/G% | M | R | P/G% | M | R | P/G% | M | R | P/G% | M | R |
| Anacardiaceae | 0 | 0 | 0 | -5 | 6.1 | 4.6 | -65 | 26.1 | 0 | 2 | 0 | 0.5 |
| Annonaceae | | | | -1 | 7.0 | 6.7 | -45 | 20.0 | 5.2 | 18 | 8.7 | 13.0 |
| Apocynaceae | -6 | 1.6 | 0 | -1 | 1.8 | 1.5 | -16 | 4.8 | 0 | -3 | 0.9 | 0 |
| Araliaceae | | | | 0 | 1.9 | 1.9 | | | | | | |
| Arecaceae | -6 | 3.9 | 2.2 | | | | | | | | | |
| Bignoniaceae | -20 | 6.2 | 0 | -16 | 7.6 | 2.8 | -13 | 3.7 | 0 | -7 | 2.1 | 0 |
| Burseraceae | -1 | 2.4 | 2.1 | -4 | 3.4 | 2.3 | -3 | 0.7 | 0 | | | |
| Calophyllaceae | | | | | | | | | | -11 | 3.5 | 0.4 |
| Cannabaceae | -3 | 3.1 | 2.1 | | | | | | | | | |
| Caryocaraceae | | | | | | | | | | 3 | 0 | 1.0 |
| Celastraceae | 2 | 0.5 | 1.0 | -10 | 3.4 | 0.4 | | | | -25 | 8.0 | 0 |
| Chrysobalanaceae | 0 | 0 | 0 | -10 | 4.2 | 1.3 | -9 | 2.8 | 0 | -2 | 1.2 | 0.5 |
| Clusiaceae | 0 | 0.6 | 0.6 | | | | | | | | | |
| Combretaceae | | | | 5 | 3.1 | 4.5 | -49 | 17.4 | 0 | -6 | 2.4 | 0.7 |
| Dilleniaceae | | | | | | | -19 | 5.9 | 0 | -20 | 6.4 | 0.3 |
| Ebenaceae | | | | 7 | 0 | 1.9 | | | | -4 | 2.2 | 1.1 |
| Elaeocarpaceae | | | | -10 | 4.5 | 1.5 | | | | | | |
| Euphorbiaceae | 11 | 0 | 2.8 | -1 | 7.8 | 7.6 | -13 | 5.8 | 2.1 | | | |
| Fabaceae | -17 | 7.2 | 2.1 | -9 | 4.4 | 1.9 | -26 | 10.5 | 2.4 | 1 | 2.7 | 3.0 |
| Humiriaceae | | | | -5 | 2.6 | 1.1 | | | | | | |
| Icacinaceae | | | | | | | 3 | 2.3 | 3.1 | 22 | 0.9 | 6.3 |
| Lauraceae | 6 | 2.8 | 4.4 | -19 | 8.5 | 2.9 | -15 | 4.4 | 0 | -9 | 2.6 | 0 |
| Lecythidaceae | -12 | 3.5 | 0 | | | | | | | | | |
| Loganiaceae | | | | | | | | | | -3 | 1.9 | 0.9 |
| Lythraceae | | | | | | | | | | -3 | 0.9 | 0 |

| | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Malpighiaceae | | | | -8 | 5.1 | 2.7 | -30 | 13.6 | 4.31 | -2 | 2.5 | 1.8 |
| Malvaceae | 4 | 1.9 | 3.1 | -5 | 3.1 | 1.6 | -20 | 6.2 | 0 | -2 | 0.7 | 0.2 |
| Melastomataceae | | | | -23 | 13.2 | 6.5 | | | | 1 | 1.0 | 1.3 |
| Meliaceae | 1 | 2.8 | 3.2 | | | | | | | | | |
| Moraceae | 0 | 1.9 | 1.9 | -2 | 1.8 | 1.2 | | | | | | |
| Myristicaceae | -5 | 3.1 | 1.6 | 6 | 0 | 1.5 | | | | | | |
| Myrtaceae | | | | -13 | 4.7 | 1.0 | -36 | 16.1 | 4.6 | -1 | 2.3 | 2.1 |
| Nyctaginaceae | | | | | | | -28 | 10.0 | 1.1 | -18 | 5.8 | 0.5 |
| Ochnaceae | | | | -3 | 4.2 | 3.2 | | | | -26 | 8.1 | 0 |
| Olacaceae | | | | -21 | 7.2 | 0.7 | -18 | 5.6 | 0 | | | |
| Peraceae | | | | -4 | 2.9 | 1.8 | -5 | 1.5 | 0 | | | |
| Proteaceae | | | | | | | -21 | 7.6 | 1.1 | -3 | 2.4 | 1.5 |
| Rubiaceae | | | | -16 | 5.7 | 0.9 | 0 | 1.3 | 1.3 | | | |
| Rutaceae | 0 | 2.3 | 2.0 | | | | | | | | | |
| Salicaceae | | | | -15 | 7.9 | 3.5 | | | | | | |
| Sapindaceae | -3 | 2.0 | 1.1 | -36 | 12.8 | 0.7 | -51 | 18.5 | 0 | | | |
| Sapotaceae | 7 | 0.7 | 2.6 | -12 | 4.9 | 1.5 | 0 | 0 | 0 | -1 | 1.1 | 0.9 |
| Simaroubaceae | | | | -23 | 12.9 | 6.2 | | | | | | |
| Urticaceae | 0 | 8.4 | 8.0 | | | | | | | | | |
| Violaceae | 7 | 2.1 | 4.0 | | | | | | | | | |
| Vochysiaceae | 3 | 2.0 | 2.6 | | | | -19 | 6.2 | 0.4 | -2 | 1.8 | 1.2 |

## 4. Discussão

Após o evento ENSO em 2015/2016 registramos a redução no número de indivíduos e mudanças na composição de espécies em diferentes fitofisionomias da transição Amazônia-Cerrado e borda sul-Amazônica. Nossos achados indicaram que algumas espécies podem ser vulneráveis, principalmente após eventos climáticos extremos, como o aqui avaliado. Identificamos as espécies e gêneros mais sensíveis, com elevado percentual de perda de indivíduos, e quais aumentaram os indivíduos após o evento. Todas as fitofisionomias e parcelas aqui analisadas apresentaram redução no número de indivíduos e na riqueza de espécies, sendo que nas parcelas de floresta estacional e de cerradão as reduções foram mais evidentes. Se os eventos climáticos extremos se tornarem mais frequentes poderemos registrar futuramente a substituição na composição de espécies e elevar o risco de extinção local e/ou regional das espécies mais vulneráveis.

A redução na densidade de indivíduos e na riqueza de espécies registrada em nosso estudo após o ENSO de 2015/2016 foi refletida na mudança da composição florística das quatro fitofisionomias mais comuns e amplamente distribuídas na transição Amazônia-Cerrado, cerrado típico, cerradão, floresta estacional (semidecidual e perenifólia) e floresta ombrófila aberta. Observamos que a mortalidade levou a perda de algumas espécies e, apesar do recrutamento, muitas espécies não compensaram as perdas, culminando com mudanças na riqueza e na composição de espécies após o ENSO 2015/2016. O aumento da mortalidade de árvores em florestas da Amazônia também foi registrado após dois eventos de ENSO anteriores, o de 2005 (Phillips et al., 2009) e o de 2010 (Feldpausch et al., 2016). Assim, parece evidente que fatores climáticos, como déficit hídrico e aumento na temperatura, tal como registrados no presente estudo, podem impulsionar mudanças nos padrões estruturais e de composição florística das comunidades arbóreas da transição Amazônia-Cerrado (Morandi et al., 2018; Reis et al., 2018, 2022; Esquivel-Muelbert et al., 2019a, 2020).

Nossa expectativa era de que as espécies das florestas ombrófilas abertas da borda sul-Amazônica, apresentariam mudanças mais negativas após o ENSO 2015/2016, visto que elas comportam espécies de grande porte, adaptadas a ambientes úmidos e com precipitação definida e abundante ao longo do ano (Esquivel-Muelbert et al., 2017b, 2017a). Assim, quando as árvores destas florestas ficam expostas a períodos prolongados de seca e altas temperaturas estariam sujeitas a sofrer mais falhas hidráulicas e ficariam mais propensas à mortalidade (Choat et al., 2012; 2018; McDowell et al., 2011; 2018). No entanto, contrariando o esperado, verificamos que foram as florestas de ambientes mais secos, como as estacionais (FE) e os cerradões (CD), que responderam de forma mais negativa após o ENSO de 2015/2016,

reduzindo a densidade de indivíduos e a riqueza de espécies. Possivelmente, o fato dessas vegetações estarem localizadas em um clima sazonal e sob constante estresse ecofisiológico (altas temperaturas e precipitação restrita a um período do ano), suas espécies já se encontram muito próximas do seu limite adaptativo (Tiwari et al., 2020; Araújo et al., 2021) e passam a apresentar maior vulnerabilidade após eventos climáticos extremos. Assim, nossos achados sugerem maior vulnerabilidade para as comunidades florestais transicionais em locais geralmente mais secos da Amazônia. Como as florestas tropicais mais secas são, em geral, menos diversificadas funcionalmente do que as florestas mais úmidas (Aguirre-Gutiérrez et al., 2022), é possível que, quando submetidas a maior déficit hídrico tendem a reduzir seu funcionamento ecossistêmico.

Dessa forma, as condições ambientais normalmente reportadas para um evento ENSO, como maior déficit hídrico associado ao aumento na temperatura (Marengo et al., 2012; Feldpausch et al., 2016), podem explicar a menor resiliência verificada para essas duas fitofisionomias florestais típicas (FE e CD) da transição Amazônia-Cerrado. Por sua vez, as espécies da floresta ombrófila aberta, a mais úmida e com menor déficit hídrico ao longo do ano, dentre as avaliadas neste estudo, apresentaram maior resistência ao estresse hídrico provocado pelo ENSO. Assim, encontramos evidências diretas para isso no caso da transição Amazônia-Cerrado, e verificamos que a precipitação é uma variável crítica que precisa ser levada em conta ao prevermos os impactos das secas climáticas na vegetação tropical. Um mecanismo provável pelo qual isso opera é que as florestas localizadas em regiões que experimentam maior precipitação ao longo do ano tenham maior disponibilidade de água subterrânea, permitindo que esse recurso seja explorado em períodos prolongados de estresse hídrico, como o registrado durante o ENSO 2015/2016 (Giardina et al., 2018).

Apesar de não termos registrado nas parcelas de floresta ombrófila aberta os maiores valores de perda de indivíduos e de espécies após o ENSO de 2015/2016, quando comparadas com as parcelas de florestas estacionais, ainda não sabemos como isso se processará em longo prazo, visto que alguns estudos já indicaram o aumento na mortalidade de árvores em resposta às mudanças climáticas (Nepstad et al., 2007; McDowell et al., 2018; Choat et al., 2018; Gatti et al., 2021). Assim, acreditamos que os efeitos da seca de 2015/2016 sobre as florestas ombrófilas poderão ser mais lentos, acionando gatilhos negativos futuros (e.g., redução na produtividade seguida pelo aumento na mortalidade), em comparação com as outras fitofisionomias da transição Amazônia-Cerrado aqui avaliadas, que já estão sob constante estresse hídrico e os efeitos negativos são evidentes em curto prazo (Marimon et al., 2020; Esquivel-Muelbert et al., 2020).

É importante destacarmos que tanto o cerradão (CD) quanto a floresta estacional (FE) dividem as mesmas condições climáticas que o cerrado típico (CT), formação savânica aqui avaliada. Entretanto, as espécies do CT se mostraram mais resistentes, com baixa redução na densidade de indivíduos e na riqueza após o ENSO, o que já era esperado em virtude dos mecanismos estruturais e adaptações ecofisiológicas que podem auxiliar essas espécies de ambientes savânicos em períodos de déficit hídrico (Oliveira et al., 2005; Araújo et al., 2021). Neste contexto, tais mecanismos podem ser a resposta para os nossos achados, visto que as formações florestais (FE e CD), principalmente as florestas estacionais perderam mais indivíduos e espécies do que a vegetação savânica (CT) após o ENSO 2015/2016.

Nesse caso, possivelmente a distribuição das espécies pode ser impulsionada pela disponibilidade de água nos gradientes ambientais, sendo um indicativo de como as espécies reagem às condições de estresse hídrico (Oliveira et al., 2018). Assim, se eventos de seca extrema se tornarem mais frequentes no futuro, as florestas da transição Amazônia-Cerrado, especialmente as estacionais, poderão se tornar cada vez mais vulneráveis, com uma possível substituição por espécies mais resistentes à seca, ou seja, típicas de formações savânicas (Esquivel-Muelbert et al., 2019a; Araújo et al., 2021). De fato, a sensibilidade das florestas tropicais aos extremos climáticos tornou-se um problema evidente, principalmente pelo aumento nas taxas de mortalidade de árvores avaliadas nas duas últimas décadas (Phillips et al., 2009; Brienen et al., 2015; Esquivel-Muelbert et al., 2020). Neste contexto, fica claro que em ambientes que apresentam condições frequentes de estresse hídrico, como na transição Amazônia-Cerrado, a intensificação da seca poderá potencializar as mudanças na composição de espécies, tal como apontado por nossos resultados.

Os elevados percentuais de perdas e ganhos de indivíduos observados para algumas espécies aqui avaliadas seguem um padrão similar ao observado por Baker et al. (2014), em um estudo onde fatores ecológicos foram utilizados para melhorar as estimativas de riqueza de espécies usando modelos baseados em uma taxa de diversificação. Os autores observaram que determinadas condições ambientais e elevadas taxas de mortalidade favorecem espécies com baixo *turnover* (baixa rotatividade) e que essa característica ecológica é compartilhada por alguns gêneros da Amazônia ricos em espécies, como *Inga*, indicando que isso pode ter influenciado fortemente a enorme diversidade de espécies na Amazônia. Nesse caso, a elevada perda de indivíduos das espécies de *Inga*, registrada nas florestas ombrófilas do presente estudo pode refletir uma condição intrínseca desse gênero, com alta taxa de diversificação *in situ* em resposta a eventos históricos ou mudanças climáticas (Hoorn et al., 2010).

Quando examinamos em maior detalhamento quais foram as espécies de maior IVI da floresta ombrófila que mantiveram suas posições após o ENSO 2015/2016 (*Tetragastris altissima* e *Protium sagotianum*) e aquela que mais subiu posições após o evento (*Crepidospermum goudotianum*), verificamos que todas fazem parte da família Burseraceae. Trata-se de uma família tipicamente amazônica e particularmente dominante na região sudeste da Amazônia (ter Steege et al., 2006), conhecida por apresentar metabólitos secundários na seiva, resina ou látex que podem contribuir como defesa contra herbívoros ou patógenos (Vleminckx et al., 2018), o que poderia ajudar a explicar o desempenho positivo dessas espécies na transição Amazônia-Cerrado.

Dentre as espécies que desapareceram completamente das parcelas de FO, uma que merece destaque é castanheira *Bertholletia excelsa*, uma das mais importantes espécies usadas na alimentação de populações tradicionais da Amazônia e amplamente consumida em todo o planeta. Registros disponibilizados pelo anuário do Conselho Estatístico Internacional de Castanhas e Frutas Secas 2017/2018 mostraram que após o ENSO de 2015/2016 a produção de castanhas-do-Brasil reduziu em quase 2/3 em comparação com o ano anterior (Cooper, 2019). De acordo com Thomas et al. (2014), durante o ENSO ocorre a queda precoce dos frutos antes do amadurecimento das sementes, reduzindo significativamente a produção de castanhas. Assim, esse é mais um exemplo de mudança negativa observada na composição florística das florestas da borda sul-amazônica após o ENSO de 2015/2016.

Apesar de algumas espécies, dentre as de maior IVI registradas nas parcelas de floresta estacional (FE), não terem mudado suas posições entre os inventários realizados antes e após o ENSO de 2015/2016, como *Hymenaea courbaril* e *Trattinnickia glaziovii*, que são extremamente importantes no comércio madeireiro na região (Ivanauskas, 2002; Cipriano et al., 2014), outras espécies apresentaram reduções expressivas, como: *Nectandra cuspidata*, *Ocotea guianensis*, *Miconia pyrifolia* e *Jacaranda copaia*. Nesse caso, o rápido crescimento e o ciclo de vida mais curto podem ter contribuído para aumentar a mortalidade dessas espécies pioneiras (Swaine e Liberman,1987; Swaine e Whitmore, 1988; Wright et al., 2010). Visto que elas investem na formação de madeiras mais leves, ao invés de investir em troncos com elevada resistência mecânica, resistência à seca e defesas de longo prazo (Hietz et al., 2017). Assim, as espécies das florestas estacionais da borda sul-Amazônica, localizadas em uma região climática marcadamente sazonal, podem estar em uma condição mais vulnerável em comparação com as espécies das florestas ombrófilas abertas, que estão mais próximas da área *core* da Amazônia e sob condições de maior pluviosidade (Haghtalab et al., 2020).

No cerradão (CD) e no cerrado típico (CT), *Emmotum nitens* apresentou ganhos no número de indivíduos após o ENSO 2015/2016. Esse resultado merece destaque, pois além de ser uma espécie importante em diversas formações florestais e savânicas da transição Amazônia-Cerrado (Ratter et al., 1973; Marimon et al., 2006; Morandi et al., 2015; 2016), ela é considerada pelos indígenas da etnia *Ikpeng* do Parque Indígena do Xingu, uma espécie indicadora de áreas em recuperação, sendo denominada como "aquela que chama outras plantas", pois a sua copa teria a capacidade de proteger as plântulas de diferentes espécies (Schmidt et al., 2021). No CD, *Hirtella glandulosa*, a espécie considerada como indicadora dos cerradões distróficos da transição Amazônia-Cerrado (Ratter et al., 1973; Marimon et al., 2006), se manteve na primeira posição de IVI mesmo após o ENSO 2015/2016. Essa espécie apresenta elevados potencial hídrico foliar e margem de segurança hidráulica (Jancoski et al., 2022), o que pode conferir vantagens ecofisiológicas para sobreviver após eventos climáticos extremos. Apesar de *H. glandulosa* não ter mudado sua posição de IVI após o ENSO, a imensa maioria das espécies do CD mudou suas posições, algumas perdendo mais de 20 lugares, como a pioneira *Xylopia aromatica*, seguindo um padrão similar de vulnerabilidade ao reportado para as FE do presente estudo.

No CT, a maioria das espécies manteve a posição de IVI entre os inventários antes e após o ENSO de 2015/2016. No presente estudo, *Qualea parviflora* ocupou a primeira posição nos dois inventários e ela foi registrada em quase 80% de 376 áreas avaliadas por Ratter et al. (2003) em todo o Bioma Cerrado, confirmando ser uma espécie de ampla distribuição, incluindo áreas disjuntas e periféricas, e muito bem adaptada a diferentes condições edáficas e climáticas (Buzatti et al., 2017). Além disso, de acordo com Jancoski et al. (2022), essa espécie apresenta características ecofisiológicas associadas à alta eficiência no transporte de água (condutividade hidráulica potencial e diâmetro dos vasos do xilema elevados) e alta resistência à seca (margem de segurança hidráulica elevada), o que também pode ajudar a explicar sua manutenção em posição de destaque no CT avaliado, mesmo após o ENSO.

De modo geral, as diferenças registradas entre ganhos e perdas na composição florística sugerem variação entre as fitofisionomias avaliadas na transição Amazônia-Cerrado após o ENSO de 2015/2016. Algumas espécies, ocorrendo em fitofisionomias distintas, apresentaram padrões similares após o ENSO, como *Attalea maripa*, que subiu cinco posições, tanto na Floresta Ombrófila Aberta (FO) quanto na Floresta Estacional (FE). Por outro lado, *Bellucia grossularioides* subiu três posições na FO e desceu exatas três posições na FE e *Brosimum lactescens*, desceu uma posição na FO e subiu 10 na FE. Da mesma forma, espécies ocupando posições importantes em cada fitofisionomia e pertencentes a famílias botânicas totalmente

distintas, como *Dialium guianense* (Fabaceae) na FO, *Brosimum rubescens* (Moraceae) na FE, *Emmotum nitens* (Icacinaceae) no CD e *Qualea grandiflora* (Vochysiaceae) no CT, apresentaram exatamente o mesmo padrão após o ENSO, subindo uma posição do IVI cada. Assim, os efeitos observados na composição de espécies e decorrentes de eventos climáticos extremos como o ENSO 2015/2016, devem sempre levar em conta a fitofisionomia, especialmente na extensa e hiperdinâmica zona de tensão ecológica da transição Amazônia-Cerrado (Marimon et al., 2006; 2014).

Os gêneros e famílias com maior densidade de indivíduos e maiores valores de IVI, avaliados antes e após o ENSO 2015/2016, se mantiveram basicamente os mesmos em todas as fitofisionomias, o que reforça certa estabilidade em táxons de nível hierárquico mais elevado. Dentre os novos gêneros que foram registrados nas parcelas apenas após o ENSO 2015/2016, cerca de 70% são de espécies tipicamente pioneiras (Morandi et al., 2016) e refletem os efeitos de maior abertura da vegetação resultante da redução de cerca de 10% das árvores nas fitofisionomias estudadas. Destacamos *Tetragastris* e *Protium* como dois importantes gêneros das florestas FO e FE, tanto antes quanto após o ENSO, sendo ambos importantes representantes das florestas da transição Amazônia-Cerrado que devem ser considerados em iniciativas de plantios para a recuperação de áreas degradadas, pois além de apresentar bom desempenho após eventos climáticos extremos, como o aqui avaliado, são representantes importantes da flora dessas florestas (Ratter et al., 1973; Ivanauskas, 2002; Marimon et al., 2014; 2020; Morandi et al., 2016).

O gênero *Aspidosperma* se destacou em FE, CD e CT como um importante representante dessas formações transicionais (Ratter et al., 1973; 2003; Marimon et al., 2006). Alguns estudos demonstraram que o estresse hídrico pode atuar como promotor de crescimento e desenvolvimento para muitas espécies desse gênero (Freitas e Silva, 2018; Pajáro-Esquivia et al., 2021), o que poderia explicar seu bom desempenho em três fitofisionomias da área de estudo mesmo após o ENSO de 2015/2016. Também destacamos a perda da família Caryocaraceae no CD, que comporta espécies cujos frutos são muito utilizados na alimentação de pessoas e da fauna nativa (Prance e Silva, 1973). Neste caso, o desaparecimento de uma família inteira após um curto período intercalado por um único evento climático extremo pode ser extremamente preocupante, uma vez que afeta não apenas a regeneração da família, mas também a manutenção da fauna.

O aumento médio de 2 ºC na temperatura do ar, registrado durante o ENSO de 2015/16, na maioria das parcelas avaliadas, também pode ter provocado perdas nos estoques de carbono, visto que, acima de 32 ºC, as florestas tropicais tendem a emitir quatro vezes mais $CO_2$ do que seria

liberado abaixo do limite em condições normais (Sullivan et al., 2020; Pennisi, 2020). Como consequência, as fitofisionomias florestais, principalmente FE e CD, da transição Amazônia-Cerrado podem estar perdendo biomassa e sofrendo declínios expressivos na densidade de indivíduos, além da perda de espécies essenciais na manutenção do ciclo do carbono (Malhi et al., 2009; Pacifici et al., 2017; Rifai et al., 2018; Sullivan et al., 2020; Gatti et al., 2021). Um ponto que merece destaque é que essas florestas transicionais são muito pouco representadas em unidades de conservação (Marques et al., 2020) e os efeitos observados em nosso estudo servem de alerta para a criação de novas UC's, com o risco de perdermos espécies-chave da zona de transição entre os dois maiores biomas da América do Sul.

A substituição de espécies registrada no presente estudo pode ter ocorrido devido as variações na sazonalidade e os efeitos extremos de seca, muito intensos durante o ENSO, que causaram a redução na produtividade e, em consequência, aumentaram a mortalidade de algumas espécies mais sensíveis a seca, oferecendo espaço para outras mais tolerantes (Esquivel-Muelbert et al., 2017; 2019a). De modo geral, a substituição de espécies após o ENSO provocou um aumento das pioneiras e/ou selecionou aquelas típicas de ambientes mais secos, como *Zanthoxylum ekmanii* (Ruschel et al., 2015), que no presente estudo aumentou em 50% o número de indivíduos na FO; ou *Tachigali vulgaris*, também tolerante às mudanças climáticas (Farias et al., 2016) e que aumentou seus indivíduos em 125% no CT.

Não confirmamos a hipótese de que após um período intenso de seca a composição florística das florestas ombrófilas mudaria. No entanto, FE e CD apresentaram redução na densidade indivíduos e na riqueza de espécies. Assim, nossos resultados sugerem que a vegetação da transição Amazônia-Cerrado está vulnerável às anomalias de temperatura e precipitação, normalmente associadas ao ENSO, apresentando mudanças significativas na densidade de indivíduos e na composição de espécies de árvores. Observamos como as florestas estacionais e os cerradões podem ser mais sensíveis às variações no clima, porém, com respostas variadas ao efeito do ENSO 2015/2016. Assim, nossos achados indicaram uma tendência de respostas das espécies às mudanças climáticas em diferentes tipos vegetacionais ao longo de um gradiente na transição entre os dois maiores biomas sul-americanos em uma região que sofre com os impactos do uso da terra e de variações climáticas (Marimon et al., 2014; Marques et al., 2020; Reis et al. 2022). Com base nas posições de IVI ocupadas pelas espécies e pelo ganho e perda de indivíduos após o ENSO 2015/2016, nosso estudo permitiu identificarmos, para as quatro principais fitofisionomias que caracterizam a transição Amazônia-Cerrado, as espécies mais vulneráveis (e.g. FO: *Dialium guianense*, FE: *Miconia pyrifolia*, CD: *Xylopia aromatica*, CT: *Guapira noxia*) e as mais resistentes (e.g. FO:

*Rinoreocarpus ulei*, FE: *Tapirira obtusa*, CD: *Emmotum nite*ns, CT: *Tachigali vulgaris*) aos impactos de um evento de ENSO. No futuro, essas espécies poderão ser evitadas ou utilizadas em iniciativas de plantios para a recuperação de áreas degradadas.

## 5. Referências bibliográficas

Abatzoglou, J.T., Dobrowski, S.Z., Parks, S.A., Hegewisch, K.C., 2018. TerraClimate, a high-resolution global dataset of monthly climate and climatic water balance from 1958–2015. Sci. Data 5, 170191. https://doi.org/10.1038/sdata.2017.191

Aguirre-Gutiérrez, J., Berenguer, E., Oliveras Menor, I., Bauman, D., Corral-Rivas, J.J., Nava-Miranda, M.G., Both, S., Ndong, J.E., Ondo, F.E., Bengone, N.N., Mihinhou, V., Dalling, J.W., Heineman, K., Figueiredo, A., González-M, R., Norden, N., Hurtado-M, A.B., González, D., Salgado-Negret, B., Reis, S.M., Moraes de Seixas, M.M., Farfan-Rios, W., Shenkin, A., Riutta, T., Girardin, C.A.J., Moore, S., Abernethy, K., Asner, G.P., Bentley, L.P., Burslem, D.F.R.P., Cernusak, L.A., Enquist, B.J., Ewers, R.M., Ferreira, J., Jeffery, K.J., Joly, C.A., Marimon-Junior, B.H., Martin, R.E., Morandi, P.S., Phillips, O.L., Bennett, A.C., Lewis, S.L., Quesada, C.A., Marimon, B.S., Kissling, W.D., Silman, M., Teh, Y.A., White, L.J.T., Salinas, N., Coomes, D.A., Barlow, J., Adu-Bredu, S., Malhi, Y., 2022. Functional susceptibility of tropical forests to climate change. Nat Ecol Evol 6, 878–889. https://doi.org/10.1038/s41559-022-01747-6

Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., de Moraes, G., Leonardo, J., Sparovek, G., 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. Meteorologische Zeitschrift 22(6), 711-728. https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507.

Anderson, M.J., 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. Austral Ecol. 26, 32–46. https://doi.org/10.1046/j.1442-9993.2001.01070.x

Aragão, L.E.O.C., Malhi, Y., Roman-Cuesta, R.M., Saatchi, S., Anderson, L.O., Shimabukuro, Y.E., 2007. Spatial patterns and fire response of recent Amazonian droughts. Geophys. Res. Lett. 34, L07701. https://doi.org/10.1029/2006GL028946

Araújo, I., Marimon, B.S., Scalon, M.C., Fauset, S., Marimon Junior, B.H., Tiwari, R., Galbraith, D.R., Gloor, M.U., 2021. Trees at the Amazonia-Cerrado transition are approaching high temperature thresholds. Environ. Res. Lett. 16, 034047. https://doi.org/10.1088/1748-9326/abe3b9

Baker, T.R., Pennington, R.T., Magallon, S., Gloor, E., Laurance, W.F., Alexiades, M., Alvarez, E., Araujo, A., Arets, E.J.M.M., Aymard, G., de Oliveira, A.A., Amaral, I., Arroyo, L., Bonal, D., Brienen, R.J.W., Chave, J., Dexter, K.G., Di Fiore, A., Eler, E.,

Feldpausch, T.R., Ferreira, L., Lopez-Gonzalez, G., van der Heijden, G., Higuchi, N., Honorio, E., Huamantupa, I., Killeen, T.J., Laurance, S., Leaño, C., Lewis, S.L., Malhi, Y., Marimon, B.S., Marimon Junior, B.H., Monteagudo Mendoza, A., Neill, D., Peñuela-Mora, M.C., Pitman, N., Prieto, A., Quesada, C.A., Ramírez, F., Ramírez Angulo, H., Rudas, A., Ruschel, A.R., Salomão, R.P., de Andrade, A.S., Silva, J.N.M., Silveira, M., Simon, M.F., Spironello, W., Steege, H. ter, Terborgh, J., Toledo, M., Torres-Lezama, A., Vasquez, R., Vieira, I.C.G., Vilanova, E., Vos, V.A., Phillips, O.L., 2014. Fast demographic traits promote high diversification rates of Amazonian trees. Ecol. Lett. 17, 527–536. https://doi.org/10.1111/ele.12252

Bauman, D., Fortunel, C., Delhaye, G., Malhi, Y., Cernusak, L. A., Bentley, L. P., Rifai, S. W., Aguirre-Gutiérrez, J., Menor, I. O., Phillips, O. L., McNellis, B. E., Bradford, M., Laurance, S. G. W., Hutchinson, M. F., Dempsey, R., Santos-Andrade, P. E., Ninantay-Rivera, H. R., Chambi Paucar, J. R., & McMahon, S. M., 2022. Tropical tree mortality has increased with rising atmospheric water stress. Nature 608, 7923. https://doi.org/10.1038/s41586-022-04737-7

Bonal, D., Burban, B., Stahl, C., Wagner, F., Hérault, B., 2016. The response of tropical rainforests to drought—lessons from recent research and future prospects. Ann. For. Sci. 73, 27–44. https://doi.org/10.1007/s13595-015-0522-5

Bonini, I., Rodrigues, C., Dallacort, R., Marimon Junior, B.H., Carvalho, M.A.C., 2014. Rainfall and deforestation in the municipality of Colíder, southern Amazon. Rev. Bras. Meteorol. 29, 483–493. https://doi.org/10.1590/0102-778620130665

Brando, P.M., Balch, J.K., Nepstad, D.C., Morton, D.C., Putz, F.E., Coe, M.T., Silverio, D., Macedo, M.N., Davidson, E.A., Nobrega, C.C., Alencar, A., Soares-Filho, B.S., 2014. Abrupt increases in Amazonian tree mortality due to drought-fire interactions. Proc. Natl. Acad. Sci. 111, 6347–6352. https://doi.org/10.1073/pnas.1305499111

Brando, P.M., Nepstad, D.C., Davidson, E.A., Trumbore, S.E., Ray, D., Camargo, P., 2008. Drought effects on litterfall, wood production and belowground carbon cycling in an Amazon Forest: results of a throughfall reduction experiment. Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci. 363, 1839–1848. https://doi.org/10.1098/rstb.2007.0031

Brienen, R.J.W., Phillips, O.L., Feldpausch, T.R., Gloor, E., Baker, T.R., Lloyd, J., Lopez-Gonzalez, G., Monteagudo-Mendoza, A., Malhi, Y., Lewis, S.L., Vásquez Martinez, R., Alexiades, M., Álvarez Dávila, E., Alvarez-Loayza, P., Andrade, A., Aragão, L.E.O.C., Araujo-Murakami, A., Arets, E.J.M.M., Arroyo, L., Aymard C., G.A., Bánki, O.S., Baraloto, C., Barroso, J., Bonal, D., Boot, R.G.A., Camargo, J.L.C., Castilho, C. V.,

Chama, V., Chao, K.J., Chave, J., Comiskey, J.A., Cornejo Valverde, F., da Costa, L., de Oliveira, E.A., Di Fiore, A., Erwin, T.L., Fauset, S., Forsthofer, M., Galbraith, D.R., Grahame, E.S., Groot, N., Hérault, B., Higuchi, N., Honorio Coronado, E.N., Keeling, H., Killeen, T.J., Laurance, W.F., Laurance, S., Licona, J., Magnussen, W.E., Marimon, B.S., Marimon-Junior, B.H., Mendoza, C., Neill, D.A., Nogueira, E.M., Núñez, P., Pallqui Camacho, N.C., Parada, A., Pardo-Molina, G., Peacock, J., Peña-Claros, M., Pickavance, G.C., Pitman, N.C.A., Poorter, L., Prieto, A., Quesada, C.A., Ramírez, F., Ramírez-Angulo, H., Restrepo, Z., Roopsind, A., Rudas, A., Salomão, R.P., Schwarz, M., Silva, N., Silva-Espejo, J.E., Silveira, M., Stropp, J., Talbot, J., ter Steege, H., Teran-Aguilar, J., Terborgh, J., Thomas-Caesar, R., Toledo, M., Torello-Raventos, M., Umetsu, R.K., van der Heijden, G.M.F., van der Hout, P., Guimarães Vieira, I.C., Vieira, S.A., Vilanova, E., Vos, V.A., Zagt, R.J., 2015. Long-term decline of the Amazon carbon sink. Nature 519, 344–348. https://doi.org/10.1038/nature14283

Buzatti, R.S. de O., Lemos-Filho, J.P., Bueno, M.L., Lovato, M.B., 2017. Multiple Pleistocene refugia in the Brazilian cerrado: evidence from phylogeography and climatic nichemodelling of two Qualea species (Vochysiaceae). Botanical Journal of the Linnean Society 185, 307–320. https://doi.org/10.1093/botlinnean/box062

Choat, B., Brodribb, T.J., Brodersen, C.R., Duursma, R.A., López, R., Medlyn, B.E., 2018. Triggers of tree mortality under drought. Nature 558, 531–539. https://doi.org/10.1038/s41586-018-0240-x

Choat, B., Jansen, 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., Pratt, R.B., Sperry, J.S., Westoby, M., Wright, I.J., Zanne, A.E., 2012. Global convergence in the vulnerability of forests to drought. Nature 491, 752–755. https://doi.org/10.1038/nature11688

Cipriano, J., Martins, L., Deus, M.S.M., Peron, A.P., 2014. O gênero *Hymenaea* e suas espécies mais importantes do ponto de vista econômico e medicinal para o Brasil. Caderno de Pesquisa, 26(2), 41-51. https://doi.org/10.17058/cp.v26i2.5248

Cooper, A., 2019. The Brazil Nut: A coveted holiday treat, a nutritious superfood, or a canary in the mine of climate change? London: The London NERC DTP. https://london-nerc-dtp.org/2019/07/22/the-brazil-nut-a-coveted-holiday-treat-a-nutritious-superfood-or-a-canary-in-the-mine-of-climate-change/

Dixon, P., 2003. VEGAN, a package of R functions for community ecology. J. Veg. Sci. 14, 927–930. https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2003.tb02228.x

Doughty, C.E., Metcalfe, D.B., Girardin, C.A.J., Amézquita, F.F., Cabrera, D.G., Huasco, W.H., Silva-Espejo, J.E., Araujo-Murakami, A., da Costa, M.C., Rocha, W., Feldpausch, T.R., Mendoza, A.L.M., da Costa, A.C.L., Meir, P., Phillips, O.L., Malhi, Y., 2015. Drought impact on forest carbon dynamics and fluxes in Amazonia. Nature 519, 78–82. https://doi.org/10.1038/nature14213

Esquivel-Muelbert, A., Baker, T.R., Dexter, K.G., Lewis, S.L., Brienen, R.J.W., Feldpausch, T.R., Lloyd, J., Monteagudo-Mendoza, A., Arroyo, L., Álvarez-Dávila, E., Higuchi, N., Marimon, B.S., Marimon-Junior, B.H., Silveira, M., Vilanova, E., Gloor, E., Malhi, Y., Chave, J., Barlow, J., Bonal, D., Davila Cardozo, N., Erwin, T., Fauset, S., Hérault, B., Laurance, S., Poorter, L., Qie, L., Stahl, C., Sullivan, M.J.P., Ter Steege, H., Vos, V.A., Zuidema, P.A., Almeida, E., Almeida de Oliveira, E., Andrade, A., Vieira, S.A., Aragão, L., Araujo-Murakami, A., Arets, E., Aymard C, G.A., Baraloto, C., Camargo, P.B., Barroso, J.G., Bongers, F., Boot, R., Camargo, J.L., Castro, W., Chama Moscoso, V., Comiskey, J., Cornejo Valverde, F., Lola da Costa, A.C., Del Aguila Pasquel, J., Di Fiore, A., Fernanda Duque, L., Elias, F., Engel, J., Flores Llampazo, G., Galbraith, D., Herrera Fernández, R., Honorio Coronado, E., Hubau, W., Jimenez-Rojas, E., Lima, A.J.N., Umetsu, R.K., Laurance, W., Lopez-Gonzalez, G., Lovejoy, T., Aurelio Melo Cruz, O., Morandi, P.S., Neill, D., Núñez Vargas, P., Pallqui Camacho, N.C., Parada Gutierrez, A., Pardo, G., Peacock, J., Peña-Claros, M., Peñuela-Mora, M.C., Petronelli, P., Pickavance, G.C., Pitman, N., Prieto, A., Quesada, C., Ramírez-Angulo, H., Réjou-Méchain, M., Restrepo Correa, Z., Roopsind, A., Rudas, A., Salomão, R., Silva, N., Silva Espejo, J., Singh, J., Stropp, J., Terborgh, J., Thomas, R., Toledo, M., Torres-Lezama, A., Valenzuela Gamarra, L., van de Meer, P.J., van der Heijden, G., van der Hout, P., Vasquez Martinez, R., Vela, C., Vieira, I.C.G., Phillips, O.L., 2019a. Compositional response of Amazon forests to climate change. Glob. Chang. Biol. 25, 39–56. https://doi.org/10.1111/gcb.14413

Esquivel-Muelbert, A., Baker, T.R., Dexter, K.G., Lewis, S.L., ter Steege, H., Lopez-Gonzalez, G., Monteagudo Mendoza, A., Brienen, R., Feldpausch, T.R., Pitman, N., Alonso, A., van der Heijden, G., Peña-Claros, M., Ahuite, M., Alexiaides, M., Álvarez Dávila, E., Murakami, A.A., Arroyo, L., Aulestia, M., Balslev, H., Barroso, J., Boot, R., Cano, A., Chama Moscoso, V., Comiskey, J.A., Cornejo, F., Dallmeier, F., Daly, D.C., Dávila, N., Duivenvoorden, J.F., Duque Montoya, A.J., Erwin, T., Di Fiore, A., Fredericksen,

T., Fuentes, A., García-Villacorta, R., Gonzales, T., Guevara Andino, J.E., Honorio Coronado, E.N., Huamantupa-Chuquimaco, I., Eliana Maria Jiménez, R., Killeen, T.J., Malhi, Y., Mendoza, C., Mogollón, H., Jørgensen, P.M., Montero, J.C., Mostacedo, B., Nauray, W., Neill, D., Vargas, P.N., Palacios, S., Palacios Cuenca, W., Pallqui Camacho, N.C., Peacock, J., Phillips, J.F., Pickavance, G., Quesada, C.A., Ramírez-Angulo, H., Restrepo, Z., Reynel Rodriguez, C., Paredes, M.R., Peñuela-Mora, M.C., Sierra, R., Silveira, M., Stevenson, P., Stropp, J., Terborgh, J., Tirado, M., Toledo, M., Torres-Lezama, A., Umaña, M.N., Urrego, L.E., Vasquez Martinez, R., Gamarra, L.V., Vela, C.I.A., Vilanova Torre, E., Vos, V., von Hildebrand, P., Vriesendorp, C., Wang, O., Young, K.R., Zartman, C.E., Phillips, O.L., 2017a. Seasonal drought limits tree species across the Neotropics. Ecography 40, 618–629. https://doi.org/10.1111/ecog.01904

Esquivel-Muelbert, A., Bennett, A.C., Sullivan, M.J.P., Baker, J.C.A., Gavish, Y., Johnson, M.O., Wang, Y., Chambers-Ostler, A., Lisli Giannichi, M., Gomes, L., Kalamandeen, M., Charan Pattnayak, K., Fauset, S., 2019b. A Spatial and Temporal Risk Assessment of the Impacts of El Niño on the Tropical Forest Carbon Cycle: Theoretical Framework, Scenarios, and Implications. Atmosphere. 10, 588. https://doi.org/10.3390/atmos10100588

Esquivel-Muelbert, A., Galbraith, D., Dexter, K.G., Baker, T.R., Lewis, S.L., Meir, P., Rowland, L., Costa, A.C.L. da, Nepstad, D., Phillips, O.L., 2017b. Biogeographic distributions of neotropical trees reflect their directly measured drought tolerances. Sci Rep 7, 8334. https://doi.org/10.1038/s41598-017-08105-8

Esquivel-Muelbert, A., Phillips, O.L., Brienen, R.J.W., Fauset, S., Sullivan, M.J.P., Baker, T.R., Chao, K.-J., Feldpausch, T.R., Gloor, E., Higuchi, N., Houwing-Duistermaat, J., Lloyd, J., Liu, H., Malhi, Y., Marimon, B., Marimon Junior, B.H., Monteagudo-Mendoza, A., Poorter, L., Silveira, M., Torre, E.V., Dávila, E.A., del Aguila Pasquel, J., Almeida, E., Loayza, P.A., Andrade, A., Aragão, L.E.O.C., Araujo-Murakami, A., Arets, E., Arroyo, L., Aymard C., G.A., Baisie, M., Baraloto, C., Camargo, P.B., Barroso, J., Blanc, L., Bonal, D., Bongers, F., Boot, R., Brown, F., Burban, B., Camargo, J.L., Castro, W., Moscoso, V.C., Chave, J., Comiskey, J., Valverde, F.C., da Costa, A.L., Cardozo, N.D., Di Fiore, A., Dourdain, A., Erwin, T., Llampazo, G.F., Vieira, I.C.G., Herrera, R., Honorio Coronado, E., Huamantupa-Chuquimaco, I., Jimenez-Rojas, E., Killeen, T., Laurance, S., Laurance, W., Levesley, A., Lewis, S.L., Ladvocat, K.L.L.M., Lopez-Gonzalez, G., Lovejoy, T., Meir, P., Mendoza, C., Morandi, P., Neill,

D., Nogueira Lima, A.J., Vargas, P.N., de Oliveira, E.A., Camacho, N.P., Pardo, G., Peacock, J., Peña-Claros, M., Peñuela-Mora, M.C., Pickavance, G., Pipoly, J., Pitman, N., Prieto, A., Pugh, T.A.M., Quesada, C., Ramirez-Angulo, H., de Almeida Reis, S.M., Rejou-Machain, M., Correa, Z.R., Bayona, L.R., Rudas, A., Salomão, R., Serrano, J., Espejo, J.S., Silva, N., Singh, J., Stahl, C., Stropp, J., Swamy, V., Talbot, J., ter Steege, H., Terborgh, J., Thomas, R., Toledo, M., Torres-Lezama, A., Gamarra, L.V., van der Heijden, G., van der Meer, P., van der Hout, P., Martinez, R.V., Vieira, S.A., Cayo, J.V., Vos, V., Zagt, R., Zuidema, P., Galbraith, D., 2020. Tree mode of death and mortality risk factors across Amazon forests. Nat. Commun. 11, 5515. https://doi.org/10.1038/s41467-020-18996-3

Farias, J., Marimon, B.S., de Carvalho Ramos Silva, L., Petter, F.A., Andrade, F.R., Morandi, P.S., Marimon-Junior, B.H., 2016. Survival and growth of native Tachigali vulgaris and exotic Eucalyptus urophylla×Eucalyptus grandis trees in degraded soils with biochar amendment in southern Amazonia. For. Ecol. Manage. 368, 173–182. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.03.022

Feldpausch, T.R., Phillips, O.L., Brienen, R.J.W., Gloor, E., Lloyd, J., Lopez-Gonzalez, G., Monteagudo-Mendoza, A., Malhi, Y., Alarcón, A., Álvarez Dávila, E., Alvarez-Loayza, P., Andrade, A., Aragao, L.E.O.C., Arroyo, L., Aymard C., G.A., Baker, T.R., Baraloto, C., Barroso, J., Bonal, D., Castro, W., Chama, V., Chave, J., Domingues, T.F., Fauset, S., Groot, N., Honorio Coronado, E., Laurance, S., Laurance, W.F., Lewis, S.L., Licona, J.C., Marimon, B.S., Marimon-Junior, B.H., Mendoza Bautista, C., Neill, D.A., Oliveira, E.A., Oliveira dos Santos, C., Pallqui Camacho, N.C., Pardo-Molina, G., Prieto, A., Quesada, C.A., Ramírez, F., Ramírez-Angulo, H., Réjou-Méchain, M., Rudas, A., Saiz, G., Salomão, R.P., Silva-Espejo, J.E., Silveira, M., ter Steege, H., Stropp, J., Terborgh, J., Thomas-Caesar, R., van der Heijden, G.M.F., Vásquez Martinez, R., Vilanova, E., Vos, V.A., 2016. Amazon forest response to repeated droughts. Global Biogeochem. Cycles 30, 964–982. https://doi.org/10.1002/2015GB005133

ForestPlots.net, Blundo, C., Carilla, J., Grau, R., Malizia, A., Malizia, L., Osinaga-Acosta, O., Bird, M., Bradford, M., Catchpole, D., Ford, A., Graham, A., Hilbert, D., Kemp, J., Laurance, S., Laurance, W., Ishida, F.Y., Marshall, A., Waite, C., Woell, H., Bastin, J.-F., Bauters, M., Beeckman, H., Boeckx, P., Bogaert, J., De Canniere, C., de Haulleville, T., Doucet, J.-L., Hardy, O., Hubau, W., Kearsley, E., Verbeeck, H., Vleminckx, J., Brewer, S.W., Alarcón, A., Araujo-Murakami, A., Arets, E., Arroyo, L., Chavez, E.,

Fredericksen, T., Villaroel, R.G., Sibauty, G.G., Killeen, T., Licona, J.C., Lleigue, J., Mendoza, C., Murakami, S., Gutierrez, A.P., Pardo, G., Peña-Claros, M., Poorter, L., Toledo, M., Cayo, J.V., Viscarra, L.J., Vos, V., Ahumada, J., Almeida, E., Almeida, J., de Oliveira, E.A., da Cruz, W.A., de Oliveira, A.A., Carvalho, Fabrício Alvim, Obermuller, F.A., Andrade, A., Carvalho, Fernanda Antunes, Vieira, S.A., Aquino, A.C., Aragão, L., Araújo, A.C., Assis, M.A., Gomes, J.A.M.A., Baccaro, F., de Camargo, P.B., Barni, P., Barroso, J., Bernacci, L.C., Bordin, K., de Medeiros, M.B., Broggio, I., Camargo, J.L., Cardoso, D., Carniello, M.A., Rochelle, A.L.C., Castilho, C., Castro, A.A.J.F., Castro, W., Ribeiro, S.C., Costa, F., de Oliveira, R.C., Coutinho, I., Cunha, J., da Costa, L., da Costa Ferreira, L., da Costa Silva, R., Simbine, M., de Kamimura, V.A., de Lima, H.C., Melo, L.O., de Queiroz, L., de Sousa Lima, J.R., do Espírito Santo, M., Domingues, T., dos Santos Prestes, N.C., Carneiro, S.E.S., Elias, F., Eliseu, G., Emilio, T., Farrapo, C.L., Fernandes, L., Ferreira, G., Ferreira, J., Ferreira, L., Ferreira, S., Simon, M.F., Freitas, M.A., García, Q.S., Manzatto, A.G., Graça, P., Guilherme, F., Hase, E., Higuchi, N., Iguatemy, M., Barbosa, R.I., Jaramillo, M., Joly, C., Klipel, J., do Amaral, I.L., Levis, C., Lima, A.S., Dan, M.L., Lopes, A., Madeiros, H., Magnusson, W.E., dos Santos, R.M., Marimon, B., Junior, B.H.M., Grillo, R.M.M., Martinelli, L., Reis, S.M., Medeiros, S., Meira-Junior, M., Metzker, T., Morandi, P., do Nascimento, N.M., Moura, M., Müller, S.C., Nagy, L., Nascimento, H., Nascimento, M., Lima, A.N., de Araújo, R.O., Silva, J.O., Pansonato, M., Sabino, G.P., de Abreu, K.M.P., Rodrigues, P.J.F.P., Piedade, M., Rodrigues, D., Rodrigues Pinto, J.R., Quesada, C., Ramos, E., Ramos, R., Rodrigues, P., de Sousa, T.R., Salomão, R., Santana, F., Scaranello, M., Bergamin, R.S., Schietti, J., Schöngart, J., Schwartz, G., Silva, N., Silveira, M., Seixas, C.S., Simbine, M., Souza, A.C., Souza, P., Souza, R., Sposito, T., Junior, E.S., do Vale, J.D., Vieira, I.C.G., Villela, D., Vital, M., Xaud, H., Zanini, K., Zartman, C.E., Ideris, N.K.H., Metali, F. binti H., Salim, K.A., Saparudin, M.S., Serudin, R.M., Sukri, R.S., Begne, S., Chuyong, G., Djuikouo, M.N., Gonmadje, C., Simo-Droissart, M., Sonké, B., Taedoumg, H., Zemagho, L., Thomas, S., Baya, F., Saiz, G., Espejo, J.S., Chen, D., Hamilton, A., Li, Y., Luo, T., Niu, S., Xu, H., Zhou, Z., Álvarez-Dávila, E., Escobar, J.C.A., Arellano-Peña, H., Duarte, J.C., Calderón, J., Bravo, L.M.C., Cuadrado, B., Cuadros, H., Duque, A., Duque, L.F., Espinosa, S.M., Franke-Ante, R., García, H., Gómez, A., González-M., R., Idárraga-Piedrahíta, Á., Jimenez, E., Jurado, R., Oviedo, W.L., López-Camacho, R., Cruz, O.A.M., Polo, I.M., Paky, E., Pérez, K., Pijachi, A., Pizano, C., Prieto, A., Ramos, L., Correa, Z.R.,

Richardson, J., Rodríguez, E., Rodriguez M., G.M., Rudas, A., Stevenson, P., Chudomelová, M., Dancak, M., Hédl, R., Lhota, S., Svatek, M., Mukinzi, J., Ewango, C., Hart, T., Yakusu, E.K., Lisingo, J., Makana, J.-R., Mbayu, F., Toirambe, B., Mukendi, J.T., Kvist, L., Nebel, G., Báez, S., Céron, C., Griffith, D.M., Andino, J.E.G., Neill, D., Palacios, W., Peñuela-Mora, M.C., Rivas-Torres, G., Villa, G., Demissie, S., Gole, T., Gonfa, T., Ruokolainen, K., Baisie, M., Bénédet, F., Betian, W., Bezard, V., Bonal, D., Chave, J., Droissart, V., Gourlet-Fleury, S., Hladik, A., Labrière, N., Naisso, P., Réjou-Méchain, M., Sist, P., Blanc, L., Burban, B., Derroire, G., Dourdain, A., Stahl, C., Bengone, N.N., Chezeaux, E., Ondo, F.E., Medjibe, V., Mihindou, V., White, L., Culmsee, H., Rangel, C.D., Horna, V., Wittmann, F., Adu-Bredu, S., Affum-Baffoe, K., Foli, E., Balinga, M., Roopsind, A., Singh, J., Thomas, R., Zagt, R., Murthy, I.K., Kartawinata, K., Mirmanto, E., Priyadi, H., Samsoedin, I., Sunderland, T., Yassir, I., Rovero, F., Vinceti, B., Hérault, B., Aiba, S.-I., Kitayama, K., Daniels, A., Tuagben, D., Woods, J.T., Fitriadi, M., Karolus, A., Khoon, K.L., Majalap, N., Maycock, C., Nilus, R., Tan, S., Sitoe, A., Coronado G., I., Ojo, L., de Assis, R., Poulsen, A.D., Sheil, D., Pezo, K.A., Verde, H.B., Moscoso, V.C., Oroche, J.C.C., Valverde, F.C., Medina, M.C., Cardozo, N.D., de Rutte Corzo, J., del Aguila Pasquel, J., Llampazo, G.F., Freitas, L., Cabrera, D.G., Villacorta, R.G., Cabrera, K.G., Soria, D.G., Saboya, L.G., Rios, J.M.G., Pizango, G.H., Coronado, E.H., Huamantupa-Chuquimaco, I., Huasco, W.H., Aedo, Y.T.H., Peña, J.L.M., Mendoza, A.M., Rodriguez, V.M., Vargas, P.N., Ramos, S.C.P., Camacho, N.P., Cruz, A.P., Arevalo, F.R., Huaymacari, J.R., Rodriguez, C.R., Paredes, M.A.R., Bayona, L.R., del Pilar Rojas Gonzales, R., Peña, M.E.R., Revilla, N.S., Shareva, Y.C.S., Trujillo, R.T., Gamarra, L.V., Martinez, R.V., Arenas, J.V., Amani, C., Ifo, S.A., Bocko, Y., Boundja, P., Ekoungoulou, R., Hockemba, M., Nzala, D., Fofanah, A., Taylor, D., Bañares-de Dios, G., Cayuela, L., la Cerda, Í.G., Macía, M., Stropp, J., Playfair, M., Wortel, V., Gardner, T., Muscarella, R., Priyadi, H., Rutishauser, E., Chao, K.-J., Munishi, P., Bánki, O., Bongers, F., Boot, R., Fredriksson, G., Reitsma, J., ter Steege, H., van Andel, T., van de Meer, P., van der Hout, P., van Nieuwstadt, M., van Ulft, B., Veenendaal, E., Vernimmen, R., Zuidema, P., Zwerts, J., Akite, P., Bitariho, R., Chapman, C., Gerald, E., Leal, M., Mucunguzi, P., Abernethy, K., Alexiades, M., Baker, T.R., Banda, K., Banin, L., Barlow, J., Bennett, A., Berenguer, E., Berry, N., Bird, N.M., Blackburn, G.A., Brearley, F., Brienen, R., Burslem, D., Carvalho, L., Cho, P., Coelho, F., Collins, M., Coomes, D., Cuni-Sanchez, A., Dargie, G., Dexter, K., Disney, M., Draper, F., Duan, M., Esquivel-Muelbert, A.,

Ewers, R., Fadrique, B., Fauset, S., Feldpausch, T.R., França, F., Galbraith, D., Gilpin, M., Gloor, E., Grace, J., Hamer, K., Harris, D., Jeffery, K., Jucker, T., Kalamandeen, M., Klitgaard, B., Levesley, A., Lewis, S.L., Lindsell, J., Lopez-Gonzalez, G., Lovett, J., Malhi, Y., Marthews, T., McIntosh, E., Melgaço, K., Milliken, W., Mitchard, E., Moonlight, P., Moore, S., Morel, A., Peacock, J., Peh, K.S.-H., Pendry, C., Pennington, R.T., de Oliveira Pereira, L., Peres, C., Phillips, O.L., Pickavance, G., Pugh, T., Qie, L., Riutta, T., Roucoux, K., Ryan, C., Sarkinen, T., Valeria, C.S., Spracklen, D., Stas, S., Sullivan, M., Swaine, M., Talbot, J., Taplin, J., van der Heijden, G., Vedovato, L., Willcock, S., Williams, M., Alves, L., Loayza, P.A., Arellano, G., Asa, C., Ashton, P., Asner, G., Brncic, T., Brown, F., Burnham, R., Clark, C., Comiskey, J., Damasco, G., Davies, S., Di Fiore, T., Erwin, T., Farfan-Rios, W., Hall, J., Kenfack, D., Lovejoy, T., Martin, R., Montiel, O.M., Pipoly, J., Pitman, N., Poulsen, J., Primack, R., Silman, M., Steininger, M., Swamy, V., Terborgh, J., Thomas, D., Umunay, P., Uriarte, M., Torre, E.V., Wang, O., Young, K., Aymard C., G.A., Hernández, L., Fernández, R.H., Ramírez-Angulo, H., Salcedo, P., Sanoja, E., Serrano, J., Torres-Lezama, A., Le, T.C., Le, T.T., Tran, H.D., 2021. Taking the pulse of Earth's tropical forests using networks of highly distributed plots. Biological Conservation 260, 108849. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108849

Freitas, R. S., Silva, C., 2018. Respostas fisiológicas de mudas de *Aspidosperma pyrifollium* (Apocynaceae) a ciclos de suspensão de rega. Scien. Plena. 14(5), 51– 201. https://doi: 10.14808/sci.plena.2018.051201

Gatti, L.V., Basso, L.S., Miller, J.B., Gloor, M., Gatti Domingues, L., Cassol, H.L.G., Tejada, G., Aragão, L.E.O.C., Nobre, C., Peters, W., Marani, L., Arai, E., Sanches, A.H., Corrêa, S.M., Anderson, L., Von Randow, C., Correia, C.S.C., Crispim, S.P., Neves, R.A.L., 2021. Amazonia as a carbon source linked to deforestation and climate change. Nature 595, 388–393. https://doi.org/10.1038/s41586-021-03629-6

Giardina, F., Konings, A.G., Kennedy, D., Alemohammad, S.H., Oliveira, R.S., Uriarte, M., Gentine, P., 2018. Tall Amazonian forests are less sensitive to precipitation variability. Nat. Geosci. 11, 405–409. https://doi.org/10.1038/s41561-018-0133-5

Haghtalab, N., Moore, N., Heerspink, B.P., 2020. Evaluating spatial patterns in precipitation trends across the Amazon basin driven by land cover and global scale forcings. Theoretical and Applied Climatology 140, 411–427. https://doi.org/10.1007/s00704-019-03085-3

Hietz, P., Rosner, S., Hietz-Seifert, U., Wright, S.J., 2017. Wood traits related to size and life history of trees in a Panamanian rainforest. New Phytol. 213, 170–180. https://doi.org/10.1111/nph.14123

Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G., Jarvis, A., 2005. Very high-resolution interpolated climate surfaces for global land areas. Int. J. Climatol. 25, 1965–1978. https://doi.org/10.1002/joc.1276

Hofmann, G.S., Cardoso, M.F., Alves, R.J.V., Weber, E.J., Barbosa, A.A., Toledo, P.M., Pontual, F.B., Salles, L.O., Hasenack, H., Cordeiro, J.L.P., Aquino, F.E., Oliveira, L.F.B., 2021. The Brazilian Cerrado is becoming hotter and drier. Glob. Change Biol. 27, 4060-4073. https://doi.org/10.1111/gcb.15712

Hoorn, C., Wesselingh, F.P., Ter Steege, H., Bermudez, M. A., Mora, A., Sevink, J., 2010. Amazonia through time: Andean uplift, climate change, landscape evolution, and biodiversity. Science 330, 927–931. https://doi: 10.1126/science.1194585

Hsieh, T.C., Ma, K.H., Chao, A., 2016. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (<scp>H</scp> ill numbers). Methods Ecol. Evol. 7, 1451–1456. https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613

Hubau, W., De Mil, T., Van den Bulcke, J., Phillips, O.L., Angoboy Ilondea, B., Van Acker, J., Sullivan, M.J.P., Nsenga, L., Toirambe, B., Couralet, C., Banin, L.F., Begne, S.K., Baker, T.R., Bourland, N., Chezeaux, E., Clark, C.J., Collins, M., Comiskey, J.A., Cuni-Sanchez, A., Deklerck, V., Dierickx, S., Doucet, J.-L., Ewango, C.E.N., Feldpausch, T.R., Gilpin, M., Gonmadje, C., Hall, J.S., Harris, D.J., Hardy, O.J., Kamdem, M.-N.D., Kasongo Yakusu, E., Lopez-Gonzalez, G., Makana, J.-R., Malhi, Y., Mbayu, F.M., Moore, S., Mukinzi, J., Pickavance, G., Poulsen, J.R., Reitsma, J., Rousseau, M., Sonké, B., Sunderland, T., Taedoumg, H., Talbot, J., Tshibamba Mukendi, J., Umunay, P.M., Vleminckx, J., White, L.J.T., Zemagho, L., Lewis, S.L., Beeckman, H., 2020. The persistence of carbon in the African forest understory. Nat. Plants 5, 133–140. https://doi.org/10.1038/s41477-018-0316-5

Ivanauskas, N.M. 2002. Estudo da vegetação na área de contato entre formações florestais em Gaúcha do Norte-MT. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, São Paulo. 185pp.

Jancoski, H. S., Marimon, B. S., Scalon, M. C., Barros, V.F., Marimon-Junior, B. H., Carvalho, E., S. Oliveira, R., Oliveiras Menor, I., 2022. Distinct leaf water potential regulation of tree species and vegetation types across the Cerrado–Amazonia transition. Biotropica 54(2), 431–443. https://doi.org/10.1111/btp.13064

Jimenez, J.C., Barichivich, J., Mattar, C., Takahashi, K., Santamaría-Artigas, A., Sobrino, J.A., Malhi, Y., 2018. Spatio-temporal patterns of thermal anomalies and drought over tropical forests driven by recent extreme climatic anomalies. Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci. 373, 20170300. https://doi.org/10.1098/rstb.2017.0300

Jiménez-Muñoz, J.C., Mattar, C., Barichivich, J., Santamaría-Artigas, A., Takahashi, K., Malhi, Y., Sobrino, J.A., Schrier, G. van der, 2016. Record-breaking warming and extreme drought in the Amazon rainforest during the course of El Niño 2015–2016. Sci. Rep. 6, 33130. https://doi.org/10.1038/srep33130

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., and 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. https://doi.org/10.1111/j.0022-0477.2004.00923.x

Liu, J., Bowman, K.W., Schimel, D.S., Parazoo, N.C., Jiang, Z., Lee, M., Bloom, A.A., Wunch, D., Frankenberg, C., Sun, Y., O'Dell, C.W., Gurney, K.R., Menemenlis, D., Gierach, M., Crisp, D., Eldering, A., 2017. Contrasting carbon cycle responses of the tropical continents to the 2015–2016 El Niño. Science. 358, eaam5690. https://doi.org/10.1126/science.aam5690

Lopez-Gonzalez, G., Lewis, S.L., Burkitt, M., Phillips, O.L., 2011. ForestPlots.net: a web application and research tool to manage and analyse tropical forest plot data. J. Veg. Sci. 22, 610–613. https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2011.01312.x

Malhi, Y., Aragao, L.E.O.C., Galbraith, D., Huntingford, C., Fisher, R., Zelazowski, P., Sitch, S., McSweeney, C., Meir, P., 2009. Exploring the likelihood and mechanism of a climate-change-induced dieback of the Amazon rainforest. Proc. Natl. Acad. Sci. 106, 20610–20615. https://doi.org/10.1073/pnas.0804619106

Malhi, Y., Roberts, J.T., Betts, R.A., Killeen, T.J., Li, W., Nobre, C.A., 2008. Climate change, deforestation, and the fate of the Amazon. Science 319, 169–172. https://doi.org/10.1126/science.1146961

Marengo, J.A., Tomasella, J., Soares, W.R., Alves, L.M., Nobre, C.A., 2012. Extreme climatic events in the Amazon basin. Theor. Appl. Climatol. 107, 73–85. https://doi.org/10.1007/s00704-011-0465-1

Marimon-Junior, B.H., Haridasan, M., 2005. Comparação da vegetação arbórea e características edáficas de um cerradão e um cerrado sensu stricto em áreas adjacentes

sobre solo distrófico no leste de Mato Grosso, Brasil. Acta Bot. Bras. 19, 913–926. https://doi.org/10.1590/S0102-33062005000400026

Marimon, B.S., Marimon-Junior, B.H., Feldpausch, T.R., Oliveira-Santos, C., Mews, H.A., Lopez-Gonzalez, G., Lloyd, J., Franczak, D.D., de 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 Ecol. Divers. 7, 281–292. https://doi.org/10.1080/17550874.2013.818072

Marimon, B.S., Oliveira-Santos, C., Marimon-Junior, B.H., Elias, F., de Oliveira, E.A., Morandi, P.S., S. Prestes, N.C.C., Mariano, L.H., Pereira, O.R., Feldpausch, T.R., Phillips, O.L., 2020. Drought generates large, long-term changes in tree and liana regeneration in a monodominant Amazon Forest. Plant Ecol. 221, 733–747. https://doi.org/10.1007/s11258-020-01047-8

Marimon, B.S., S. Lima, E., 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 J. Bot. 63, 323–341. https://doi.org/10.1017/S0960428606000576

Marques, E.Q., Marimon-Junior, B.H., Marimon, B.S., Matricardi, E.A.T., Mews, H.A., Colli, G.R., 2020. Redefining the Cerrado–Amazonia transition: implications for conservation. Biodivers. Conserv. 29, 1501–1517. https://doi.org/10.1007/s10531-019-01720-z

Martinez Arbizu, P., 2020. pairwiseAdonis: Pairwise multilevel comparison using adonis. Disponível em: <https://github.com/pmartinezarbizu/pairwiseAdonis>.

McDowell, N.G., 2018. Deriving pattern from complexity in the processes underlying tropical forest drought impacts. New Phytol. 219, 841–844. https://doi.org/10.1111/nph.15341

McDowell, N.G., Beerling, D.J., Breshears, D.D., Fisher, R.A., Raffa, K.F., Stitt, M., 2011. The interdependence of mechanisms underlying climate-driven vegetation mortality. Trends Ecol. Evol. 26, 523–532. https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.06.003

Miranda, L., 2016. Atlas geográfico de Mato Grosso. 2ª Ed. Cuiabá: Entrelinhas. 64 p

Morandi, P., Marimon-Junior, B., Almeida de Oliveira, E., Reis, S., Valadão, M., Forsthofer, M., Passos, F., Marimon, B., 2015. Vegetation succession in the Cerrado/Amazonian Forest transition zone of Mato Grosso state, Brazil. Edinburgh Journal of Botany 1, 1–11. https://doi.org/10.1017/S096042861500027X

Morandi, P.S., Marimon, B.S., Eisenlohr, P. V., Marimon-Junior, B.H., Oliveira-Santos, C., Feldpausch, T.R., Oliveira, E.A., Reis, S. M., Lloyd, J., Phillips, O.L., 2016. Patterns of

tree species composition at watershed-scale in the Amazon 'arc of deforestation': implications for conservation. Environ. Conserv. 43, 317–326. https://doi.org/10.1017/S0376892916000278

Morandi, P.S., Marimon, B.S., Marimon-Junior, B.H., Ratter, J.A., Feldpausch, T.R., Colli, G.R., Munhoz, C.B.R., da Silva Júnior, M.C., de Souza Lima, E., Haidar, R.F., Arroyo, L., Murakami, A.A., de Góis Aquino, F., Walter, B.M.T., Ribeiro, J.F., Françoso, R., Elias, F., de Oliveira, E.A., Reis, S.M., de Oliveira, B., das Neves, E.C., Nogueira, D.S., Lima, H.S., de Carvalho, T.P., Rodrigues, S.A., Villarroel, D., Felfili, J.M., Phillips, O.L., 2018. Tree diversity and above-ground biomass in the South America Cerrado biome and their conservation implications. Biodivers. Conserv. 29, 1519–1536. https://doi.org/10.1007/s10531-018-1589-8

Mueller-Dombois, D. and Ellenberg, H., 1974. Aims and Methods of Vegetation Ecology. John Wiley and Sons, New York, 547 p.

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. https://doi.org/10.1890/06-1046.1

Nogueira, D.S., Marimon, B.S., Marimon-Junior, B.H., Oliveira, E.A., Morandi, P., Reis, S.M., Elias, F., Neves, E.C., Feldpausch, T.R., Lloyd, J., Phillips, O.L., 2019. Impacts of Fire on Forest Biomass Dynamics at the Southern Amazon Edge. Environ. Conserv. 46, 285–292. https://doi.org/10.1017/S0376892919000110

Oliveira, R.S., Costa, F.R.C., Baalen, E., Jonge, A., Bittencourt, P.R., Almanza, Y., Barros, F. de V., Cordoba, E.C., Fagundes, M. V., Garcia, S., Guimaraes, Z.T.M., Hertel, M., Schietti, J., Rodrigues-Souza, J., Poorter, L., 2018. Embolism resistance drives the distribution of Amazonian rainforest tree species along hydro-topographic gradients. New Phytol. 221, 1457–1465. https://doi.org/10.1111/nph.15463

Oliveira, R.S., Dawson, T.E., Burgess, S.S.O., Nepstad, D.C., 2005. Hydraulic redistribution in three Amazonian trees. Oecologia 145, 354–363. https://doi.org/10.1007/s00442-005-0108-2

Pacifici, M., Visconti, P., Butchart, S.H.M., Watson, J.E.M., Cassola, F.M., Rondinini, C., 2017. Species' traits influenced their response to recent climate change. Nature Clim Change 7, 205–208. https://doi.org/10.1038/nclimate3223

Pájaro-Esquivia, Y. S., Domínguez-Haydar, Y., Tinoco-Ojanguren, C., Lozano-Baez, S. E., Castellini, M., Di Prima, S., 2020. Effects of hydric and light combined stresses on the morphological and plastic responses of *Aspidosperma polyneuron* Müll. Arg. Seedlings

(Apocynaceae), EGU General Assembly 2021, online, 19–30 Apr 2021, EGU21-44, 21-44. https://doi.org/10.5194/egusphere-egu

Pennisi, E., 2020. Tropical forests store carbon despite warming. Science 368, 813–813. https://doi.org/10.1126/science.368.6493.813

Phillips, O., Baker, T., Feldpausch, T., & Brienen, R., 2002. *RAINFOR Field Manual for Plot Establishment and Remeasurement*. 30. https://forestplots.net/upload/ManualsEnglish/RAINFOR_field_manual_EN.pdf

Phillips, O.L., Aragao, L.E.O.C., Lewis, S.L., Fisher, J.B., Lloyd, J., Lopez-Gonzalez, 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., Banki, O., Blanc, L., Bonal, D., Brando, P., Chave, J., de Oliveira, A.C.A., Cardozo, N.D., Czimczik, C.I., Feldpausch, T.R., Freitas, M.A., Gloor, E., Higuchi, N., Jimenez, E., Lloyd, G., Meir, P., Mendoza, C., Morel, A., Neill, D.A., Nepstad, D., Patino, S., Penuela, M.C., Prieto, A., Ramirez, F., Schwarz, M., Silva, J., Silveira, M., Thomas, A.S., Steege, H. t., Stropp, J., Vasquez, R., Zelazowski, P., Davila, E.A., Andelman, S., Andrade, A., Chao, K.-J., Erwin, T., Di Fiore, A., C., E.H., Keeling, H., Killeen, T.J., Laurance, W.F., Cruz, A.P., Pitman, N.C.A., Vargas, P.N., Ramirez-Angulo, H., Rudas, A., Salamao, R., Silva, N., Terborgh, J., Torres-Lezama, A., 2009. Drought Sensitivity of the Amazon Rainforest. Science (80-.). 323, 1344–1347. https://doi.org/10.1126/science.1164033

Prance, G.T., Silva, M.F., 1973. Caryocaraceae. Flora Neotropica 12, 1-75. https://www.jstor.org/stable/i399904

Prestes, N.C.C.S., Massi, K.G., Silva, E.A., Nogueira, D.S., de Oliveira, E.A., Freitag, R., Marimon, B.S., Marimon-Junior, B.H., Keller, M., Feldpausch, T.R., 2020. Fire effects on understory forest regeneration in Southern Amazonia. Front. For. Glob. Chang. 3, 1–15. https://doi.org/10.3389/ffgc.2020.00010

Ratter, J., Richards, P., Argent, G., Gifford, D., 1973. Observations on the vegetation of northeastern Mato Grosso: I. The woody vegetation types of the Xavantina-Cachimbo Expedition Area. Philos. Trans. R. Soc. London. B, Biol. Sci. 266, 449–492. https://doi.org/10.1098/rstb.1973.0053

Ratter, J.A., Bridgewater S., Ribeiro, J.F., 2003. Analysis of the floristic composition of the Brazilian cerrado vegetation III: Comparison of the woody vegetation of 376 areas. Edinburgh Journal of Botany 60, 57–109.

Reis, S. M., Marimon, B. S., Esquivel-Muelbert, A., Marimon Jr, B. H., Morandi, P. S., Elias, F., de Oliveira, E. A., Galbraith, D., Feldpausch, T. R., Menor, I. O., Malhi, Y., Phillips,

O. L., 2022. Climate and crown damage drive tree mortality in southern Amazonian edge forests. Journal of Ecology 110(4), 876–888. https://doi.org/10.1111/1365-2745.13849

Reis, S.M., Marimon, B.S., Marimon Junior, B.H., Morandi, P.S., Oliveira, E.A., Elias, F., Neves, E.C., Oliveira, B., Nogueira, D. S., Umetsu, R.K., Feldpausch, T.R., Phillips, O.L., 2018. Climate and fragmentation affect forest structure at the southern border of Amazonia. Plant Ecol. Divers. 11, 13–25. https://doi.org/10.1080/17550874.2018.1455230

Ribeiro, J.F. and Walter, B.M.T., 2008. As principais fitofisionomias do Bioma Cerrado. In: Sano, S.M., Almeida, S.P. and Ribeiro, J.F., Eds., Cerrado Ecologia e Flora, Planaltina, 152-212.

Rifai, S. W., Girardin, C. A. J., Berenguer, E., del Aguila-Pasquel, J., Dahlsjö, C. A. L., 2018. ENSO drives interannual variation of forest woody growth across the tropics. Philos. Trans. R. Soc. Lond. B Biol. Sci. 373, 20170410. https://doi.org/10.1098/rstb.2017.0410)

Ruschel, A.R., Barbosa, L.M., Vieira, S.B., Siviero, M.A., Espírito-Santo, J.K.M., Santos, J.C., 2015. *Zanthoxylum ekmanii* espécie florestal promissora: estudo de caso em uma floresta explorada, no município de Dom Eliseu, Pará. Anais da 67ª Reunião anual da SBPC, Universidade Federal de São Carlos (UFSCAR), São Paulo.

Schiermeier, Q., 2015. Hunting the Godzilla El Niño. Nature 526, 490–491. https://doi.org/10.1038/526490a

Schmidt, M.V.C., Ikpeng, Y.U., Kayabi, T., Sanches, R.A., Ono, K.Y., Adams, C., 2021. Indigenous knowledge and forest succession management in the Brazilian Amazon: contributions to reforestation of degraded areas. Front. For. Glob. Change 4, 605925. https://doi.org/10.3389/ffgc.2021.605925

Sheil, D., Burslem, D.F.R.P. and Alder, D., 1995. The interpretation and misinterpretation of mortality rate measures. Journal of Ecology 83, 331-333.

Sheil, D., Jennings, S. and Savill, P., 2000. Long-term permanent plot observations of vegetations dynamics in Budongo, a Ugandan rain Forest. Journal of Tropical Ecology 16, 765-800.

Sousa, T.R., Schietti, J., Ribeiro, I.O., Emílio, T., Fernández, R.H., ter Steege, H., Castilho, C.V., Esquivel-Muelbert, A., Baker, T., Pontes-Lopes, A., Silva, C.V.J., Silveira, J.M., Derroire, G., Castro, W., Mendoza, A.M., Ruschel, A., Prieto, A., Lima, A.J.N., Rudas, A., Araujo-Murakami, A., Gutierrez, A.P., Andrade, A., Roopsind, A., Manzatto, A.G.,

Di Fiore, A., Torres-Lezama, A., Dourdain, A., Marimon, B., Marimon, B.H., Burban, B., van Ulft, B., Herault, B., Quesada, C., Mendoza, C., Stahl, C., Bonal, D., Galbraith, D., Neill, D., de Oliveira, E.A., Hase, E., Jimenez-Rojas, E., Vilanova, E., Arets, E., Berenguer, E., Alvarez-Davila, E., Honorio Coronado, E.N., Almeida, E., Coelho, F., Valverde, F.C., Elias, F., Brown, F., Bongers, F., Arevalo, F.R., Lopez-Gonzalez, G., van der Heijden, G., Aymard C., G.A., Llampazo, G.F., Pardo, G., Ramírez-Angulo, H., do Amaral, I.L., Vieira, I.C.G., Huamantupa-Chuquimaco, I., Comiskey, J.A., Singh, J., Espejo, J.S., del Aguila-Pasquel, J., Zwerts, J.A., Talbot, J., Terborgh, J., Ferreira, J., Barroso, J.G., Barlow, J., Camargo, J.L., Stropp, J., Peacock, J., Serrano, J., Melgaço, K., Ferreira, L.V., Blanc, L., Poorter, L., Gamarra, L.V., Aragão, L., Arroyo, L., Silveira, M., Peñuela-Mora, M.C., Vargas, M.P.N., Toledo, M., Disney, M., Réjou-Méchain, M., Baisie, M., Kalamandeen, M., Camacho, N.P., Cardozo, N.D., Silva, N., Pitman, N., Higuchi, N., Banki, O., Loayza, P.A., Graça, P.M.L.A., Morandi, P.S., van der Meer, P.J., van der Hout, P., Naisso, P., Camargo, P.B., Salomão, R., Thomas, R., Boot, R., Umetsu, R.K., da Costa Silva, R., Burnham, R., Zagt, R., Martinez, R.V., Brienen, R., Ribeiro, S.C., Lewis, S.L., Vieira, S.A., de Almeida Reis, S.M., Fauset, S., Laurance, S., Feldpausch, T., Erwin, T., Killeen, T., Wortel, V., Moscoso, V.C., Vos, V., Huasco, W.H., Laurance, W., Malhi, Y., Magnusson, W.E., Phillips, O.L., Costa, F.R.C., 2022. Water table depth modulates productivity and biomass across Amazonian forests. Global Ecology and Biogeography 31, 1571–1588. https://doi.org/10.1111/geb.13531

Sullivan, M.J.P., Lewis, S.L., Affum-Baffoe, K., Castilho, C., Costa, F., Sanchez, A.C., Ewango, C.E.N., Hubau, W., Marimon, B., Monteagudo-Mendoza, A., Qie, L., Sonké, B., Martinez, R.V., Baker, T.R., Brienen, R.J.W., Feldpausch, T.R., Galbraith, D., Gloor, M., Malhi, Y., Aiba, S.-I., Alexiades, M.N., Almeida, E.C., de Oliveira, E.A., Dávila, E.Á., Loayza, P.A., Andrade, A., Vieira, S.A., Aragão, L.E.O.C., Araujo-Murakami, A., Arets, E.J.M.M., Arroyo, L., Ashton, P., Aymard, C. G., Baccaro, F.B., Banin, L.F., Baraloto, C., Camargo, P.B., Barlow, J., Barroso, J., Bastin, J.-F., Batterman, S.A., Beeckman, H., Begne, S.K., Bennett, A.C., Berenguer, E., Berry, N., Blanc, L., Boeckx, P., Bogaert, J., Bonal, D., Bongers, F., Bradford, M., Brearley, F.Q., Brncic, T., Brown, F., Burban, B., Camargo, J.L., Castro, W., Céron, C., Ribeiro, S.C., Moscoso, V.C., Chave, J., Chezeaux, E., Clark, C.J., de Souza, F.C., Collins, M., Comiskey, J.A., Valverde, F.C., Medina, M.C., da Costa, L., Dančák, M., Dargie, G.C., Davies, S., Cardozo, N.D., de Haulleville, T., de Medeiros, M.B., Del Aguila Pasquel,

J., Derroire, G., Di Fiore, A., Doucet, J.-L., Dourdain, A., Droissart, V., Duque, L.F., Ekoungoulou, R., Elias, F., Erwin, T., Esquivel-Muelbert, A., Fauset, S., Ferreira, J., Llampazo, G.F., Foli, E., Ford, A., Gilpin, M., Hall, J.S., Hamer, K.C., Hamilton, A.C., Harris, D.J., Hart, T.B., Hédl, R., Herault, B., Herrera, R., Higuchi, N., Hladik, A., Coronado, E.H., Huamantupa-Chuquimaco, I., Huasco, W.H., Jeffery, K.J., Jimenez-Rojas, E., Kalamandeen, M., Djuikouo, M.N.K., Kearsley, E., Umetsu, R.K., Kho, L.K., Killeen, T., Kitayama, K., Klitgaard, B., Koch, A., Labrière, N., Laurance, W., Laurance, S., Leal, M.E., Levesley, A., Lima, A.J.N., Lisingo, J., Lopes, A.P., Lopez-Gonzalez, G., Lovejoy, T., Lovett, J.C., Lowe, R., Magnusson, W.E., Malumbres-Olarte, J., Manzatto, Â.G., Marimon, B.H., Marshall, A.R., Marthews, T., de Almeida Reis, S.M., Maycock, C., Melgaço, K., Mendoza, C., Metali, F., Mihindou, V., Milliken, W., Mitchard, E.T.A., Morandi, P.S., Mossman, H.L., Nagy, L., Nascimento, H., Neill, D., Nilus, R., Vargas, P.N., Palacios, W., Camacho, N.P., Peacock, J., Pendry, C., Peñuela Mora, M.C., Pickavance, G.C., Pipoly, J., Pitman, N., Playfair, M., Poorter, L., Poulsen, J.R., Poulsen, A.D., Preziosi, R., Prieto, A., Primack, R.B., Ramírez-Angulo, H., Reitsma, J., Réjou-Méchain, M., Correa, Z.R., de Sousa, T.R., Bayona, L.R., Roopsind, A., Rudas, A., Rutishauser, E., Abu Salim, K., Salomão, R.P., Schietti, J., Sheil, D., Silva, R.C., Espejo, J.S., Valeria, C.S., Silveira, M., Simo-Droissart, M., Simon, M.F., Singh, J., Soto Shareva, Y.C., Stahl, C., Stropp, J., Sukri, R., Sunderland, T., Svátek, M., Swaine, M.D., Swamy, V., Taedoumg, H., Talbot, J., Taplin, J., Taylor, D., Ter Steege, H., Terborgh, J., Thomas, R., Thomas, S.C., Torres-Lezama, A., Umunay, P., Gamarra, L.V., van der Heijden, G., van der Hout, P., van der Meer, P., van Nieuwstadt, M., Verbeeck, H., Vernimmen, R., Vicentini, A., Vieira, I.C.G., Torre, E.V., Vleminckx, J., Vos, V., Wang, O., White, L.J.T., Willcock, S., Woods, J.T., Wortel, V., Young, K., Zagt, R., Zemagho, L., Zuidema, P.A., Zwerts, J.A., Phillips, O.L., 2020. Long-term thermal sensitivity of Earth's tropical forests. Science 368, 869–874. https://doi.org/10.1126/science.aaw7578

Swaine, M.D. and Lieberman, D., 1987. Note on the calculation of mortality rates. Journal of Tropical Ecology. 3, 2-3.

Swaine, M.D., Whitmore, T., 1988. Swaine, M. D. and T. C. Whitmore. On the definition of ecological species groups in tropical forests. Vegetatio. Plant Ecology 75, 81–86. https://doi.org/10.1007/BF00044629

ter Steege, H., Pitman, N.C.A., Phillips, O.L., Chave, J., Sabatier, D., Duque, A., Molino, J.-F., Prévost, M.-F., Spichiger, R., Castellanos, H., von Hildebrand, P., Vásquez, R., 2006.

Continental-scale patterns of canopy tree composition and function across Amazonia. Nature 443, 444–447. https://doi.org/10.1038/nature05134

Thomas E., Alcázar C, C., Loo J, Kindt R., 2014. The distribution of the Brazil nut (Bertholletia excelsa) through time: from range contraction in glacial refugia, over human-mediated expansion, to anthropogenic climate change. Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi Ciências Nat 9: 267–291.

Tiwari, R., Gloor, E., Cruz, W.J.A., Schwantes Marimon, B., Marimon-Junior, B.H., Reis, S.M., Souza, Igor Araújo, Krause, H.G., Slot, M., Winter, K., Ashley, D., Béu, R.G., Borges, C.S., Da Cunha, M., Fauset, S., Ferreira, L.D.S., Gonçalves, M.D.A., Lopes, T.T., Marques, E.Q., Mendonça, Natalia G., Mendonça, Natana G., Noleto, P.T., Oliveira, C.H.L., Oliveira, M.A., Pireda, S., Prestes, N.C.C., Santos, D.M., Santos, E.B., Silva, E.L.S., Souza, Izabel A., Souza, L.J., Vitória, A.P., Foyer, C.H., Galbraith, D., 2020. Photosynthetic quantum efficiency in Amazonian trees may be already affected by climate change. Plant. Cell Environ. 44, 2428–2439. https://doi.org/10.1111/pce.13770

Vleminckx, J., Salazar, D., Fortunel, C., Mesones, I., Dávila, N., Lokvam, J., Beckley, K., Baraloto, C., Fine, P.V.A., 2018. Divergent secondary metabolites and habitat filtering both contribute to tree species coexistence in the Peruvian Amazon. Front. Plant Sci. 9. https://doi.org/10.3389/fpls.2018.00836

Williamson, G.B., Laurance, W.F., Oliveira, A.A., Delamonica, P., Gascon, C., Lovejoy, T.E., Pohl, L., 2000. Amazonian Tree Mortality during the 1997 El Niño Drought. Conserv. Biol. 14, 1538–1542. https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99298.x

Wright, S., J, Kitajima K., Kraft, N., Reich, P., Wright, I., Bunker, D., Condit, R., Dalling, J., Davies, S., Diaz S., 2010. Functional traits and the growth- mortality trade off in tropical trees. Ecology 91: 3664–3674. https://sites.lifesci.ucla.edu/eeb-kraft/wp-content/uploads/sites/56/2016/01/Wright_Ecology_2010.pdf

Wright, S.J., Kitajima, K., Kraft, N.J.B., Reich, P.B., Wright, I.J., Bunker, D.E., Condit, R., Dalling, J.W., Davies, S.J., Díaz, S., Engelbrecht, B.M.J., Harms, K.E., Hubbell, S.P., Marks, C.O., Ruiz-Jaen, M.C., Salvador, C.M., Zanne, A.E., 2010. Functional traits and the growth–mortality trade-off in tropical trees. Ecology 91, 3664–3674. https://doi.org/10.1890/09-2335.1

Zar, J.H., 2010. Biostatistical analysis. New Jersey, Prentice Hall.

Zimbres, B., Rodríguez-Veiga, P., Shimbo, J. Z., Bispo, P. C., Balzter, H., Bustamante, M. Roitman, I., Haidar, R. Miranda, S., Gomes, L., Carvalho, F. A., Lenza, E.,

Maracahipes-Santos, L., Abadia, A. C., Prado Júnior, J. A., Machado, E. L. M., Gonzaga, A. P. D., Terra, M. C. N. S., Mello, J. M., Scolforo, J. R. S., Pinto, J. R. R., Alencar, A.,2021. Mapping the stock and spatial distribution of aboveground woody biomass in the native vegetation of the Brazilian Cerrado biome. Forest Ecol. Manag.499, 119615. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119615

Zuleta, D., Duque, A., Cardenas, D., Muller-Landau, H.C., Davies, S.J., 2017. Drought-induced mortality patterns and rapid biomass recovery in a terra firme forest in the Colombian Amazon. Ecology 98, 2538–2546. https://doi.org/10.1002/ecy.1950

## 6. Material suplementar

**Tabela S1.** Características das parcelas amostradas em diferentes fitofisionomias na borda sul da Amazônia. Temperatura = temperatura média anual, Precipitação = precipitação média anual. As siglas de cada área (código da parcela) são as mesmas adotadas na plataforma *ForestPlots.net* (Lopez-Gonzalez et al. 2011).

| Código parcela | Tipo de vegetação | Código das fitofisionomias | Temperatura (ºC) | Precipitação (mm) |
|---|---|---|---|---|
| ALF-01 | Floresta Ombrófila Aberta | FO | 25,5 | 2.350 |
| ALF-02 | Floresta Ombrófila Aberta | FO | 25,5 | 2.350 |
| FLO-01 | Floresta Estacional | FE | 25,5 | 1.613 |
| FLO-02 | Floresta Estacional | FE | 25,6 | 1.621 |
| FSJ-01 | Cerrado Típico | CT | 25,0 | 1.600 |
| GAU-02 | Floresta Estacional | FE | 24,1 | 1.701 |
| GAU-03 | Cerrado típico | CT | 24,4 | 1.685 |
| GAU-04 | Floresta Estacional | FE | 24,7 | 1.795 |
| GAU-06 | Floresta Estacional | FE | 24,7 | 1.729 |
| NXV-01 | Cerrado típico | CT | 24,9 | 1.508 |
| NXV-02 | Cerradão | CD | 24,9 | 1.508 |
| NXV-03 | Cerrado típico | CT | 24,9 | 1.508 |
| NXV-04 | Cerradão | CD | 24,9 | 1.508 |
| NXV-09 | Cerradão | CD | 24,1 | 1.509 |
| SAA-01 | Floresta Estacional | FE | 26,8 | 1.815 |
| SAA-02 | Floresta Estacional | FE | 26,6 | 1.778 |
| SAT-02 | Cerrado típico | TC | 26,9 | 1.830 |
| SIP-01 | Floresta Ombrófila Aberta | FO | 25,1 | 1.848 |
| SMT-01 | Cerrado típico | CT | 25,8 | 1.603 |
| SMT-02 | Cerradão | CD | 25,8 | 1.603 |
| SMT-03 | Cerrado típico | CT | 25,9 | 1.599 |
| SOR-01 | Cerrado típico | CT | 25,0 | 1.841 |
| TAN-02 | Floresta Estacional | FE | 24,9 | 1.625 |
| TAN-03 | Floresta Estacional | FE | 24,1 | 1.625 |
| TAN-04 | Floresta Estacional | FE | 25,0 | 1.662 |
| VCR-01 | Floresta Estacional | FE | 25,2 | 1.511 |
| VCR-02 | Floresta Estacional | FE | 25,2 | 1.511 |

**Tabela S2.** PERMANOVA de dissimilaridade explicada pela mudança na composição florística em função da densidade de indivíduos dos inventários antes e após o ENSO de 2015/2016 em cada fitofisionomia: FO (Floresta Ombrófila), FE (Floresta Estacional), CD (Cerradão) e CT (Cerrado Típico), usando uma Matriz de Bray-Curtis.

| **ESPÉCIES** | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **Parâmetros** | | **GL** | **SS** | **F** | **$R^2$** | **Pr(>F)** |
| **FO** | Tempo | 0,00148 | 0,001483 | 0,0051432 | 0,00128 | 0,7 |
| | Resíduos | 1,15332 | 0,288331 | | 0,99872 | |
| | Total | 1,15481 | | | 1,00000 | |
| **FE** | Tempo | 0,01590 | 0,01593 | 0,048319 | 0,00219 | 1 |
| | Resíduos | 7,25430 | 0,32974 | | 0,99781 | |
| | Total | 7,27030 | | | 1,00000 | |
| **CD** | Tempo | 0,03802 | 0,038018 | 0,16751 | 0,02716 | 0,8 |
| | Resíduos | 1,36174 | 0,226957 | | 0,97284 | |
| | Total | 1,39976 | | | 1,00000 | |
| **CT** | Tempo | 0,00670 | 0,006726 | 0,027442 | 0,00196 | 1 |
| | Resíduos | 3,43120 | 0,245089 | | 0,99804 | |
| | Total | 3,43800 | | | 1,00000 | |
| **GÊNEROS** | | | | | | |
| **FO** | Tempo | 0,00275 | 0,00275 | 0,01332 | 0,00332 | 0,7 |
| | Resíduos | 0,82571 | 0,20643 | | 0,99668 | |
| | Total | 0,82846 | | | 1,00000 | |
| **FE** | Tempo | 0,00650 | 0,006511 | 0,023667 | 0,00107 | 1 |
| | Resíduos | 6,05280 | 0,275129 | | 0,99893 | |
| | Total | 6,05940 | | | 1,00000 | |
| **CD** | Tempo | 0,03608 | 0,036079 | 0,17786 | 0,02879 | 0,8 |
| | Resíduos | 1,21709 | 0,202848 | | 0,97121 | |
| | Total | 1,25317 | | | 1,00000 | |
| **CT** | Tempo | 0,00540 | 0,005397 | 0,026269 | 0,00187 | 1 |
| | Resíduos | 2,87640 | 0,205459 | | 0,99813 | |
| | Total | 2,88180 | | | 1,00000 | |
| **FAMÍLIAS** | | | | | | |
| **FO** | Tempo | 0,00074 | 0,000735 | 0,0076797 | 0,00192 | 0.8 |
| | Resíduos | 0,38307 | 0,095767 | | 0,99808 | |
| | Total | 0,38380 | | | 1.00000 | |
| **FE** | Tempo | 0,01220 | 0,012249 | 0,062027 | 0,00281 | 1 |
| | Resíduos | 4,34460 | 0,197481 | | 0,99719 | |
| | Total | 4,35680 | | | 1,00000 | |
| **CD** | Tempo | 0,03209 | 0,032093 | 0,24416 | 0,03910 | 0,8 |
| | Resíduos | 0,78868 | 0,131447 | | 0,96090 | |
| | Total | 0,82077 | | | 1,00000 | |
| **CT** | Tempo | 0,00205 | 0,002054 | 0,013804 | 0,00099 | 1 |
| | Resíduos | 2,08352 | 0,148823 | | 0,99901 | |
| | Total | 2,08558 | | | 1,00000 | |

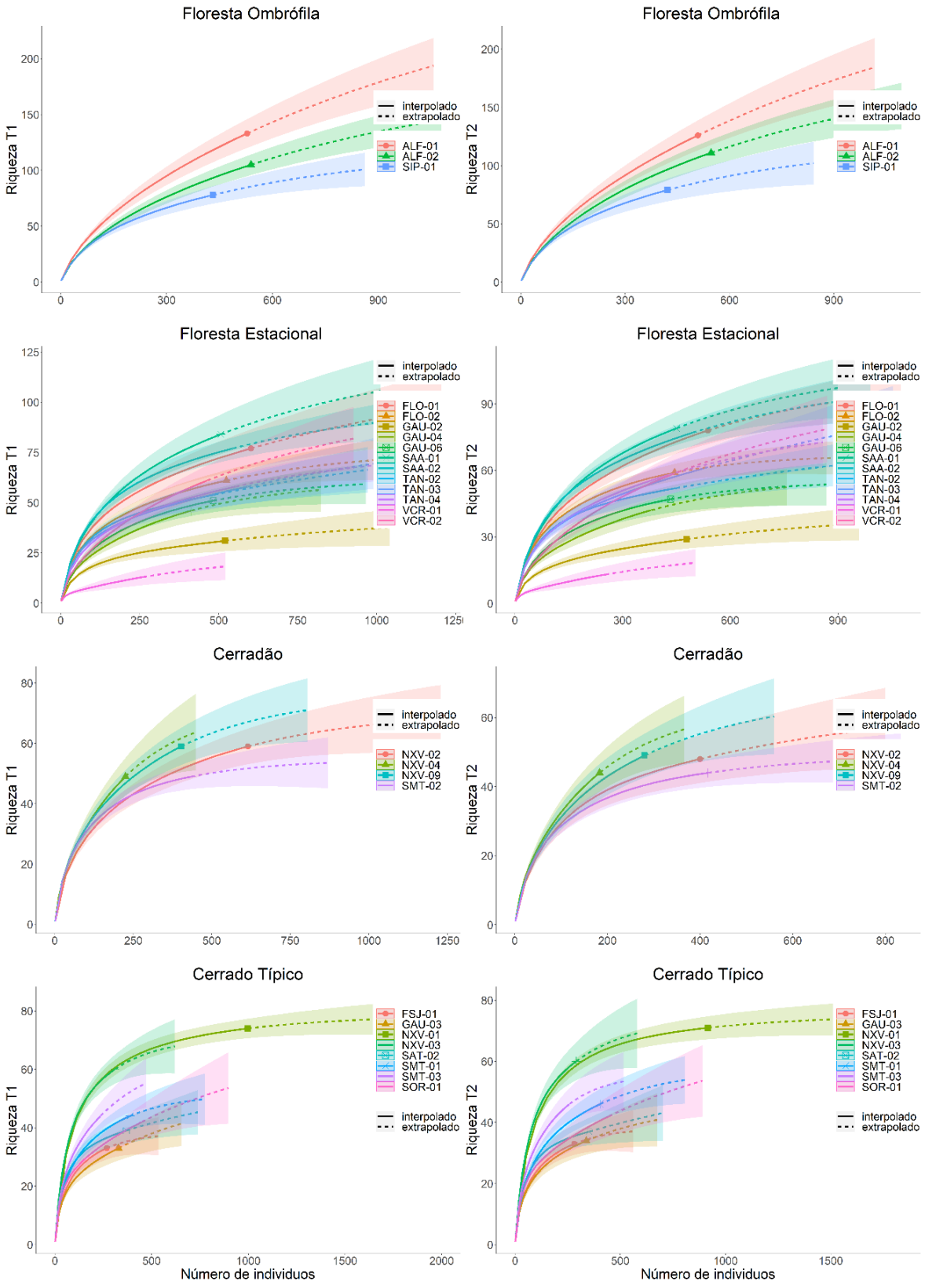



**Figura S1.** Estimativas de diversidade para todas as fitofisionomias/parcelas antes (Riqueza T1) e após (Riqueza T2) o ENSO de 2015/2016. As análises foram conduzidas separadamente para cada fitofisionomia. As linhas contínuas e tracejadas referem-se à riqueza interpolada e extrapolada, respectivamente, e s faixas em torno das linhas centrais representam os intervalos de confiança de 95%.

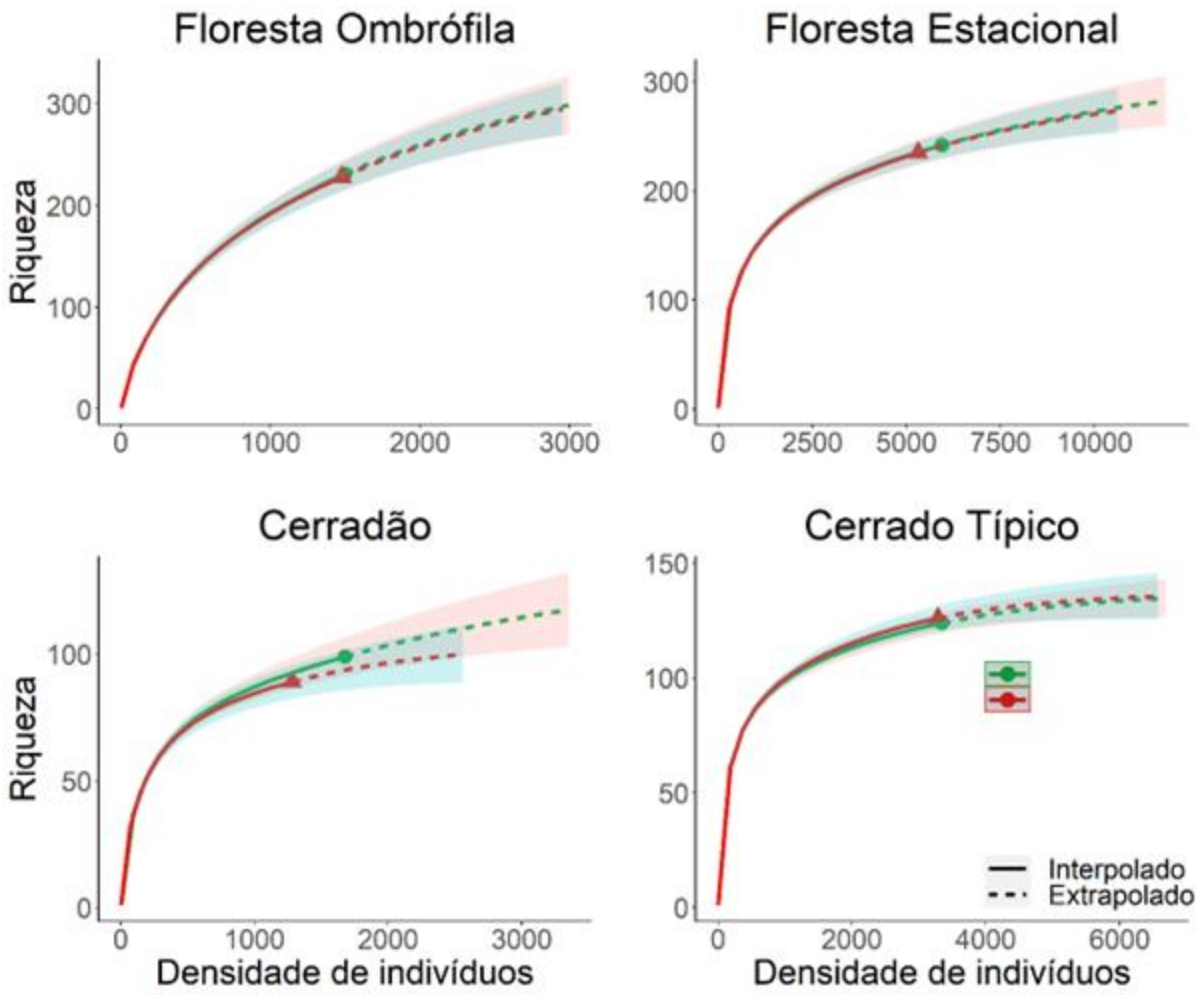



**Figura S2.** Estimativas de diversidade para cada fitofisionomia antes (verde) e após (vermelho) o ENSO de 2015/2016. As linhas contínuas e tracejadas referem-se à riqueza interpolada e extrapolada, respectivamente, e a área sombreada da curva representa o intervalo de confiança de 95%.

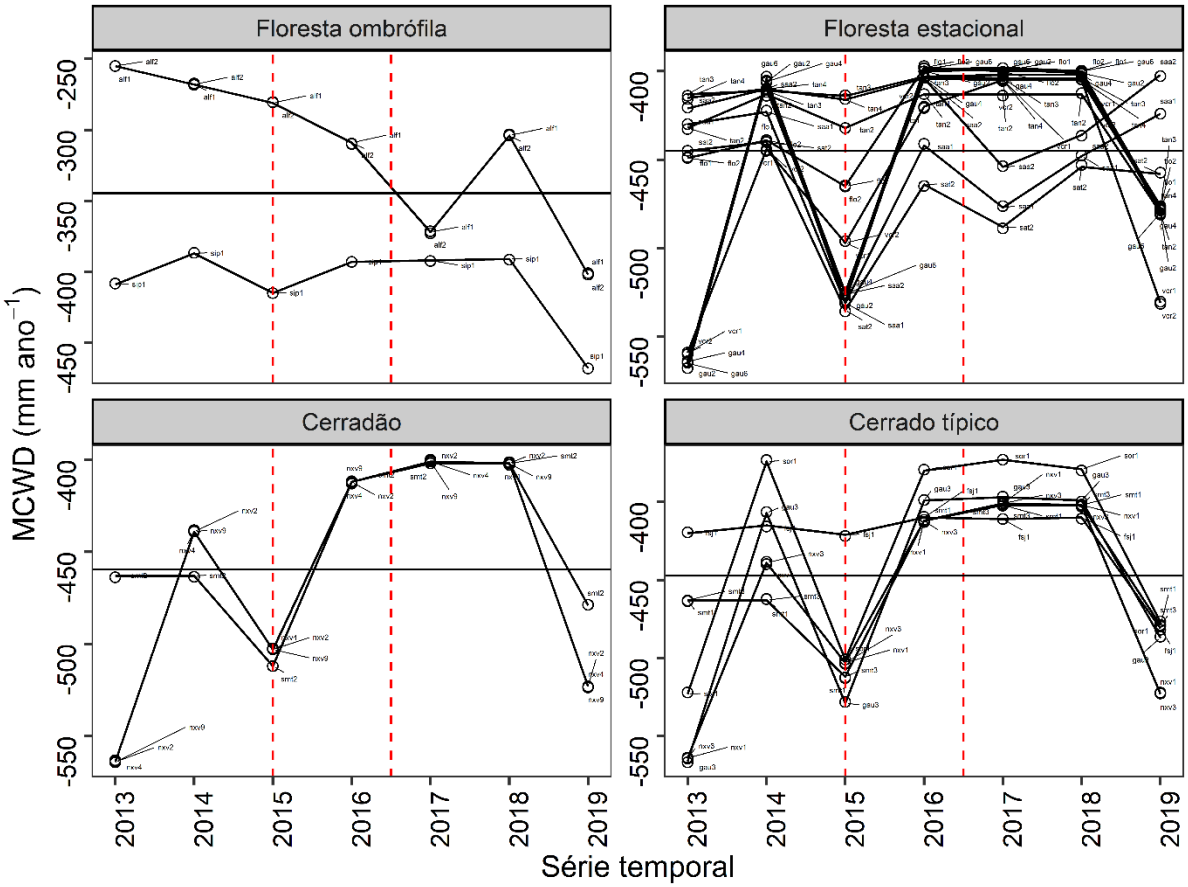



**Figura S3.** Déficit Hídrico Acumulado Máximo (MCWD) de 2013 a 2020 nas parcelas e fitofisionomias amostradas da transição Amazônia-Cerrado. Linha horizontal preta representa a média anual de MCWD em todas as parcelas. Linha pontilhada vermelha representa o intervalo que ocorreu o ENSO de 2015/2016.

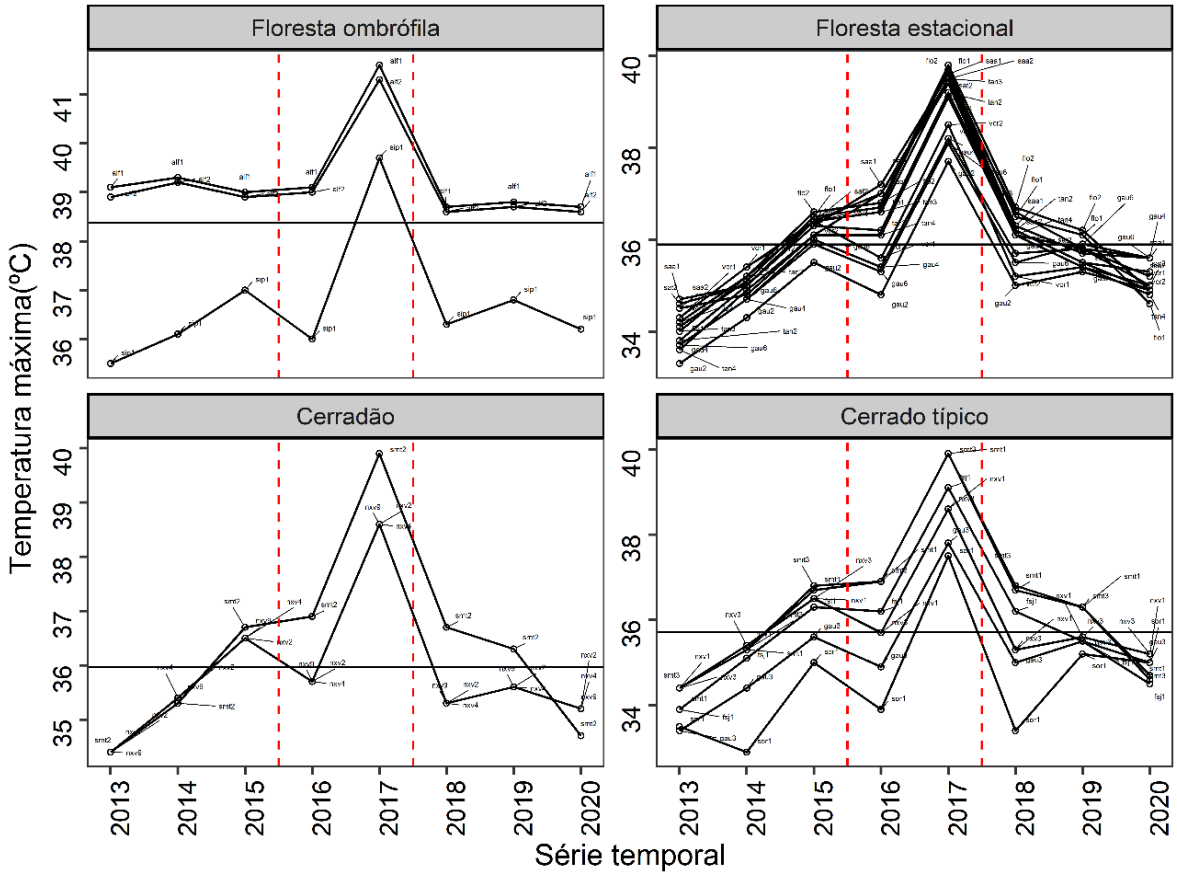



**Figura S4.** Temperatura máxima anual do ar (ºC) de 2013 a 2020 nas parcelas e fitofisionomias amostradas. Dados de temperatura máxima: Climatic Research Unit (CRU). Dados de temperaturas máxima, mínima e precipitação: TerraClimate (os dados abrangem o período de 1958-2020). A linha horizontal preta representa a temperatura média de todas as parcelas. Linha pontilhada vermelha representa o intervalo que ocorreu o ENSO de 2015/2016.

**Tabela 3.** Lista das espécies que saíram e entraram das parcelas amostradas na Floresta Ombrófila (FO), Floresta estacional (FE), Cerradão (CD) e Cerrado Típico (CT) após o ENSO 2015/2016. Em negrito estão as espécies que entraram ou saíram em duas ou mais parcelas em cada fitofisionomia.

| **SAÍRAM** | | | | |
|---|---|---|---|---|
| **FO** | **FE** | | **CD** | **CT** |
| *Bertholletia excelsa* | *Agonandra silvatica* | *Miconia egensis* | *Anacardium occidentale* | *Andira cujabensis* |
| *Cariniana estrellensis* | *Annona* sp. | *Micropholis gardneriana* | *Annona coriacea* | *Annona crassiflora* |
| *Inga alba* | *Aspidosperma* sp. | ***Minquartia guianensis*** | ***Antonia ovata*** | *Erythroxylum tortuosum* |
| *Inga edulis* | *Aspidosperma schultesii* | *Myrcia amazonica* | *Byrsonima basiloba* | ***Guapira noxia*** |
| ***Inga grandiflora*** | *Byrsonima* sp. | ***Myrcia splendens*** | *Byrsonima coccolobifolia* | *Myrcia sellowiana* |
| *Inga marginata* | ***Cecropia* sp.** | *Myrciaria floribunda* | *Cardiopetalum calophyllum* | *Plathymenia reticulata* |
| *Inga splendens* | *Chomelia polyantha* | *Nectandra cuspidata* | *Caryocar brasiliense* | *Salacia crassifolia* |
| *Inga umbratica* | *Dacryodes nitens* | *Ocotea hoehnii* | ***Euplassa inaequalis*** | *Sclerolobium aureum* |
| *Lueheopsis burretiana* | *Dalbergia spinosa* | *Ocotea* sp. | ***Guapira noxia*** | *Styrax camporum* |
| *Parkia* sp. | *Dulacia* sp. | *Ocotea leucoxylon* | *Heisteria ovata* | ***Xylopia aromatica*** |
| *Pourouma cucura* | *Emmotum fagifolium* | *Pachira* sp. | *Himatanthus obovatus* | *Zeyheria montana* |
| *Protium crenatum* | *Emmotum nitens* | ***Protium pilosissimum*** | *Hirtella glandulosa* | |
| *Sarcaulus brasiliensis* | *Erythroxylum citrifolium* | *Protium unifoliolatum* | *Hymenaea stigonocarpa* | |
| ***Didymopanax morototoni*** | *Ferdinandusa rudgeoides* | *Psidium* sp. | *Miconia* sp. | |
| *Sterculia excelsa* | *Ficus* sp. | *Sapium longifolium* | *Myrcia camapuanensis* | |
| *Tachigali* sp. | *Guatteria schomburgkiana* | ***Didymopanax morototoni*** | ***Ouratea spectabilis*** | |
| *Tachigali myrmecophila* | *Heisteria* sp. | ***Simarouba amara*** | *Plenckia populnea* | |
| *Virola duckei* | Himatanthus sucuuba | ***Tapirira guianensis*** | *Qualea multiflora* | |
| | *Hirtella glandulosa* | *Terminalia lucida* | *Qualea parviflora* | |
| | *Hirtella* sp. | *Triplaris americana* | *Roupala montana* | |
| | *Inga* sp. | ***Vochysia vismiifolia*** | *Siparuna guianensis* | |
| | *Inga striata* | *Xylopia* sp. | *Syagrus comosa* | |

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| | *Leptobalanus apetalus* | | *Syagrus flexuosa* | |
| | ***Licania kunthiana*** | | ***Vochysia rufa*** | |
| | *Miconia dispar* | | ***Xylopia aromatica*** | |
| **ENTRARAM** | | | | |
| **FO** | **FE** | | **CD** | **CT** |
| *Casearia* sp. | *Acacia polyphylla* | *Miconia minutiflora* | *Cecropia* sp. | *Annona* sp. |
| ***Cecropia* sp.** | *Andira vermifuga* | ***Micropholis* sp.** | | *Antonia ovata* |
| *Citharexylum ulei* | *Aspidosperma excelsum* | *Mouriri guianensis* | | *Byrsonima intermedia* |
| *Cordia alliodora* | *Bocageopsis mattogrossensis* | *Ocotea* sp. | | *Caryocar brasiliense* |
| *Eriotheca surinamensis* | *Brosimum guianense* | *Ocotea matogrossensis* | | *Dimorphandra mollis* |
| *Guarea* sp. | | *Ouratea discophora* | | *Dulacia candida* |
| ***Mabea fistulifera*** | *Callichlamys latifolia* | *Perebea guianensis* | | *Maprounea guianensis* |
| ***Micropholis* sp.** | *Diospyros sericea* | *Pouteria ramiflora* | | ***Miconia* sp.** |
| *Micropholis venulosa* | *Enterolobium* sp. | *Protium heptaphyllum* | | *Stryphnodendron fissuratum* |
| *Nectandra* sp. | *Ficus* sp. | *Quiina parvifolia* | | *Tachigali vulgaris* |
| *Pouteria* sp. | ***Guatteria blepharophylla*** | *Sloanea* sp. | | *Vochysia haenkeana* |
| *Pseudolmedia* sp. | *Hirtella glandulosa* | *Tapirira obtusa* | | |
| *Senegalia polyphylla* | *Moquilea egleri* | *Terminalia* sp. | | |
| *Styrax guyanensis* | *Leptobalaunus octandrus* | *Trichilia micrantha* | | |
| *Trichilia catigua* | ***Mabea fistulifera*** | *Trichilia quadrijuga* | | |
| *Trichilia* sp. | *Miconia cuspidata* | *Virola* sp. | | |
| ***Xylopia benthamii*** | *Miconia dichrophylla* | *Vochysia vismiifolia* | | |
| *Zanthoxylum ekmanii* | ***Miconia* sp.** | ***Xylopia benthamii*** | | |

**Tabela S4.** Parâmetros fitossociológicos das espécies antes e após o ENSO 2015/2016. Densidade relativa (DR), frequência relativa (RF), dominância relativa (DoR), índice de valor de importância (IVI) e valor de importância (VI%) das 20 espécies com maior densidade e, somatória das demais espécies em cada fitofisionomia:

| | **A) Floresta Ombrófila Aberta** | **ANTES** | | | | | | **APÓS** | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | **Espécies** | **DR** | **FR** | **DoR** | **IVI** | **VI%** | **Espécies** | **DR** | **FR** | **DoR** | **IVI** | **VI%** |
| 1 | *Tetragastris altissima* (Aubl.) Swart | 16,49 | 0,60 | 17,55 | 34,63 | 11,54 | *Tetragastris altissima* (Aubl.) Swart | 16,66 | 0,60 | 17,62 | 34,88 | 11,63 |
| 2 | *Protium sagotianum* Marchand | 6,88 | 0,90 | 2,68 | 10,45 | 3,48 | *Protium sagotianum* Marchand | 6,77 | 0,90 | 2,91 | 10,58 | 3,53 |
| 3 | *Iriartea deltoidea* Schultz Sch. | 5,21 | 0,30 | 4,62 | 10,12 | 3,37 | *Tovomita umbellata* Benth. | 6,03 | 0,30 | 3,52 | 9,84 | 3,28 |
| 4 | *Brosimum lactescens* (S.Moore) C.C.Berg | 3,94 | 0,90 | 4,85 | 9,68 | 3,23 | *Iriartea deltoidea* Schultz Sch. | 4,94 | 0,30 | 4,45 | 9,69 | 3,23 |
| 5 | *Tovomita umbellata* Benth. | 5,94 | 0,30 | 3,29 | 9,53 | 3,18 | *Brosimum lactescens* (S.Moore) | 3,86 | 0,90 | 4,51 | 9,26 | 3,09 |
| 6 | *Cheiloclinium cognatum* (Miers) A.C.Sm. | 3,81 | 0,90 | 1,23 | 5,93 | 1,98 | *Cheiloclinium cognatum* (Miers) A.C.Sm. | 3,93 | 0,90 | 1,34 | 6,16 | 2,05 |
| 7 | *Pseudolmedia laevis* (Ruiz & Pav.) J.F.Macbr. | 2,20 | 0,60 | 2,10 | 4,90 | 1,63 | *Dialium guianense* (Aubl.) Sandwith | 1,15 | 0,60 | 2,78 | 4,53 | 1,51 |
| 8 | *Dialium guianense* (Aubl.) Sandwith | 1,34 | 0,60 | 2,86 | 4,79 | 1,60 | *Pseudolmedia laevis* (Ruiz & Pav.) | 2,17 | 0,60 | 1,76 | 4,52 | 1,51 |
| 9 | *Celtis schippii* Standl. | 1,94 | 0,60 | 1,54 | 4,07 | 1,36 | *Qualea paraensis* Ducke | 0,54 | 0,30 | 3,36 | 4,20 | 1,40 |
| 10 | *Qualea paraensis* Ducke | 0,60 | 0,30 | 3,11 | 4,01 | 1,34 | *Rinoreocarpus ulei* (Melch.) Ducke | 2,57 | 0,60 | 0,89 | 4,06 | 1,35 |
| 11 | *Rinoreocarpus ulei* (Melch.) Ducke | 2,27 | 0,60 | 0,74 | 3,61 | 1,20 | *Pseudolmedia macrophylla* Trécul | 1,96 | 0,90 | 1,16 | 4,02 | 1,34 |
| 12 | *Theobroma speciosum* Willd. ex Spreng. | 2,27 | 0,60 | 0,72 | 3,59 | 1,20 | *Theobroma speciosum* Willd. ex Spreng. | 2,51 | 0,60 | 0,82 | 3,92 | 1,31 |
| 13 | *Pseudolmedia macrophylla* Trécul | 1,74 | 0,90 | 0,79 | 3,42 | 1,14 | *Celtis schippii* Standl. | 1,90 | 0,60 | 1,41 | 3,90 | 1,30 |
| 14 | *Pseudolmedia laevigata* Trécul | 1,40 | 0,60 | 1,27 | 3,26 | 1,09 | *Protium tenuifolium* Engl. | 1,76 | 0,60 | 0,87 | 3,23 | 1,08 |
| 15 | *Protium tenuifolium* Engl. | 1,60 | 0,60 | 0,74 | 2,93 | 0,98 | *Pseudolmedia laevigata* Trécul | 1,35 | 0,60 | 1,13 | 3,08 | 1,03 |
| 16 | *Parkia pendula* (Willd.) Benth. ex Walp. | 0,13 | 0,60 | 2,04 | 2,77 | 0,92 | *Parkia pendula* (Willd.) Benth. ex Walp. | 0,14 | 0,60 | 2,15 | 2,88 | 0,96 |
| 17 | *Guarea kunthiana* A.Juss. | 1,40 | 0,60 | 0,71 | 2,71 | 0,90 | *Guarea kunthiana* A.Juss. | 1,42 | 0,60 | 0,86 | 2,88 | 0,96 |
| 18 | *Trichilia quadrijuga* Kunth | 1,47 | 0,60 | 0,43 | 2,50 | 0,83 | *Trichilia quadrijuga* Kunth | 1,56 | 0,60 | 0,48 | 2,64 | 0,88 |
| 19 | *Mezilaurus itauba* (Meisn.) Taub. ex Mez | 0,20 | 0,90 | 1,34 | 2,44 | 0,81 | *Mezilaurus itauba* (Meisn.) Taub. ex Mez | 0,27 | 0,90 | 1,40 | 2,57 | 0,86 |
| 20 | *Couratari macrosperma* A.C.Sm. | 0,40 | 0,60 | 1,35 | 2,35 | 0,78 | *Couratari macrosperma* A.C.Sm. | 0,41 | 0,60 | 1,44 | 2,44 | 0,81 |
| | **Σ 1-20** | **61,21** | **12,54** | **53,96** | **127,7** | **42,57** | **Σ 1-20** | **61,88** | **12,54** | **54,87** | **129,29** | **43,10** |
| | **Σ 21-240** | **38,79** | **87,46** | **46,04** | **172,3** | **57,43** | **Σ 21-240** | **38,12** | **87,46** | **45,13** | **170,71** | **56,90** |

| | B) Floresta Estacional | ANTES | | | | | | APÓS | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | **Espécies** | **DR** | **FR** | **DoR** | **IVI** | **VI%** | **Espécies** | **DR** | **FR** | **DoR** | **IVI** | **VI %** |
| 1 | *Amaioua guianensis* Aubl. | 8,14 | 1,55 | 3,17 | 12,86 | 4,29 | *Brosimum rubescens* Taub | 4,20 | 0,56 | 8,35 | 13,12 | 4,37 |
| 2 | *Brosimum rubescens* Taub | 3,78 | 0,56 | 7,48 | 11,83 | 3,94 | *Amaioua guianensis* Aubl. | 7,77 | 1,55 | 2,82 | 12,14 | 4,05 |
| 3 | *Hymenaea courbaril* L. | 1,08 | 1,27 | 8,41 | 10,75 | 3,58 | *Hymenaea courbaril* L. | 1,17 | 1,27 | 8,67 | 11,11 | 3,70 |
| 4 | *Sacoglottis guianensis* Benth. | 4,17 | 1,41 | 4,37 | 9,95 | 3,32 | *Sacoglottis guianensis* Benth. | 4,42 | 1,41 | 4,68 | 10,52 | 3,51 |
| 5 | *Trattinnickia glaziovii* Swart | 2,30 | 1,13 | 5,02 | 8,45 | 2,82 | *Trattinnickia glaziovii* Swart | 2,45 | 1,13 | 5,34 | 8,91 | 2,97 |
| 6 | *Dacryodes microcarpa* Cuatrec. | 2,81 | 0,42 | 5,02 | 8,25 | 2,75 | *Dacryodes microcarpa* Cuatrec. | 2,96 | 0,42 | 5,30 | 8,68 | 2,89 |
| 7 | *Cheiloclinium cognatum* (Miers) A.C.Sm | 5,30 | 0,85 | 2,02 | 8,17 | 2,72 | *Cheiloclinium cognatum* (Miers) A.C.Sm | 5,33 | 0,85 | 1,96 | 8,14 | 2,71 |
| 8 | *Miconia pyrifolia* Naudin | 3,94 | 1,13 | 2,67 | 7,73 | 2,58 | *Chaetocarpus echinocarpus* (Baill.) Ducke | 2,97 | 1,69 | 1,70 | 6,36 | 2,12 |
| 9 | *Ocotea guianensis* Aubl. | 3,36 | 0,99 | 2,65 | 7,00 | 2,33 | *Xylopia amazonica* R.E.Fr. | 3,20 | 0,99 | 1,92 | 6,11 | 2,04 |
| 10 | *Chaetocarpus echinocarpus* (Baill.) Ducke | 2,76 | 1,69 | 1,66 | 6,11 | 2,04 | *Myrciaria floribunda* (H.West ex Willd.) | 3,14 | 1,13 | 1,75 | 6,02 | 2,01 |
| 11 | *Myrciaria floribunda* (H.West ex Willd.) | 3,10 | 1,13 | 1,72 | 5,94 | 1,98 | *Ocotea guianensis* Aubl. | 2,52 | 0,99 | 1,89 | 5,40 | 1,80 |
| 12 | *Xylopia amazonica* R.E.Fr. | 2,79 | 0,99 | 2,06 | 5,84 | 1,95 | *Miconia pyrifolia* Naudin | 2,41 | 1,13 | 1,43 | 4,96 | 1,65 |
| 13 | *Protium pilosissimum* Engl. | 2,12 | 1,41 | 0,65 | 4,18 | 1,39 | *Protium pilosissimum* Engl. | 2,47 | 1,41 | 0,71 | 4,59 | 1,53 |
| 14 | *Aspidosperma excelsum* Benth. | 0,86 | 0,71 | 2,43 | 4,00 | 1,33 | *Aspidosperma excelsum* Benth. | 1,00 | 0,71 | 2,70 | 4,41 | 1,47 |
| 15 | *Sloanea eichleri* K.Schum. | 1,85 | 0,71 | 1,29 | 3,85 | 1,28 | *Sloanea eichleri* K.Schum. | 1,84 | 0,71 | 1,34 | 3,89 | 1,30 |
| 16 | *Jacaranda copaia* (Aubl.) D.Don | 1,26 | 1,13 | 1,36 | 3,75 | 1,25 | *Pseudolmedia macrophylla* Trécul | 1,86 | 1,13 | 0,80 | 3,80 | 1,27 |
| 17 | *Nectandra cuspidata* Nees | 1,35 | 1,55 | 0,82 | 3,72 | 1,24 | *Mouriri apiranga* Spruce ex Triana | 1,79 | 0,56 | 1,34 | 3,70 | 1,23 |
| 18 | *Pseudolmedia macrophylla* Trécul | 1,73 | 1,13 | 0,76 | 3,62 | 1,21 | *Jacaranda copaia* (Aubl.) D.Don | 1,15 | 1,13 | 1,41 | 3,69 | 1,23 |
| 19 | *Ephedranthus parviflorus* S.Moore | 1,67 | 0,71 | 1,18 | 3,55 | 1,18 | *Ephedranthus parviflorus* S.Moore | 1,75 | 0,71 | 1,18 | 3,64 | 1,21 |
| 20 | *Mouriri apiranga* Spruce ex Triana | 1,70 | 0,56 | 1,18 | 3,44 | 1,15 | *Ocotea matogrossensis* Vattimo-Gil | 1,36 | 0,71 | 1,46 | 3,52 | 1,17 |
| | **Σ 1-20** | **56,06** | **21,02** | **55,93** | **133,01** | **44,34** | **Σ 1-20** | **55,76** | **20,17** | **56,77** | **132,70** | **44,23** |
| | **Σ 21-256** | **43,94** | **78,98** | **44,07** | **166,99** | **55,66** | **Σ 21-256** | **44,24** | **79,83** | **43,23** | **167,30** | **55,77** |

| | C) Cerradão | ANTES | | | | | | APÓS | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | **Espécies** | **DR** | **FR** | **DoR** | **IVI** | **IV%** | **Espécies** | **DR** | **FR** | **DoR** | **IVI** | **IV%** |
| 1 | *Hirtella glandulosa* Spreng. | 10,44 | 1,84 | 12,05 | 24,33 | 8,11 | *Hirtella glandulosa* Spreng. | 12,34 | 1,84 | 13,76 | 27,95 | 9,32 |
| 2 | *Tachigali vulgaris* L.G.Silva & H.C.Lima | 8,88 | 1,84 | 11,17 | 21,90 | 7,30 | *Emmotum nitens* (Benth.) Miers | 9,14 | 1,84 | 10,41 | 21,40 | 7,13 |
| 3 | *Emmotum nitens* (Benth.) Miers | 6,80 | 1,84 | 9,48 | 18,12 | 6,04 | *Tachigali vulgaris* L.G.Silva & H.C.Lima | 6,09 | 1,84 | 8,92 | 16,85 | 5,62 |
| 4 | *Vatairea macrocarpa* (Benth.) Ducke | 5,66 | 1,84 | 4,89 | 12,40 | 4,13 | *Vatairea macrocarpa* (Benth.) Ducke | 6,09 | 1,84 | 5,50 | 13,44 | 4,48 |
| 5 | *Eriotheca gracilipes* (K.Schum.) A.Robyns | 3,46 | 1,84 | 5,08 | 10,38 | 3,46 | *Pterodon pubescens* (Benth.) Benth. | 4,69 | 1,84 | 5,02 | 11,55 | 3,85 |
| 6 | *Xylopia aromatica* (Lam.) Mart. | 4,17 | 1,84 | 3,45 | 9,47 | 3,16 | *Xylopia sericea* A. St.-Hil. | 5,23 | 0,46 | 5,24 | 10,93 | 3,64 |
| 7 | *Pterodon pubescens* (Benth.) Benth. | 3,58 | 1,84 | 3,89 | 9,31 | 3,10 | *Eriotheca gracilipes* (K.Schum.) A.Robyns | 3,52 | 1,84 | 4,97 | 10,33 | 3,44 |
| 8 | *Xylopia sericea* A. St.-Hil. | 3,94 | 0,46 | 3,90 | 8,29 | 2,76 | *Mezilaurus crassiramea* (Meisn.) Taub. | 2,73 | 0,92 | 3,20 | 6,85 | 2,28 |
| 9 | *Tapirira guianensis* Aubl. | 3,52 | 0,92 | 3,59 | 8,03 | 2,68 | *Myrcia splendens* (Sw.) DC. | 3,13 | 1,38 | 2,19 | 6,69 | 2,23 |
| 10 | *Myrcia splendens* (Sw.) DC. | 3,88 | 1,38 | 2,71 | 7,97 | 2,66 | *Protium heptaphyllum* (Aubl.) Marchand | 3,05 | 0,92 | 2,12 | 6,09 | 2,03 |
| 11 | *Mezilaurus crassiramea* (Meisn.) Taub. | 2,44 | 0,92 | 2,84 | 6,20 | 2,07 | *Pouteria ramiflora (Mart.) Radlk.* | 2,50 | 1,38 | 2,07 | 5,96 | 1,99 |
| 12 | *Euplassa inaequalis* (Pohl) Engl. | 1,91 | 1,84 | 2,10 | 5,85 | 1,95 | *Roupala montana* Aubl. | 2,27 | 1,84 | 1,78 | 5,89 | 1,96 |
| 13 | *Terminalia argentea* Mart. | 1,67 | 1,38 | 2,70 | 5,75 | 1,92 | *Aspidosperma multiflorum* A.DC. | 2,34 | 1,84 | 1,70 | 5,88 | 1,96 |
| 14 | *Aspidosperma multiflorum* A.DC. | 2,15 | 1,84 | 1,50 | 5,49 | 1,83 | *Euplassa inaequalis* (Pohl) Engl. | 1,80 | 1,84 | 2,17 | 5,81 | 1,94 |
| 15 | *Bowdichia virgilioides* Kunth | 1,49 | 1,84 | 2,12 | 5,45 | 1,82 | *Bowdichia virgilioides* Kunth | 1,64 | 1,84 | 2,08 | 5,56 | 1,85 |
| 16 | *Roupala montana* Aubl. | 2,03 | 1,84 | 1,55 | 5,42 | 1,81 | *Qualea parviflora* Mart. | 1,88 | 1,84 | 1,61 | 5,32 | 1,77 |
| 17 | *Protium heptaphyllum* (Aubl.) Marchand | 2,39 | 0,92 | 1,76 | 5,06 | 1,69 | *Qualea grandiflora* Mart. | 1,88 | 1,84 | 1,35 | 5,07 | 1,69 |
| 18 | *Pouteria ramiflora* (Mart.) Radlk. | 1,91 | 1,38 | 1,60 | 4,89 | 1,63 | *Curatella americana* L. | 1,33 | 1,84 | 1,24 | 4,42 | 1,47 |
| 19 | *Qualea grandiflora* Mart. | 1,73 | 1,84 | 1,30 | 4,87 | 1,62 | *Dipteryx alata* Vogel | 0,86 | 1,38 | 1,98 | 4,23 | 1,41 |
| 20 | *Qualea parviflora* Mart. | 1,61 | 1,84 | 1,38 | 4,84 | 1,61 | *Tapirira guianensis* Aubl | 1,33 | 0,92 | 1,88 | 4,13 | 1,38 |
| | **Σ 1-20** | **73,64** | **31,34** | **79,05** | **184,03** | **61,34** | **Σ 1-20** | **73,83** | **31,34** | **79,18** | **184,35** | **61,45** |
| | **Σ 21-100** | **26,36** | **68,66** | **20,95** | **115,97** | **38,66** | **Σ 21-100** | **26,17** | **68,66** | **20,82** | **115,65** | **38,55** |

| | D) Cerrado Típico | ANTES | | | | | | APÓS | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | **Espécies** | **DR** | **FR** | **DoR** | **IVI** | **IV%** | **Espécies** | **DR** | **FR** | **DoR** | **IVI** | **IV%** |
| 1 | *Qualea parviflora* Mart. | 10,5 | 2,1 | 9,7 | 22,2 | 7,4 | *Qualea parviflora* Mart. | 10,6 | 2,1 | 9,8 | 22,5 | 7,5 |
| 2 | *Emmotum nitens* (Benth.) Miers | 4,8 | 1,8 | 5,6 | 12,3 | 4,1 | *Emmotum nitens* (Benth.) Miers | 6,0 | 1,8 | 7,2 | 15,0 | 5,0 |
| 3 | *Roupala montana* Aubl. | 3,9 | 2,1 | 4,2 | 10,2 | 3,4 | *Caryocar brasiliense* Camb. | 3,7 | 2,1 | 4,8 | 10,6 | 3,5 |
| 4 | *Caryocar brasiliense* Camb. | 3,5 | 2,1 | 4,5 | 10,1 | 3,4 | *Qualea grandiflora* Mart. | 4,7 | 1,8 | 3,8 | 10,4 | 3,5 |
| 5 | *Qualea grandiflora* Mart. | 4,5 | 1,8 | 3,6 | 9,9 | 3,3 | *Roupala montana* Aubl. | 3,9 | 2,1 | 4,1 | 10,1 | 3,4 |
| 6 | *Pouteria ramiflora* (Mart.) Radlk. | 3,7 | 1,8 | 4,1 | 9,6 | 3,2 | *Pouteria ramiflora* (Mart.) Radlk. | 3,7 | 1,8 | 4,1 | 9,6 | 3,2 |
| 7 | *Eriotheca gracilipes* (K.Schum.) A.Robyns | 3,0 | 1,6 | 4,4 | 9,0 | 3,0 | *Eriotheca gracilipes* (K.Schum.) A.Robyns | 3,0 | 1,6 | 4,6 | 9,2 | 3,1 |
| 8 | *Bowdichia virgilioides* Kunth | 3,0 | 1,8 | 3,6 | 8,4 | 2,8 | *Bowdichia virgilioides* Kunth | 2,8 | 1,8 | 3,4 | 8,0 | 2,7 |
| 9 | *Salvertia convallariodora* A. St.-Hil. | 2,7 | 1,8 | 3,0 | 7,6 | 2,5 | *Salvertia convallariodora* A. St.-Hil. | 2,7 | 1,8 | 3,1 | 7,6 | 2,5 |
| 10 | *Mezilaurus crassiramea* (Meisn.) Taub. ex Mez | 2,4 | 1,8 | 2,7 | 6,9 | 2,3 | *Mezilaurus crassiramea* (Meisn.) Taub. ex Mez | 2,2 | 1,8 | 2,5 | 6,6 | 2,2 |
| 11 | *Buchenavia tomentosa* Eichler | 1,6 | 2,1 | 2,6 | 6,3 | 2,1 | *Buchenavia tomentosa* Eichler | 1,7 | 2,1 | 2,7 | 6,5 | 2,2 |
| 12 | *Mouriri elliptica* Mart. | 2,2 | 1,6 | 2,5 | 6,2 | 2,1 | *Mouriri elliptica* Mart. | 2,2 | 1,6 | 2,4 | 6,2 | 2,1 |
| 13 | *Byrsonima pachyphylla* A. Juss. | 2,4 | 1,1 | 1,7 | 5,1 | 1,7 | *Byrsonima pachyphylla* A. Juss. | 2,5 | 1,1 | 1,8 | 5,3 | 1,8 |
| 14 | *Licania humilis* Cham. & Schltdl. | 1,6 | 1,8 | 1,4 | 4,8 | 1,6 | *Tachigali vulgaris* L.G.Silva & H.C.Lima | 1,6 | 1,8 | 1,7 | 5,1 | 1,7 |
| 15 | *Qualea multiflora* Mart. | 1,7 | 1,6 | 1,4 | 4,6 | 1,5 | *Licania humilis* Cham. & Schltdl | 1,6 | 1,8 | 1,3 | 4,7 | 1,6 |
| 16 | *Diospyros hispida* A. DC. | 1,6 | 1,8 | 1,1 | 4,5 | 1,5 | *Diospyros hispida* A. DC. | 1,6 | 1,8 | 1,1 | 4,5 | 1,5 |
| 17 | *Vatairea macrocarpa* (Benth.) Ducke | 1,4 | 1,8 | 1,2 | 4,4 | 1,5 | *Pterodon pubescens* (Benth.) Benth. | 1,2 | 1,3 | 1,8 | 4,4 | 1,5 |
| 18 | *Pterodon pubescens* (Benth.) Benth. | 1,3 | 1,3 | 1,8 | 4,4 | 1,5 | *Byrsonima coccolobifolia* Kunth | 1,7 | 1,3 | 1,3 | 4,3 | 1,4 |
| 19 | *Byrsonima coccolobifolia* Kunth | 1,7 | 1,3 | 1,3 | 4,4 | 1,5 | *Vatairea macrocarpa* (Benth.) Ducke | 1,4 | 1,8 | 1,0 | 4,3 | 1,4 |
| 20 | *Lafoensia pacari* A. St.-Hil. | 1,7 | 1,1 | 1,4 | 4,2 | 1,4 | *Lafoensia pacari* A. St.-Hil. | 1,7 | 1,1 | 1,4 | 4,2 | 1,4 |
| | **Σ 1-20** | **59,1** | **34,5** | **61,7** | **155,2** | **51,7** | **Σ 1-20** | **60,4** | **34,7** | **63,9** | **159,1** | **53,0** |
| | **Σ 21-130** | **40,9** | **65,5** | **38,3** | **144,8** | **48,3** | **Σ 21-130** | **39,6** | **65,3** | **36,1** | **140,9** | **47,0** |

**Tabela 5.** Parâmetros fitossociológicos dos gêneros antes e após o ENSO de 2015/2016. Densidade relativa (DR), frequência relativa (RF), dominância relativa (DoR), índice de valor de importância (IVI) e valor de importância (VI%) dos 20 gêneros com maior densidade e, somatória dos demais gêneros em cada fitofisionomia.

| | **A) Floresta Ombrófila Aberta** | **ANTES** | | | | | **APÓS** | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | **Gêneros** | **DR** | **FR** | **DoR** | **IVI** | **IV%** | **Gêneros** | **DR** | **FR** | **DoR** | **IVI** | **IV%** |
| 1 | *Tetragastris* | 16,49 | 0,88 | 17,55 | 34,92 | 11,64 | *Tetragastris* | 16,66 | 0,87 | 17,62 | 35,15 | 11,72 |
| 2 | *Protium* | 9,28 | 1,32 | 4,07 | 14,68 | 4,90 | *Protium* | 9,21 | 1,30 | 4,46 | 14,97 | 5,00 |
| 3 | *Pseudolmedia* | 5,47 | 1,32 | 4,29 | 11,09 | 3,70 | *Pseudolmedia* | 5,82 | 1,30 | 4,25 | 11,37 | 3,79 |
| 4 | *Brosimum* | 4,34 | 1,32 | 5,23 | 10,89 | 3,63 | *Tovomita* | 6,16 | 0,87 | 3,56 | 10,59 | 3,53 |
| 5 | *Tovomita* | 6,07 | 0,88 | 3,32 | 10,28 | 3,43 | *Brosimum* | 4,27 | 1,30 | 4,87 | 10,44 | 3,48 |
| 6 | *Iriartea* | 5,21 | 0,44 | 4,62 | 10,26 | 3,42 | *Iriartea* | 4,94 | 0,43 | 4,45 | 9,83 | 3,28 |
| 7 | *Cheiloclinium* | 3,81 | 1,32 | 1,23 | 6,36 | 2,12 | *Cheiloclinium* | 3,93 | 1,30 | 1,34 | 6,57 | 2,19 |
| 8 | *Guarea* | 3,07 | 1,32 | 1,96 | 6,35 | 2,12 | *Guarea* | 3,05 | 1,30 | 2,03 | 6,38 | 2,13 |
| 9 | *Trattinnickia* | 1,07 | 0,88 | 3,53 | 5,47 | 1,82 | *Vochysia* | 1,42 | 1,30 | 2,32 | 5,05 | 1,68 |
| 10 | *Inga* | 2,20 | 1,32 | 1,87 | 5,40 | 1,80 | *Qualea* | 0,61 | 0,87 | 3,42 | 4,90 | 1,63 |
| 11 | *Dialium* | 1,34 | 0,88 | 2,86 | 5,08 | 1,69 | *Dialium* | 1,15 | 0,87 | 2,78 | 4,80 | 1,60 |
| 12 | *Qualea* | 0,67 | 0,88 | 3,15 | 4,70 | 1,57 | *Theobroma* | 2,84 | 0,87 | 1,05 | 4,76 | 1,59 |
| 13 | *Vochysia* | 1,27 | 1,32 | 2,03 | 4,62 | 1,54 | *Rinoreocarpus* | 2,57 | 0,87 | 0,89 | 4,33 | 1,44 |
| 14 | *Theobroma* | 2,60 | 0,88 | 0,94 | 4,42 | 1,47 | *Celtis* | 1,90 | 0,87 | 1,41 | 4,17 | 1,39 |
| 15 | *Celtis* | 1,94 | 0,88 | 1,54 | 4,36 | 1,45 | *Inga* | 1,35 | 1,30 | 1,49 | 4,15 | 1,38 |
| 16 | *Parkia* | 0,20 | 1,32 | 2,66 | 4,18 | 1,39 | *Trattinnickia* | 0,95 | 0,87 | 2,05 | 3,87 | 1,29 |
| 17 | *Rinoreocarpus* | 2,27 | 0,88 | 0,74 | 3,89 | 1,30 | *Eschweilera* | 0,54 | 1,30 | 1,75 | 3,60 | 1,20 |
| 18 | *Pourouma* | 1,07 | 1,32 | 1,33 | 3,72 | 1,24 | *Parkia* | 0,14 | 1,30 | 2,15 | 3,59 | 1,20 |
| 19 | *Eschweilera* | 0,53 | 1,32 | 1,65 | 3,51 | 1,17 | *Pourouma* | 1,02 | 1,30 | 1,12 | 3,44 | 1,15 |
| 20 | *Maquira* | 1,00 | 1,32 | 0,81 | 3,13 | 1,04 | *Trichilia* | 1,76 | 0,87 | 0,56 | 3,19 | 1,06 |
| | **Σ 1-20** | **69,89** | **22,03** | **65,39** | **157,30** | **52,43** | **Σ 1-20** | **70,28** | **21,30** | **63,57** | **155,15** | **51,72** |
| | **Σ 21-131** | **30,11** | **79,30** | **34,61** | **144,02** | **48,01** | **Σ 21-131** | **29,72** | **78,70** | **36,43** | **144,85** | **48,28** |

| | B) Floresta Estacional | ANTES | | | | | APÓS | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | **Gêneros** | **DR** | **FR** | **DoR** | **IVI** | **IV%** | **Gêneros** | **DR** | **FR** | **DoR** | **IVI** | **IV%** |
| 1 | *Ocotea* | 6,68 | 2,09 | 5,96 | 14,73 | 4,91 | *Brosimum* | 4,31 | 1,14 | 8,42 | 13,87 | 4,62 |
| 2 | *Amaioua* | 8,14 | 2,09 | 3,17 | 13,40 | 4,47 | *Ocotea* | 6,19 | 2,09 | 5,19 | 13,48 | 4,49 |
| 3 | *Brosimum* | 3,85 | 1,14 | 7,53 | 12,52 | 4,17 | *Amaioua* | 7,77 | 2,09 | 2,82 | 12,68 | 4,23 |
| 4 | *Miconia* | 6,53 | 1,52 | 3,53 | 11,58 | 3,86 | *Hymenaea* | 1,17 | 1,71 | 8,67 | 11,55 | 3,85 |
| 5 | *Hymenaea* | 1,08 | 1,71 | 8,41 | 11,19 | 3,73 | *Trattinnickia* | 2,94 | 1,71 | 6,71 | 11,36 | 3,79 |
| 6 | *Trattinnickia* | 2,78 | 1,71 | 6,36 | 10,85 | 3,62 | *Sacoglottis* | 4,46 | 1,90 | 4,77 | 11,13 | 3,71 |
| 7 | *Sacoglottis* | 4,21 | 1,90 | 4,45 | 10,55 | 3,52 | *Xylopia* | 4,67 | 2,09 | 2,66 | 9,42 | 3,14 |
| 8 | *Xylopia* | 4,22 | 2,09 | 2,76 | 9,07 | 3,02 | *Miconia* | 5,21 | 1,52 | 2,41 | 9,15 | 3,05 |
| 9 | *Dacryodes* | 2,84 | 0,76 | 5,03 | 8,64 | 2,88 | *Dacryodes* | 2,97 | 0,76 | 5,31 | 9,04 | 3,01 |
| 10 | *Cheiloclinium* | 5,30 | 1,14 | 2,02 | 8,46 | 2,82 | *Aspidosperma* | 1,92 | 1,90 | 4,73 | 8,55 | 2,85 |
| 11 | *Licania* | 3,16 | 2,09 | 3,04 | 8,30 | 2,77 | *Cheiloclinium* | 5,33 | 1,14 | 1,96 | 8,43 | 2,81 |
| 12 | *Sloanea* | 3,53 | 1,52 | 2,76 | 7,81 | 2,60 | *Licania* | 3,29 | 2,09 | 2,94 | 8,32 | 2,77 |
| 13 | *Aspidosperma* | 1,70 | 1,90 | 4,19 | 7,79 | 2,60 | *Sloanea* | 3,56 | 1,52 | 2,81 | 7,89 | 2,63 |
| 14 | *Myrciaria* | 3,26 | 1,71 | 1,78 | 6,76 | 2,25 | *Chaetocarpus* | 2,97 | 2,28 | 1,70 | 6,95 | 2,32 |
| 15 | *Chaetocarpus* | 2,76 | 2,28 | 1,66 | 6,70 | 2,23 | *Myrciaria* | 3,31 | 1,71 | 1,81 | 6,83 | 2,28 |
| 16 | *Mouriri* | 2,47 | 1,33 | 1,80 | 5,60 | 1,87 | *Mouriri* | 2,60 | 1,33 | 1,94 | 5,87 | 1,96 |
| 17 | *Micropholis* | 1,67 | 2,09 | 1,72 | 5,47 | 1,82 | *Protium* | 2,71 | 2,09 | 0,82 | 5,63 | 1,88 |
| 18 | *Protium* | 2,37 | 2,09 | 0,77 | 5,23 | 1,74 | *Micropholis* | 1,58 | 2,09 | 1,52 | 5,19 | 1,73 |
| 19 | *Hirtella* | 1,72 | 1,71 | 1,42 | 4,85 | 1,62 | *Hirtella* | 1,64 | 1,71 | 1,29 | 4,64 | 1,55 |
| 20 | *Pouteria* | 0,93 | 2,09 | 1,43 | 4,45 | 1,48 | *Pseudolmedia* | 2,09 | 1,52 | 0,97 | 4,58 | 1,53 |
| | **Σ 1-20** | **69,18** | **34,98** | **69,79** | **173,95** | **57,98** | **Σ 1-20** | **70,71** | **34,41** | **69,45** | **174,57** | **58,19** |
| | **Σ 21-122** | **30,82** | **65,02** | **30,21** | **126,05** | **42,02** | **Σ 21-122** | **29,29** | **65,59** | **30,55** | **125,43** | **41,81** |

| | C) Cerradão | ANTES | | | | | APÓS | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | **Gêneros** | **DR** | **FR** | **DoR** | **IVI** | **IV%** | **Gêneros** | **DR** | **FR** | **DoR** | **IVI** | **IV%** |
| 1 | *Hirtella* | 10,55 | 2,14 | 12,13 | 24,83 | 8,28 | *Hirtella* | 12,50 | 2,14 | 13,90 | 28,54 | 9,51 |
| 2 | *Tachigali* | 8,94 | 2,14 | 11,24 | 22,32 | 7,44 | *Emmotum* | 9,14 | 2,14 | 10,41 | 21,69 | 7,23 |
| 3 | *Emmotum* | 6,80 | 2,14 | 9,48 | 18,42 | 6,14 | *Tachigali* | 6,17 | 2,14 | 9,01 | 17,32 | 5,77 |
| 4 | *Xylopia* | 8,11 | 2,14 | 7,34 | 17,59 | 5,86 | *Xylopia* | 5,86 | 2,14 | 5,77 | 13,76 | 4,59 |
| 5 | *Vatairea* | 5,66 | 2,14 | 4,89 | 12,70 | 4,23 | *Vatairea* | 6,09 | 2,14 | 5,50 | 13,73 | 4,58 |
| 6 | *Eriotheca* | 3,46 | 2,14 | 5,08 | 10,67 | 3,56 | *Pterodon* | 4,69 | 2,14 | 5,02 | 11,84 | 3,95 |
| 7 | *Pterodon* | 3,58 | 2,14 | 3,89 | 9,61 | 3,20 | *Eriotheca* | 3,52 | 2,14 | 4,97 | 10,63 | 3,54 |
| 8 | *Myrcia* | 3,94 | 2,14 | 2,75 | 8,82 | 2,94 | *Qualea* | 4,14 | 2,14 | 3,22 | 9,50 | 3,17 |
| 9 | *Qualea* | 3,70 | 2,14 | 2,94 | 8,78 | 2,93 | *Aspidosperma* | 3,91 | 2,14 | 2,93 | 8,98 | 2,99 |
| 10 | *Tapirira* | 3,52 | 1,07 | 3,59 | 8,18 | 2,73 | *Myrcia* | 3,13 | 2,14 | 2,19 | 7,45 | 2,48 |
| 11 | *Aspidosperma* | 3,52 | 2,14 | 2,44 | 8,09 | 2,70 | *Mezilaurus* | 2,73 | 1,07 | 3,20 | 7,00 | 2,33 |
| 12 | *Mezilaurus* | 2,44 | 1,07 | 2,84 | 6,35 | 2,12 | *Protium* | 3,05 | 1,07 | 2,12 | 6,24 | 2,08 |
| 13 | *Euplassa* | 1,91 | 2,14 | 2,10 | 6,15 | 2,05 | *Roupala* | 2,27 | 2,14 | 1,78 | 6,18 | 2,06 |
| 14 | *Terminalia* | 1,67 | 1,60 | 2,70 | 5,97 | 1,99 | *Pouteria* | 2,50 | 1,60 | 2,07 | 6,18 | 2,06 |
| 15 | *Guapira* | 2,15 | 2,14 | 1,52 | 5,81 | 1,94 | *Euplassa* | 1,80 | 2,14 | 2,17 | 6,11 | 2,04 |
| 16 | *Bowdichia* | 1,49 | 2,14 | 2,12 | 5,74 | 1,91 | *Bowdichia* | 1,64 | 2,14 | 2,08 | 5,86 | 1,95 |
| 17 | *Roupala* | 2,03 | 2,14 | 1,55 | 5,71 | 1,90 | *Guapira* | 2,03 | 2,14 | 1,32 | 5,49 | 1,83 |
| 18 | *Protium* | 2,39 | 1,07 | 1,76 | 5,21 | 1,74 | *Curatella* | 1,33 | 2,14 | 1,24 | 4,71 | 1,57 |
| 19 | *Pouteria* | 1,91 | 1,60 | 1,60 | 5,11 | 1,70 | *Dipteryx* | 0,86 | 1,60 | 1,98 | 4,45 | 1,48 |
| 20 | *Curatella* | 1,25 | 2,14 | 1,10 | 4,49 | 1,50 | *Tapirira* | 1,33 | 1,07 | 1,88 | 4,28 | 1,43 |
| | **Σ 1-20** | **79,01** | **38,50** | **83,06** | **200,57** | **66,86** | **Σ 1-20** | **78,67** | **38,50** | **82,76** | **199,94** | **66,65** |
| | **Σ 21-79** | **20,99** | **61,50** | **16,94** | **99,43** | **33,14** | **Σ 21-79** | **21,33** | **61,50** | **17,24** | **100,06** | **33,35** |

| | D) Cerrado típico | ANTES | | | | | APÓS | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | **Gêneros** | **DR** | **FR** | **DoR** | **IVI** | **IV%** | **Gêneros** | **DR** | **FR** | **DoR** | **IVI** | **IV%** |
| 1 | *Qualea* | 16,65 | 2,68 | 14,60 | 33,93 | 11,31 | *Qualea* | 16,63 | 2,68 | 14,69 | 33,99 | 11,33 |
| 2 | *Emmotum* | 4,84 | 2,34 | 5,59 | 12,77 | 4,26 | *Emmotum* | 6,00 | 2,34 | 7,15 | 15,49 | 5,16 |
| 3 | *Roupala* | 3,89 | 2,68 | 4,24 | 10,80 | 3,60 | *Caryocar* | 3,71 | 2,68 | 4,81 | 11,20 | 3,73 |
| 4 | *Caryocar* | 3,53 | 2,68 | 4,45 | 10,65 | 3,55 | *Roupala* | 3,90 | 2,68 | 4,14 | 10,72 | 3,57 |
| 5 | *Byrsonima* | 4,78 | 2,01 | 3,45 | 10,24 | 3,41 | *Byrsonima* | 4,75 | 2,01 | 3,56 | 10,32 | 3,44 |
| 6 | *Pouteria* | 3,77 | 2,34 | 4,12 | 10,22 | 3,41 | *Pouteria* | 3,81 | 2,34 | 4,10 | 10,25 | 3,42 |
| 7 | *Eriotheca* | 2,99 | 2,01 | 4,41 | 9,40 | 3,13 | *Eriotheca* | 2,98 | 2,01 | 4,64 | 9,63 | 3,21 |
| 8 | *Bowdichia* | 2,96 | 2,34 | 3,58 | 8,88 | 2,96 | *Bowdichia* | 2,80 | 2,34 | 3,40 | 8,54 | 2,85 |
| 9 | *Salvertia* | 2,69 | 2,34 | 3,02 | 8,05 | 2,68 | *Salvertia* | 2,71 | 2,34 | 3,09 | 8,14 | 2,71 |
| 10 | *Mezilaurus* | 2,39 | 2,34 | 2,71 | 7,44 | 2,48 | *Mouriri* | 2,41 | 2,34 | 2,58 | 7,32 | 2,44 |
| 11 | *Mouriri* | 2,39 | 2,34 | 2,63 | 7,37 | 2,46 | *Mezilaurus* | 2,22 | 2,34 | 2,53 | 7,09 | 2,36 |
| 12 | *Aspidosperma* | 2,66 | 2,01 | 2,33 | 6,99 | 2,33 | *Buchenavia* | 1,67 | 2,68 | 2,67 | 7,02 | 2,34 |
| 13 | *Buchenavia* | 1,58 | 2,68 | 2,63 | 6,89 | 2,30 | *Myrcia* | 2,47 | 2,68 | 1,78 | 6,93 | 2,31 |
| 14 | *Myrcia* | 2,45 | 2,68 | 1,74 | 6,87 | 2,29 | *Aspidosperma* | 2,62 | 2,01 | 2,26 | 6,89 | 2,30 |
| 15 | *Vochysia* | 2,36 | 2,34 | 2,00 | 6,70 | 2,23 | *Vochysia* | 2,31 | 2,34 | 2,06 | 6,71 | 2,24 |
| 16 | *Kielmeyera* | 2,51 | 1,67 | 2,19 | 6,38 | 2,13 | *Pterodon* | 1,86 | 1,67 | 2,51 | 6,04 | 2,01 |
| 17 | *Pterodon* | 1,94 | 1,67 | 2,59 | 6,21 | 2,07 | *Tachigali* | 1,83 | 2,34 | 1,82 | 5,99 | 2,00 |
| 18 | *Licania* | 1,55 | 2,34 | 1,41 | 5,30 | 1,77 | *Kielmeyera* | 2,28 | 1,67 | 1,89 | 5,84 | 1,95 |
| 19 | *Guapira* | 2,00 | 1,67 | 1,53 | 5,21 | 1,74 | *Licania* | 1,55 | 2,34 | 1,29 | 5,18 | 1,73 |
| 20 | *Diospyros* | 1,61 | 2,34 | 1,09 | 5,04 | 1,68 | *Diospyros* | 1,58 | 2,34 | 1,08 | 5,00 | 1,67 |
| | **Σ 1-20** | **69,57** | **45,48** | **70,31** | **185,36** | **61,79** | **Σ 1-20** | **70,10** | **46,15** | **72,06** | **188,31** | **62,77** |
| | **Σ 21-81** | **30,43** | **54,52** | **29,69** | **114,64** | **38,21** | **Σ 21-81** | **29,90** | **53,85** | **27,94** | **111,69** | **37,23** |

**Tabela 6.** Parâmetros fitossociológicos das famílias antes e após o ENSO de 2015/2016. Densidade relativa (DR), frequência relativa (RF), dominância relativa (DoR), índice de valor de importância (IVI) e valor de importância (VI%) das 20 famílias com maior densidade e, somatória das demais famílias em cada fitofisionomia: A) FO = Floresta Ombrófila Aberta, B) FE = Floresta Estacional, C) CD = Cerradão e D) CT = Cerrado Típico.

| | **A) Floresta Ombrófila Aberta** | **ANTES** | | | | | **APÓS** | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | **Famílias** | **DR** | **FR** | **DoR** | **IVI** | **VI%** | **Famílias** | **DR** | **FR** | **DoR** | **IVI** | **VI%** |
| 1 | Burseraceae | 26,90 | 3,0 | 25,16 | 55,07 | 18,36 | Burseraceae | 26,95 | 3,0 | 24,17 | 54,11 | 18,04 |
| 2 | Moraceae | 12,22 | 3,0 | 11,29 | 26,51 | 8,84 | Moraceae | 12,39 | 3,0 | 11,00 | 26,39 | 8,80 |
| 3 | Fabaceae | 6,94 | 3,0 | 14,20 | 24,15 | 8,05 | Fabaceae | 5,82 | 3,0 | 13,81 | 22,63 | 7,54 |
| 4 | Arecaceae | 6,61 | 3,0 | 5,57 | 15,18 | 5,06 | Arecaceae | 6,30 | 3,0 | 5,42 | 14,71 | 4,90 |
| 5 | Clusiaceae | 6,14 | 2,0 | 3,34 | 11,48 | 3,83 | Clusiaceae | 6,23 | 2,0 | 3,57 | 11,80 | 3,93 |
| 6 | Vochysiaceae | 2,20 | 3,0 | 5,72 | 10,92 | 3,64 | Vochysiaceae | 2,30 | 3,0 | 6,34 | 11,64 | 3,88 |
| 7 | Meliaceae | 4,94 | 3,0 | 2,93 | 10,87 | 3,62 | Meliaceae | 5,08 | 3,0 | 3,10 | 11,18 | 3,73 |
| 8 | Celastraceae | 3,87 | 3,0 | 1,25 | 8,12 | 2,71 | Celastraceae | 3,99 | 3,0 | 1,36 | 8,35 | 2,78 |
| 9 | Lauraceae | 2,14 | 3,0 | 2,79 | 7,93 | 2,64 | Lauraceae | 2,30 | 3,0 | 2,95 | 8,25 | 2,75 |
| 10 | Malvaceae | 3,07 | 3,0 | 1,44 | 7,51 | 2,50 | Sapotaceae | 3,05 | 3,0 | 1,83 | 7,88 | 2,63 |
| 11 | Lecythidaceae | 1,13 | 3,0 | 3,36 | 7,49 | 2,50 | Malvaceae | 3,25 | 3,0 | 1,57 | 7,82 | 2,61 |
| 12 | Sapotaceae | 2,80 | 3,0 | 1,60 | 7,40 | 2,47 | Lecythidaceae | 1,02 | 3,0 | 3,38 | 7,39 | 2,46 |
| 13 | Apocynaceae | 1,20 | 3,0 | 2,67 | 6,87 | 2,29 | Apocynaceae | 1,15 | 3,0 | 2,90 | 7,05 | 2,35 |
| 14 | Bignoniaceae | 1,00 | 3,0 | 2,45 | 6,45 | 2,15 | Euphorbiaceae | 1,42 | 3,0 | 2,13 | 6,55 | 2,18 |
| 15 | Euphorbiaceae | 1,27 | 3,0 | 1,85 | 6,12 | 2,04 | Violaceae | 3,05 | 2,0 | 1,08 | 6,13 | 2,04 |
| 16 | Sapindaceae | 1,94 | 3,0 | 0,89 | 5,82 | 1,94 | Bignoniaceae | 0,81 | 3,0 | 2,30 | 6,12 | 2,04 |
| 17 | Violaceae | 2,80 | 2,0 | 0,93 | 5,73 | 1,91 | Sapindaceae | 1,90 | 3,0 | 0,83 | 5,73 | 1,91 |
| 18 | Urticaceae | 1,27 | 3,0 | 1,44 | 5,71 | 1,90 | Urticaceae | 1,29 | 3,0 | 1,25 | 5,54 | 1,85 |
| 19 | Cannabaceae | 1,94 | 2,0 | 1,54 | 5,48 | 1,83 | Cannabaceae | 1,90 | 2,0 | 1,41 | 5,30 | 1,77 |
| 20 | Rutaceae | 0,87 | 3,0 | 1,18 | 5,05 | 1,68 | Rutaceae | 0,88 | 3,0 | 1,16 | 5,04 | 1,68 |
| | **Σ 1-20** | **91,26** | **57,0** | **91,59** | **239,84** | **79,95** | **Σ 1-20** | **91,06** | **57,0** | **91,55** | **239,62** | **79,87** |
| | **Σ 21-46** | **8,74** | **43,0** | **8,41** | **60,16** | **20,05** | **Σ 21-46** | **8,94** | **43,0** | **8,45** | **60,38** | **20,13** |

| | B) Floresta Estacional | ANTES | | | | | APÓS | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | **Famílias** | **DR** | **FR** | **DoR** | **IVI** | **IV%** | **Famílias** | **DR** | **FR** | **DoR** | **IVI** | **IV%** |
| 1 | Burseraceae | 9,27 | 3,70 | 13,24 | 26,21 | 8,74 | Burseraceae | 9,96 | 3,70 | 13,96 | 27,62 | 9,21 |
| 2 | Fabaceae | 5,48 | 3,70 | 16,85 | 26,03 | 8,68 | Fabaceae | 5,59 | 3,70 | 17,44 | 26,73 | 8,91 |
| 3 | Moraceae | 6,81 | 3,40 | 9,15 | 19,36 | 6,45 | Moraceae | 7,44 | 3,40 | 10,08 | 20,91 | 6,97 |
| 4 | Lauraceae | 8,12 | 3,40 | 6,83 | 18,35 | 6,12 | Lauraceae | 7,38 | 3,40 | 5,89 | 16,66 | 5,55 |
| 5 | Melastomataceae | 9,54 | 3,09 | 5,70 | 18,32 | 6,11 | Melastomataceae | 8,23 | 3,09 | 4,68 | 15,99 | 5,33 |
| 6 | Rubiaceae | 8,61 | 3,40 | 3,36 | 15,37 | 5,12 | Annonaceae | 7,62 | 3,70 | 4,46 | 15,79 | 5,26 |
| 7 | Annonaceae | 6,88 | 3,70 | 4,50 | 15,09 | 5,03 | Rubiaceae | 8,09 | 3,40 | 2,94 | 14,43 | 4,81 |
| 8 | Chrysobalanaceae | 4,88 | 3,70 | 4,47 | 13,05 | 4,35 | Chrysobalanaceae | 4,93 | 3,70 | 4,23 | 12,86 | 4,29 |
| 9 | Humiriaceae | 4,41 | 3,09 | 4,74 | 12,23 | 4,08 | Humiriaceae | 4,67 | 3,09 | 5,09 | 12,84 | 4,28 |
| 10 | Apocynaceae | 1,97 | 3,40 | 4,78 | 10,15 | 3,38 | Apocynaceae | 2,18 | 3,40 | 5,24 | 10,82 | 3,61 |
| 11 | Sapotaceae | 2,59 | 3,70 | 3,15 | 9,44 | 3,15 | Sapotaceae | 2,56 | 3,70 | 2,90 | 9,17 | 3,06 |
| 12 | Celastraceae | 5,30 | 1,85 | 2,02 | 9,17 | 3,06 | Celastraceae | 5,33 | 1,85 | 1,96 | 9,14 | 3,05 |
| 13 | Myrtaceae | 3,85 | 3,09 | 2,09 | 9,03 | 3,01 | Myrtaceae | 3,77 | 3,09 | 2,03 | 8,88 | 2,96 |
| 14 | Elaeocarpaceae | 3,53 | 2,47 | 2,76 | 8,76 | 2,92 | Elaeocarpaceae | 3,56 | 2,47 | 2,81 | 8,84 | 2,95 |
| 15 | Peraceae | 2,91 | 3,70 | 1,82 | 8,43 | 2,81 | Peraceae | 3,13 | 3,70 | 1,87 | 8,70 | 2,90 |
| 16 | Euphorbiaceae | 2,24 | 3,09 | 1,19 | 6,51 | 2,17 | Euphorbiaceae | 2,48 | 3,09 | 1,38 | 6,95 | 2,32 |
| 17 | Bignoniaceae | 1,46 | 2,78 | 2,05 | 6,29 | 2,10 | Bignoniaceae | 1,37 | 2,78 | 2,16 | 6,31 | 2,10 |
| 18 | Anacardiaceae | 1,53 | 3,09 | 1,63 | 6,24 | 2,08 | Anacardiaceae | 1,62 | 3,09 | 1,60 | 6,30 | 2,10 |
| 19 | Sapindaceae | 1,98 | 2,47 | 1,26 | 5,72 | 1,91 | Sapindaceae | 1,41 | 2,47 | 0,86 | 4,74 | 1,58 |
| 20 | Combretaceae | 0,32 | 2,78 | 1,08 | 4,18 | 1,39 | Combretaceae | 0,38 | 2,78 | 1,10 | 4,25 | 1,42 |
| | **Σ 1-20** | **91,69** | **63,58** | **92,67** | **247,94** | **82,65** | **Σ 1-20** | **91,70** | **63,58** | **92,67** | **247,95** | **82,65** |
| | **Σ 21-50** | **8,31** | **36,42** | **7,33** | **52,06** | **17,35** | **Σ 21-50** | **8,30** | **36,42** | **7,33** | **52,05** | **17,35** |

| | C) Cerradão | ANTES | | | | | APÓS | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | **Famílias** | **DR** | **FR** | **DoR** | **IVI** | **VI%** | **Famílias** | **DR** | **FR** | **DoR** | **IVI** | **VI%** |
| 1 | Fabaceae | 23,26 | 3,67 | 26,02 | 52,95 | 17,65 | Fabaceae | 22,58 | 3,67 | 26,57 | 52,82 | 17,61 |
| 2 | Chrysobalanaceae | 10,91 | 3,67 | 12,40 | 26,99 | 9,00 | Chrysobalanaceae | 12,97 | 3,67 | 14,23 | 30,87 | 10,29 |
| 3 | Icacinaceae | 6,80 | 3,67 | 9,48 | 19,95 | 6,65 | Icacinaceae | 9,14 | 3,67 | 10,41 | 23,22 | 7,74 |
| 4 | Annonaceae | 8,35 | 3,67 | 7,57 | 19,59 | 6,53 | Annonaceae | 6,02 | 3,67 | 5,95 | 15,64 | 5,21 |
| 5 | Vochysiaceae | 5,61 | 3,67 | 4,62 | 13,90 | 4,63 | Vochysiaceae | 5,94 | 3,67 | 5,44 | 15,05 | 5,02 |
| 6 | Malvaceae | 4,17 | 3,67 | 5,53 | 13,38 | 4,46 | Malvaceae | 4,38 | 3,67 | 5,53 | 13,58 | 4,53 |
| 7 | Proteaceae | 3,94 | 3,67 | 3,65 | 11,25 | 3,75 | Proteaceae | 4,06 | 3,67 | 3,95 | 11,68 | 3,89 |
| 8 | Anacardiaceae | 4,29 | 2,75 | 4,05 | 11,10 | 3,70 | Apocynaceae | 4,14 | 3,67 | 3,04 | 10,85 | 3,62 |
| 9 | Myrtaceae | 4,29 | 3,67 | 2,95 | 10,92 | 3,64 | Myrtaceae | 3,59 | 3,67 | 2,42 | 9,68 | 3,23 |
| 10 | Apocynaceae | 3,76 | 3,67 | 2,57 | 10,00 | 3,33 | Lauraceae | 2,73 | 1,83 | 3,20 | 7,77 | 2,59 |
| 11 | Combretaceae | 2,44 | 3,67 | 3,55 | 9,67 | 3,22 | Sapotaceae | 2,50 | 2,75 | 2,07 | 7,33 | 2,44 |
| 12 | Nyctaginaceae | 2,15 | 3,67 | 1,52 | 7,34 | 2,45 | Nyctaginaceae | 2,03 | 3,67 | 1,32 | 7,03 | 2,34 |
| 13 | Lauraceae | 2,44 | 1,83 | 2,84 | 7,12 | 2,37 | Burseraceae | 3,05 | 1,83 | 2,12 | 7,00 | 2,33 |
| 14 | Sapindaceae | 2,44 | 2,75 | 1,76 | 6,96 | 2,32 | Anacardiaceae | 1,95 | 2,75 | 2,28 | 6,99 | 2,33 |
| 15 | Sapotaceae | 1,91 | 2,75 | 1,60 | 6,26 | 2,09 | Combretaceae | 1,64 | 3,67 | 1,31 | 6,62 | 2,21 |
| 16 | Dilleniaceae | 1,25 | 3,67 | 1,10 | 6,02 | 2,01 | Dilleniaceae | 1,33 | 3,67 | 1,24 | 6,24 | 2,08 |
| 17 | Burseraceae | 2,39 | 1,83 | 1,76 | 5,98 | 1,99 | Sapindaceae | 1,56 | 2,75 | 1,47 | 5,79 | 1,93 |
| 18 | Bignoniaceae | 0,95 | 3,67 | 0,78 | 5,40 | 1,80 | Bignoniaceae | 1,09 | 3,67 | 0,85 | 5,61 | 1,87 |
| 19 | Rubiaceae | 1,31 | 2,75 | 0,71 | 4,77 | 1,59 | Peraceae | 1,41 | 2,75 | 1,23 | 5,38 | 1,79 |
| 20 | Malpighiaceae | 0,60 | 3,67 | 0,42 | 4,69 | 1,56 | Rubiaceae | 1,72 | 2,75 | 0,45 | 4,92 | 1,64 |
| | **Σ 1-20** | **93,26** | **66,06** | **94,89** | **254,21** | **84,74** | **Σ 1-20** | **93,83** | **65,14** | **95,10** | **254,07** | **84,69** |
| | **Σ 21-40** | **6,74** | **33,94** | **5,11** | **45,79** | **15,26** | **Σ 21-40** | **6,17** | **34,86** | **4,90** | **45,93** | **15,31** |

| | D) Cerrado Típico | ANTES | | | | | APÓS | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | **Famílias** | **DR1** | **FR1** | **DoR1** | **IVI** | **VI%** | **Famílias** | **DR2** | **FR2** | **DoR2** | **IVI** | **VI%** |
| 1 | Vochysiaceae | 21,91 | 4,32 | 19,82 | 46,05 | 15,35 | Vochysiaceae | 21,86 | 4,32 | 20,03 | 46,22 | 15,41 |
| 2 | Fabaceae | 13,30 | 4,32 | 14,79 | 32,42 | 10,81 | Fabaceae | 13,70 | 4,32 | 14,89 | 32,92 | 10,97 |
| 3 | Proteaceae | 4,78 | 4,32 | 6,45 | 15,55 | 5,18 | Icacinaceae | 6,00 | 3,78 | 7,15 | 16,93 | 5,64 |
| 4 | Icacinaceae | 4,84 | 3,78 | 5,59 | 14,22 | 4,74 | Proteaceae | 4,72 | 4,32 | 6,49 | 15,53 | 5,18 |
| 5 | Malvaceae | 3,65 | 4,32 | 4,86 | 12,83 | 4,28 | Malvaceae | 3,65 | 4,32 | 5,08 | 13,06 | 4,35 |
| 6 | Caryocaraceae | 3,53 | 4,32 | 4,45 | 12,30 | 4,10 | Caryocaraceae | 3,71 | 4,32 | 4,81 | 12,85 | 4,28 |
| 7 | Sapotaceae | 3,77 | 3,78 | 4,12 | 11,67 | 3,89 | Sapotaceae | 3,81 | 3,78 | 4,10 | 11,69 | 3,90 |
| 8 | Malpighiaceae | 4,84 | 3,24 | 3,48 | 11,57 | 3,86 | Malpighiaceae | 4,81 | 3,24 | 3,60 | 11,66 | 3,89 |
| 9 | Myrtaceae | 4,13 | 4,32 | 3,01 | 11,46 | 3,82 | Myrtaceae | 4,17 | 4,32 | 3,06 | 11,56 | 3,85 |
| 10 | Combretaceae | 2,57 | 4,32 | 3,80 | 10,70 | 3,57 | Combretaceae | 2,47 | 4,32 | 3,48 | 10,27 | 3,42 |
| 11 | Melastomataceae | 2,63 | 3,78 | 2,80 | 9,22 | 3,07 | Melastomataceae | 2,71 | 3,78 | 2,80 | 9,29 | 3,10 |
| 12 | Dilleniaceae | 3,32 | 3,24 | 2,48 | 9,04 | 3,01 | Lauraceae | 2,22 | 3,78 | 2,53 | 8,54 | 2,85 |
| 13 | Lauraceae | 2,39 | 3,78 | 2,71 | 8,88 | 2,96 | Apocynaceae | 2,83 | 3,24 | 2,38 | 8,45 | 2,82 |
| 14 | Apocynaceae | 2,87 | 3,24 | 2,45 | 8,56 | 2,85 | Dilleniaceae | 2,71 | 3,24 | 1,77 | 7,73 | 2,58 |
| 15 | Bignoniaceae | 2,09 | 3,78 | 1,88 | 7,76 | 2,59 | Bignoniaceae | 1,98 | 3,78 | 1,64 | 7,41 | 2,47 |
| 16 | Calophyllaceae | 2,51 | 2,70 | 2,19 | 7,41 | 2,47 | Chrysobalanaceae | 1,71 | 3,78 | 1,41 | 6,89 | 2,30 |
| 17 | Chrysobalanaceae | 1,70 | 3,78 | 1,53 | 7,02 | 2,34 | Calophyllaceae | 2,28 | 2,70 | 1,89 | 6,87 | 2,29 |
| 18 | Ebenaceae | 1,61 | 3,78 | 1,09 | 6,49 | 2,16 | Ebenaceae | 1,58 | 3,78 | 1,08 | 6,44 | 2,15 |
| 19 | Nyctaginaceae | 2,03 | 2,70 | 1,55 | 6,28 | 2,09 | Anacardiaceae | 1,83 | 2,16 | 2,12 | 6,11 | 2,04 |
| 20 | Anacardiaceae | 1,76 | 2,16 | 2,04 | 5,97 | 1,99 | Nyctaginaceae | 1,71 | 2,70 | 1,39 | 5,80 | 1,93 |
| | **Σ 1-20** | **90,25** | **74,05** | **91,08** | **255,38** | **85,13** | **Σ 1-20** | **90,47** | **74,05** | **91,70** | **256,22** | **85,41** |
| | **Σ 21-37** | **9,75** | **25,95** | **8,92** | **44,62** | **14,87** | **Σ 21-37** | **9,53** | **25,95** | **8,30** | **43,78** | **14,59** |

# CAPÍTULO 2

## Efeito do *El Niño* de 2015/16 na dinâmica da vegetação no sul da Amazônia

A ser submetido para publicação no periódico *Journal of Ecology*.

**RESUMO**

Durante a Oscilação Sul do *El Niño* (ENSO) de 2015/16, a zona de transição (ZOT) entre os principais biomas da América do Sul, a Amazônia e o Cerrado, experimentou aumento da temperatura e uma das secas mais severas das últimas décadas. A avaliação da resposta das árvores às variações climáticas é, portanto, necessária para compreender a sensibilidade e a vulnerabilidade da vegetação na região mais seca, quente e fragmentada do sul da Amazônia. Neste estudo, quantificamos as mudanças nos parâmetros de dinâmica das árvores em diferentes tipos de vegetação durante o ENSO de 2015/16. Utilizamos uma rede de parcelas de monitoramento permanente composta por florestas ombrófila aberta, estacional e cerradão, e cerrado típico, cada uma submetida a pelo menos dois censos anteriores e um durante o ENSO de 2015/16. Calculamos as taxas de mortalidade, recrutamento, ganho (crescimento), perda (mortalidade) e mudança líquida em escala de indivíduos, além de avaliar a área basal e a biomassa acima do solo tanto a nível da parcela quanto do tipo de fitofisionomia. As comunidades arbóreas da ZOT responderam de maneira negativa durante o ENSO de 2015/16, apresentando aumento na taxa de mortalidade, redução no recrutamento e desequilíbrio na estrutura da comunidade entre o ganho e a perda em área basal e biomassa. Nossos resultados também indicaram que as florestas estacionais e cerradões podem ser mais sensíveis às variações climáticas extremas, colocando-os como fisionomias mais ameaçadas da ZOT, especialmente considerando as previsões para o clima global. Esperamos que nossos achados contribuam para uma melhor compreensão de como diferentes tipos de vegetação responderão a distúrbios futuros e consecutivos causados por mudanças climáticas e ambientais. No entanto, ressaltamos a importância e urgência de implementar ações de conservação nesta região de transição, fortemente impactada pela mudança no uso da terra nas últimas décadas.

**Palavras-chave:** mudanças climáticas; mortalidade; perda de biomassa; sensibilidade à seca

**ABSTRACT**

During the 2015/16 El Niño Southern Oscillation (ENSO), the transition zone (ZOT) between the largest South American biomes, Amazonia and Cerrado, experienced increased temperatures and one of the most severe droughts in recent decades. Therefore, evaluating the ecological response of trees to climate variations is an opportunity to understand the sensitivity and vulnerability of the vegetation in the driest, hottest and most fragmented region in the southern Amazonia. We quantify the changes of dynamic parameters of trees from different vegetation types during the 2015/16 ENSO. We used a network of permanent monitoring plots composed of open rainforest, seasonal forest, cerradão (savanna forest) and typical cerrado, each with at least two censuses before and one during the 2015/16 ENSO. We calculated mortality rates, recruitment rates, gain (growth), loss (mortality), and net change rates on an individual scale, and we evaluated the basal area and above-ground biomass (AGB) at the plot and vegetation type level. ZOT tree communities responded negatively during the 2015/16 ENSO, increasing mortality, reducing recruitment rates and imbalancing the community structure between gain and loss in basal area and AGB. Our findings also indicate that seasonal forests and cerradão can be more sensitive to extreme climate variations since they presented the highest mortality rates during the event. We expected our results can contribute to a better understanding of how different vegetation types will respond to future and consecutive disturbances caused by climate and environmental changes. However, we warn about the importance and urgency of applying conservation actions in this transition region highly impacted by the changes in land use in recent decades.

**Keywords:** climate change; biomass loss; mortality; drought sensitivity

## 1. Introdução

As florestas tropicais, com sua rica biodiversidade e papel crucial na regulação do clima global, enfrentam desafios significativos decorrentes das mudanças na dinâmica da vegetação. A crescente mortalidade de árvores tem sido objeto de atenção intensa na literatura científica, refletindo um fenômeno global que transcende fronteiras geográficas. Estudos recentes, como os de Bauman et al. (2022), Sousa et al. (2022) e Bennett et al. (2023) destacam uma associação marcante entre mudanças na dinâmica da vegetação em florestas tropicais e aumentos significativos na mortalidade de árvores. No âmbito desse contexto desafiador, emerge uma preocupação particular com a relação entre eventos extremos de seca e a mortalidade arbórea. A Oscilação Sul do *El Niño* (ENSO), caracterizada pela variação de parâmetros meteorológicos no Oceano Pacífico equatorial, surge como uma possível explicação para o aumento observado na mortalidade de árvores. A crescente frequência e intensidade de eventos extremos de seca associados ao ENSO podem ser consideradas entre as principais causas desse fenômeno (Feldpausch et al., 2016; Phillips et al., 2009).

Nas últimas duas décadas, observou-se um aumento notável nas taxas de mortalidade arbórea, um fenômeno documentado tanto na América do Norte (Peng et al., 2011) quanto na América do Sul (Esquivel-Muelbert et al., 2019). De particular interesse é a ascensão dessas taxas na região da Amazônia, levantando preocupações substanciais dada a correlação direta com a redução subsequente na absorção líquida de carbono (Brienen et al., 2015; Liu et al., 2017; Hubau et al., 2020). Embora já se tenha uma compreensão dos impulsionadores ecológicos, notadamente as alterações climáticas vinculadas a regimes de perturbação natural, que conduzem a alterações adversas nas comunidades vegetais (Esquivel-Muelbert et al., 2019), permanece uma incerteza significativa quanto à maneira pela qual a intensificação desses impulsionadores poderá modular a dinâmica das vegetações. Este estudo visa preencher esta lacuna de conhecimento, explorando as complexas interações entre os fatores ambientais e a dinâmica das florestas, visando lançar luz sobre as implicações futuras para esses ecossistemas cruciais.

Dessa forma, a borda sul da Amazônia, na transição com o Cerrado, caracterizada por uma degradação antropogênica exacerbada (Marimon et al., 2014; Marques et al., 2020), em uma área sujeita a um clima distintamente sazonal e a ocorrências recentes de secas prolongadas (Lewis et al., 2011; Marengo et al., 2011; Gloor et al., 2015; Feldpausch et al., 2016), é prevista para experimentar um acentuado aumento na mortalidade arbórea. Este fenômeno é antecipado em resposta aos mecanismos de retroalimentação originados das variações climáticas extremas que a região enfrenta.

No atual cenário da zona de transição Amazônia-Cerrado (ZOT), a realização de estudos sobre a dinâmica das comunidades arbóreas emerge como uma necessidade imperativa. Estas investigações desempenham um papel essencial ao permitir o acompanhamento e a projeção dos processos de transformação das populações e dos ecossistemas. A ZOT abriga uma notável diversidade de vegetação, que abrange desde formações florestais até savânicas (Ratter et al., 1973; Marimon et al., 2006, 2014; Morandi et al., 2016). Nessa região, as interações entre as espécies em distintas fitofisionomias, sob condições ambientais similares, culminam em uma composição florística singular, na qual muitas espécies arbóreas exibem uma distribuição restrita (Ratter et al., 1973; Morandi et al., 2016).

Entretanto, ao longo das últimas três décadas, a zona de transição Amazônia-Cerrado (ZOT) tem sido marcada por uma notável perda de aproximadamente 400.000 km² de sua cobertura vegetal original (Marques et al., 2020). Nesse cenário, as mudanças climáticas relacionadas ao desmatamento têm o potencial de agravar os efeitos das secas regionais. A interação desses fatores altera o balanço energético do clima, perpetuando o estresse hídrico regional (Aragão et al., 2007; Lewis et al., 2011; Bonini et al., 2014; Leite-Filho et al., 2021). O desmatamento extensivo e as flutuações climáticas podem estar contribuindo para a formação de um novo panorama (Gloor et al., 2015), caracterizado por ambientes mais quentes e secos, promovendo o aumento de incêndios, com implicações de longo prazo na vegetação (Brando et al., 2014; Silvério et al., 2015). Esse contexto torna a Zona de Transição Amazônia-Cerrado (ZOT) particularmente vulnerável a mudanças estruturais e florísticas diante de adversidades externas, como as oscilações climáticas extremas (Nogueira et al., 2019).

Estudos recentes sinalizam que a Amazônia está perdendo sua capacidade de sequestrar carbono em resposta aos eventos de seca (Brienen et al., 2015; Feldpausch et al., 2016; Hubau et al., 2020; Gatti et al., 2021). Entretanto, permanece incerto se essas novas condições climáticas impactarão o estado de equilíbrio dinâmico das florestas e savanas. Essa incerteza sublinha ainda mais a necessidade de uma compreensão mais aprofundada da dinâmica das comunidades arbóreas diante dos diversos impulsionadores das mudanças climáticas e ambientais (Phillips et al., 2009; Marimon et al., 2014; Feldpausch et al., 2016; Meira-Junior et al., 2020; Reis et al., 2022). Apesar dos estudos recentes abordando comunidades e ecossistemas na Zona de Transição Amazônia-Cerrado (ZOT) (Morandi et al., 2018; Nogueira et al., 2019; Prestes et al., 2020; Marimon et al., 2020; Reis et al., 2018, 2022), persistem lacunas de informações e incertezas sobre os efeitos do aumento da temperatura e da redução da precipitação na vegetação lenhosa. Essa falta de conhecimento é notável, especialmente em relação ao evento de seca extrema registrado em 2015/16, considerado o mais intenso das

últimas décadas e impulsionado pelo Fenômeno *El Niño* (Jiménez-Muñoz et al., 2016; Liu et al., 2017).

Portanto, é de suma importância compreender como os processos que determinam os padrões atuais de dinâmica, como produtividade e estoque de biomassa, nas formações florestais e savânicas características da transição Amazônia-Cerrado responderão às mudanças nas condições ambientais. Essa necessidade é ainda mais premente ao considerarmos que a Zona de Transição Amazônia-Cerrado (ZOT) está situada em uma região sujeita a períodos prolongados de estresse hídrico e baixa umidade. Torna-se imprescindível investigar a sensibilidade desses ecossistemas às alterações climáticas extremas, proporcionando informações inéditas que podem fundamentar modelos de previsão e avaliação dos impactos na vegetação. Dessa maneira, a compreensão do impacto do fenômeno ENSO de 2015/16 nos proporcionou uma oportunidade única para avaliar a sensibilidade da vegetação lenhosa da ZOT às condições climáticas extremas.

Aqui, investigamos o impacto das variações da temperatura máxima do ar e do déficit hídrico acumulado máximo (MCWD) durante o ENSO de 2015/16 sobre os parâmetros de dinâmica de fitofisionomias típicas da transição Amazônia-Cerrado (ZOT), buscando responder às seguintes perguntas: Como o ENSO de 2015/2016 impactou a dinâmica da vegetação na ZOT em relação ao estresse hídrico, considerando as taxas de mortalidade, recrutamento e a mudança líquida nas fitofisionomias? Com base na análise das condições climáticas durante o ENSO 2015/2016, nossa hipótese é que as áreas sujeitas a maior estresse hídrico apresentarão maiores taxas de mortalidade e menores taxas de recrutamento. A previsão é que esse cenário influencie negativamente a mudança líquida nas fitofisionomias da ZOT, ou seja, a entrada de novos indivíduos na comunidade não será suficiente para compensar a saída, resultando em alterações substanciais na estrutura e composição da vegetação. Houve variação nas taxas de ganho (produtividade) e perda de área basal e biomassa acima do solo antes e durante o ENSO 2015/16 na ZOT? A partir da previsão de que durante o ENSO 2015/16 ocorreria uma redução nas taxas de ganho e um aumento nas taxas de perda de área basal e biomassa acima do solo, a hipótese é que os ecossistemas na ZOT experimentaram alterações significativas na dinâmica da vegetação em resposta às condições climáticas extremas associadas ao fenômeno.

## 2. Material e métodos

### *2.1 Área de estudo*

Realizamos este estudo em diferentes fitofisionomias típicas da transição Amazônia-Cerrado, na borda sul-Amazônica (Figura 1). Avaliamos 19 parcelas permanentes de 1 ha cada com vegetação bem preservada, sendo três florestas ombrófilas abertas, oito florestas estacionais, quatro parcelas de cerradão e quatro de cerrado típico (Tabela S1). Cada parcela foi amostrada pelo menos três vezes entre 2002 e 2018. Para efeito de análise fitogeográfica, consideramos as florestas ombrófilas e estacionais, bem como o cerradão, como formações florestais e o cerrado típico como formação savânica (*sensu* Ribeiro & Walter, 2008).

A floresta ombrófila aberta (FO), situada geograficamente dentro do Bioma Amazônia, possui um dossel que atinge até 50 metros de altura e solos do tipo Latossolo (Miranda, 2016). Em contraste, a floresta estacional (FE), englobando as florestas semideciduais e perenifólias, apresenta árvores ligeiramente mais baixas em comparação com a FO, com dossel fechado, ocorrendo sobre solos do tipo Latossolo (Ivanauskas et al., 2008; Marimon et al., 2014; Morandi et al., 2016). O cerradão (CD) é caracterizado como uma formação florestal semidecídua, com dossel contínuo e cobertura arbórea entre 50% e 90%, apresentando árvores com alturas variando entre 8 e 15 metros. Esta vegetação é considerada transicional, exibindo características xeromórficas, embora mantenha uma estrutura funcional de floresta (Ratter et al., 1973; Marimon et al., 2006; Ribeiro & Walter, 2008). O cerrado típico (CT), por sua vez, geralmente possui árvores com altura inferior a 8 metros, troncos e ramos tortuosos, retorcidos e inclinados, com cascas espessas, e é associado a uma abundante vegetação herbácea (Ribeiro & Walter, 2008).

O clima da região varia entre *Am*, onde estão localizadas as florestas ombrófilas (Figura 1), e *Aw* nas demais vegetações, segundo a classificação de Köppen (Alvares et al., 2013). A precipitação média anual varia de aproximadamente 1500 a 2400 mm, enquanto a temperatura média mensal situa-se entre cerca de 24 e 27,3°C (Tabela S1).

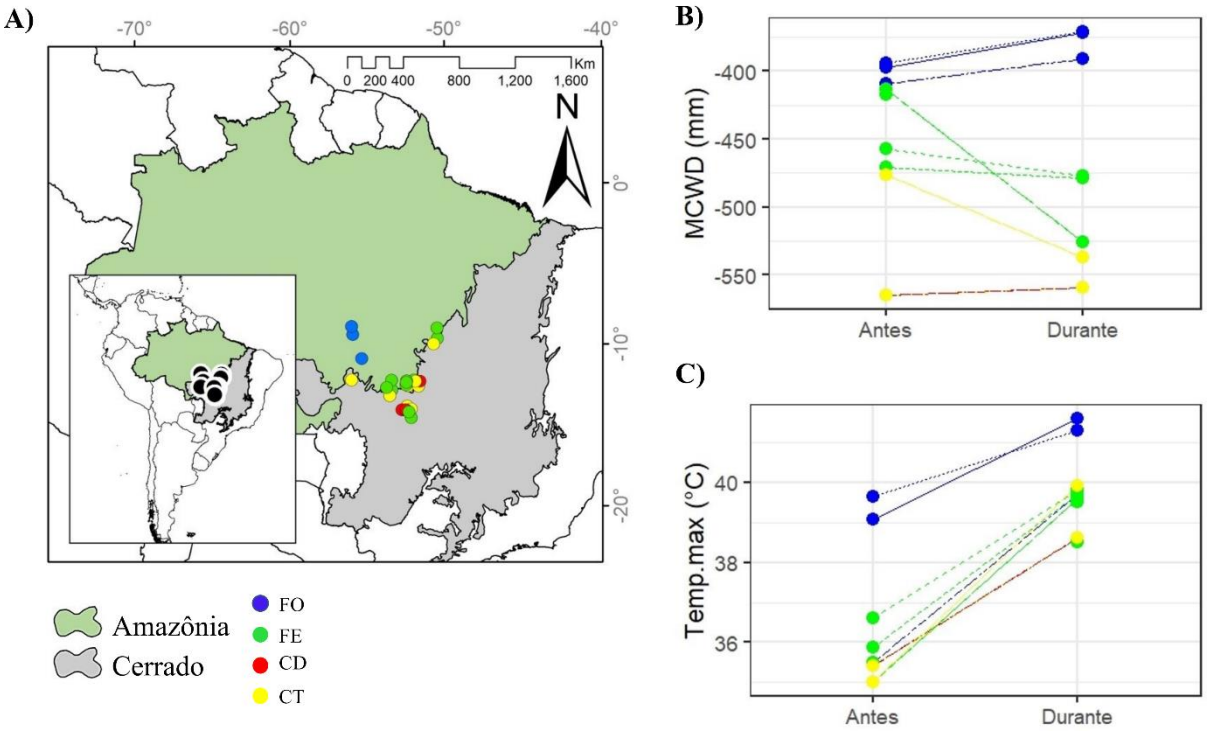



**Figura 1. A)** Localização geográfica das parcelas amostradas em diferentes tipos de vegetação da transição Amazônia-Cerrado, entre as regiões leste e norte do estado de Mato Grosso e sul do Pará. Sendo: floresta ombrófila aberta (FO), floresta estacional (FE), cerradão (CD) e cerrado típico (CT). Diferenças entre as parcelas amostradas antes e durante o ENSO 2015/16 (considerando o intervalo médio de 3,2 anos entre os censos para cada parcela) para o MCWD (Déficit Hídrico Acumulado Máximo, mm ano$^{-1}$) (**B**) e para a temperatura máxima do ar (ºC) com base no calendário anual (janeiro a dezembro) **(C)**.

*2.2 Coleta de dados*

O protocolo de coleta de dados foi o mesmo em todas as parcelas, com base na metodologia da rede RAINFOR (http://www.rainfor.org/; Phillips et al., 2002). Medimos todas as árvores e palmeiras com diâmetros ≥ 10 cm a 1,3 m (diâmetro na altura do peito, DAP) nas florestas e a 0,3 m (diâmetro a 30 cm acima do nível do solo, DAS) para as parcelas no cerrado típico. Os dados coletados foram depositados no banco de dados ForestPlots.net (Lopez-Gonzalez et al., 2011; ForestPlots. net et al., 2021). Utilizamos os dados de inventários realizados entre 2002 e 2014 para representar o período antes do evento ENSO de 2015/16, e os dados coletados a partir de 2015 para representar o período durante o ENSO, com intervalo de médio de 3,2 anos entre os censos.

Com o propósito de avaliar possíveis variações nos parâmetros climáticos durante o ENSO 2015/16, procedemos ao cálculo do Déficit Hídrico Acumulado Máximo (MCWD) (Aragão et al., 2007). Esse cálculo visa quantificar a intensidade e duração do evento em cada parcela amostrada. O MCWD, conforme definido por Aragão et al. (2007), reflete a diferença entre a precipitação e a evapotranspiração ao longo de cada ano, representando o valor mais

negativo de déficit hídrico. Para realizar essa análise, utilizamos os dados mensais de precipitação provenientes do banco de dados TerraClimate. Adicionalmente, adotamos o valor padronizado de evapotranspiração para florestas tropicais, estabelecido em 100 mm mês (Aragão et al., 2007).

Os demais dados climáticos foram obtidos por meio da Unidade de Pesquisa Climática (CRU), com resolução espacial de 0,5º, no período entre 1985 e 2020 (Harris et al., 2014). Nesse contexto, a evapotranspiração foi calculada mediante a aplicação da equação de Penman-Monteith (Allen et al., 1994), utilizando informações relativas à temperatura, cobertura de nuvens e pressão de vapor (Harris et al., 2014). Adicionalmente, as tendências de MCWD foram calculadas a partir dessa fonte de dados terrestres de precipitação, sendo essas consistentes com os dados obtidos por satélite da Missão de Medição de Chuvas Tropicais (TRMM) (Huffman et al., 2007).

### *2.3 Análise de dados*

A partir dos dados dos censos antes e durante o ENSO de 2015/16, e tendo por base o que foi proposto por Sheil et al. (2000), calculamos as taxas anuais médias de mortalidade ($M=\{1-[(N_0-N_m)/N_0]^{1/t}\}\times100$), recrutamento ($R=[1-(1-N_r/N_t)^{1/t}]\times100$), de perda ($P=\{1-[(AB_0-AB_m-AB_d)/AB_0]^{1/t}\}\times100$) e de ganho ($G=\{1-[1-(AB_r+AB_g)/AB_t]^{1/t}\}\times100$), por meio de modelos algébricos, em que: M = taxa anual de mortalidade de indivíduos; R = taxa anual de recrutamento de indivíduos; P = taxa anual de perda em área basal; G = taxa anual de ganho em área basal; t = intervalo de tempo entre inventários; $N_0$ = número inicial de indivíduos; $N_t$ = número final de indivíduos sobreviventes depois de t; m = número de indivíduos mortos; r = número de árvores recrutadas; $AB_0$ = área basal inicial; $AB_t$ = área basal final depois de t; $AB_m$ = área basal dos indivíduos mortos; $AB_d$ = perda em área basal (redução diamétrica e perda parcial de troncos); $AB_r$ = área basal de árvores recrutadas e $AB_g$ = ganho em área basal (crescimento das árvores). Além disso, determinamos as taxas de mudança líquida, tanto para número de indivíduos (N) como área basal (AB), por meio das equações: $N=[(N_t/N_0)^{1/t}-1]\times100$ e $AB=[(AB_t/AB_0)^{1/t}-1]\times100$.

A partir dos dados dos intervalos antes e durante o ENSO de 2015/16, calculamos os valores de biomassa acima do solo (AGB) para todas as formações florestais. A AGB foi calculada para cada intervalo (megagramas por hectare), considerando o diâmetro (D), densidade da madeira (ρ) e altura (H), utilizando a equação alométrica de Chave et al. (2014): $AGB=0{,}0673\times(\rho D^2H)^{0{,}976}$. Para o cerrado típico (CT), estimamos a AGB aplicando a equação desenvolvida por Schumacher & Hall (1933), ajustada para as espécies de cerrado "*sensu*

*stricto*" por Rezende et al. (2006): $Y = \beta_0 Db^{\beta 1} Ht^{\beta 2}$, em que: Y = biomassa lenhosa verde, $D_b$ = diâmetro do tronco estimado a 0,3 m, $H_t$ = altura total (m) e $\beta_0$, $\beta_1$, $\beta_2$ = parâmetros do modelo.

A partir dos parâmetros de dinâmica acima descritos, calculamos as taxas de AGB anuais médias de perda ($P= \{1-[(AGB_0-AGB_m-AGB_d) /AGB_0 ]^{1/t}\} \times 100$) e ganho ($G= \{1-[1-(AGB_r+AGB_g) /AGB_t ]^{1/t}\} \times 100$), onde $AGB_0$ e $AGB_t$ são a AGB inicial e final, $ABG_m$ e $AGB_r$ são equivalentes a AGB dos mortos e dos recrutas, e $AGB_d$ e $AGB_g$ são a AGB do decremento e do incremento, respectivamente. Baseamos os modelos de perda e ganho na equação proposta por Guimarães et al. (2008). Também foram calculadas a taxa de mudança líquida para AGB, utilizando a equação: $AGB = [(AGB_t/AGB_0)^{1/t}-1] \times 100$. Por fim, para corrigir o viés associado à variação dos intervalos entre amostragens, possibilitando comparações entre diferentes intervalos, aplicamos o fator de correção proposto por Lewis et al. (2004), $\lambda_{corr} = \lambda \times {}^{0,08}$, onde: $\lambda$ é a taxa e t é a amplitude do intervalo em anos.

Para avaliar os parâmetros de dinâmica da vegetação antes e durante o ENSO de 2015/16 (denominado como intervalo), empregamos a função *forest.din* v0.1-beta.1.2, conforme proposta por Higuchi (2018). Realizamos comparações nas taxas de dinâmica entre os referidos intervalos por meio de testes t-pareados (Zar, 2010). Adicionalmente, construímos modelos lineares para investigar o efeito das variações no Déficit Hídrico Acumulado Máximo (MCWD) e na temperatura máxima sobre a taxa de mudança líquida dos indivíduos, da área basal e da biomassa acima do solo. Efetuamos comparações entre as variáveis preditoras MCWD e temperatura máxima, bem como os parâmetros de dinâmica, considerando os diferentes tipos de vegetação (FO, FE, CD e CT), utilizando testes t-pareados. Em todas as análises e modelos, verificamos os pressupostos, implementando correções quando necessário, conforme sugerido pelos testes realizados (Zar, 2010). Todas as análises estatísticas e gráficos foram gerados no software R 4.2.1, adotando um nível de significância de 5% (R Core Team 2021).

## 3. Resultados

Durante o ENSO de 2015/16, as formações florestais e savânicas da zona de transição Amazônia-Cerrado (ZOT) experimentaram marcantes alterações nos parâmetros climáticos, evidenciadas por um aumento médio anual no Déficit Hídrico Acumulado Máximo (MCWD) e na temperatura máxima (Tabela S2, Figura S1). Observou-se um incremento no MCWD anual entre os intervalos, sendo este mais negativo durante o ENSO (teste t-pareado, $p < 0,02$). As temperaturas máximas registraram valores superiores durante o ENSO em comparação ao período prévio ao evento (antes: média de 37,5 e erro padrão de ±2,2ºC; durante: 38 ± 2,2ºC, teste t-pareado, $p < 0,01$).

Ao analisarmos por tipo de vegetação, constatamos que durante o ENSO, as regiões onde estão localizadas as parcelas de cerradão e cerrado típico não apresentaram variação significativa no MCWD (teste t-pareado, $p > 0,05$). No entanto, em relação à temperatura máxima, apenas a região onde estão situadas as parcelas de floresta ombrófila não demonstrou variação durante o ENSO (teste t-pareado, $p > 0,05$) (Tabela S2, Figura S1).

De modo geral, as variações dos parâmetros climáticos aqui avaliados durante o ENSO de 2015/16 mostraram-se correlacionadas com as mudanças nos parâmetros de dinâmica da vegetação, especialmente nas florestas estacionais, cerradão e no cerrado típico (Figura S1, Tabela S2). As taxas de mudança líquida de indivíduos, área basal e biomassa acima do solo revelaram uma correlação negativa com a temperatura máxima e o Déficit Hídrico Acumulado Máximo (MCWD), sendo a temperatura máxima a variável que melhor explicou as variações nas taxas (Figura 2).

Em todos os tipos de vegetação avaliados, registramos um aumento nas taxas de mortalidade, uma redução nas taxas de recrutamento (exceto na floresta ombrófila, que permaneceu constante), e valores menores de mudança líquida durante o ENSO de 2015/16 (Tabela 1, Figura 3). De maneira semelhante, ao considerarmos a área basal, identificamos um padrão de aumento na perda, redução no ganho, e valores menores de mudança líquida para todos os tipos de vegetação durante o ENSO de 2015/16 (Tabela 1, Figura 3).

Quanto à biomassa acima do solo, observamos que os valores de perda e ganho não variaram significativamente entre os períodos antes e durante o ENSO de 2015/16 para todos os tipos de vegetação, com um leve aumento na perda e redução no ganho de biomassa durante o evento (Tabela 2).

A floresta estacional foi a única que apresentou variação significativa em todos os parâmetros avaliados com base no número de indivíduos, evidenciando um aumento na taxa de mortalidade, uma redução no recrutamento, e uma expressiva mudança líquida negativa durante

o evento climático analisado (Tabela 1, Figura 3). O cerrado típico, embora tenha mantido valores positivos durante o ENSO, apresentou um ganho de indivíduos significativamente menor em comparação ao período anterior ao evento (Tabela 1, Figura 3). Além disso, observamos que tanto o cerradão quanto o cerrado típico exibiram uma redução significativa no ganho e na mudança líquida da área basal durante o ENSO (Tabela 1, Figura 4).

Ao avaliarmos a perda, o ganho e a mudança líquida da biomassa acima do solo para todos os tipos de vegetação, constatamos que apenas a mudança líquida da biomassa no cerradão foi significativamente mais negativa durante o ENSO de 2015/16 (Tabela 2, Figura 5).

**Tabela 1.** Taxas anuais médias? de mortalidade, recrutamento e mudança líquida (Mud Líq) de indivíduos e de perda, ganho e mudança líquida de área basal (% ano$^{-1}$), antes e durante o ENSO de 2015/16, em diferentes tipos de vegetação na transição Amazônia-Cerrado. Floresta Ombrófila Aberta (FO), Floresta Estacional (FE), Cerradão (CD) e Cerrado Típico (CT). Valores das médias e erros padrão. Os resultados dos testes t-pareados (Teste t) representam a comparação entre os intervalos antes e durante o ENSO 2015/16. Os valores de $p \leq 0,05$ estão destacados em negrito. N= número de indivíduos e AB= área basal.

| | | **Número indivíduos** | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Tipos de vegetação** | **Intervalo** | **Mortalidade** (% ano$^{-1}$) | **Teste t** | **Recrutamento** (% ano$^{-1}$) | **Teste t** | **Mud Líq N** (% ano$^{-1}$) | **Teste t** |
| **FO** | Antes | 2,3 ±0,7 | t = -0,5, gl = 2, | 1,9 ±0,9 | t = -0,1, gl= 2, | -0,3 ±0,9 | t = 0,3, gl= 2, |
| | Durante | 2,6 ±0,8 | *p* = 0,69 | 2,0 ±1,1 | *p* = 0,97 | -0,6 ±0,9 | *p* = 0,76 |
| **FE** | Antes | 3,2 ±2,6 | t = -1,8, gl= 7, | 3,0 ±0,9 | t = 2,5, gl= 7, | -0,2 ±3,2 | t = 2,2, gl= 7, |
| | Durante | 6,0 ±2,6 | ***p*<0,05** | 2,0 ±0,9 | ***p*<0,05** | -4,0 ±3,2 | ***p*<0,05** |
| **CD** | Antes | 5,9 ±4,1 | t = -0,5, gl= 3, | 5,0 ±3,2 | t = 1,1, gl= 3, | -0,9 ±4,9 | t = 1,6, gl = 3, |
| | Durante | 8,0 ±4,1 | *p* = 0,65 | 2,1 ±3,0 | *p* = 0,16 | -5,7 ±5,0 | *p* = 0,20 |
| **CT** | Antes | 1,5 ±0,8 | t = -1,3, gl= 3, | 6,0 ±2,6 | t = 2,2, gl= 3, | 4,8 ±3,5 | t = 2,4, gl = 3, |
| | Durante | 2,1 ±0,8 | *p* = 0,27 | 3,0 ±1,5 | *p* = 0,11 | 0,9 ±2,2 | ***p*<0,05** |
| | | **Área basal** | | | | | |
| | | **Perda AB** (% ano$^{-1}$) | **Teste t** | **Ganho AB** (% ano$^{-1}$) | **Teste t** | **Mud Líq AB** (% ano$^{-1}$) | **Teste t** |
| **FO** | Antes | 2,7 ±2,7 | t = -0,2, gl = 2, | 3,1 ±0,6 | t = -0,8, gl = 2, | 0,5 ±2,8 | t = 0,1, gl = 2, |
| | Durante | 3,9 ±2,7 | *p* = 0,83 | 2,7 ±0,6 | *p* = 0,47 | -1,1 ±2,8 | *p* = 0,98 |
| **FE** | Antes | 3,0 ±4,1 | t = -1,8, gl= 7, | 3,1 ±3,0 | t = 0,9, gl = 7, | 0,5 ±-0,9 | t = 1,8, gl = 7, |
| | Durante | 5,3 ±4,0 | *p* = 0,10 | 3,0 ±2,9 | *p* = 0,39 | -2,2 ±-0,9 | *p* = 0,12 |
| **CD** | Antes | 5,5 ±4,3 | t = -1,1, gl = 3, | 7,0 ±2,5 | t = 2,6, gl = 3, | 1,6 ±5,0 | t = 2,3, gl = 3, |
| | Durante | 9,0 ±4,3 | *p* = 0,35 | 4,0 ±2,6 | ***p*<0,05** | -5,0 ±4,6 | ***p*<0,05** |
| **CT** | Antes | 2,1 ±1,1 | t = -0,8, gl = 3, | 6,3 ±2,0 | t = 2,4, gl = 3, | 4,2 ±2,7 | t = 2,4, gl = 3, |
| | Durante | 3,0 ±1,2 | *p* = 0,49 | 4,2 ±1,2 | ***p*<0,05** | 1,4 ±2,1 | ***p*<0,05** |

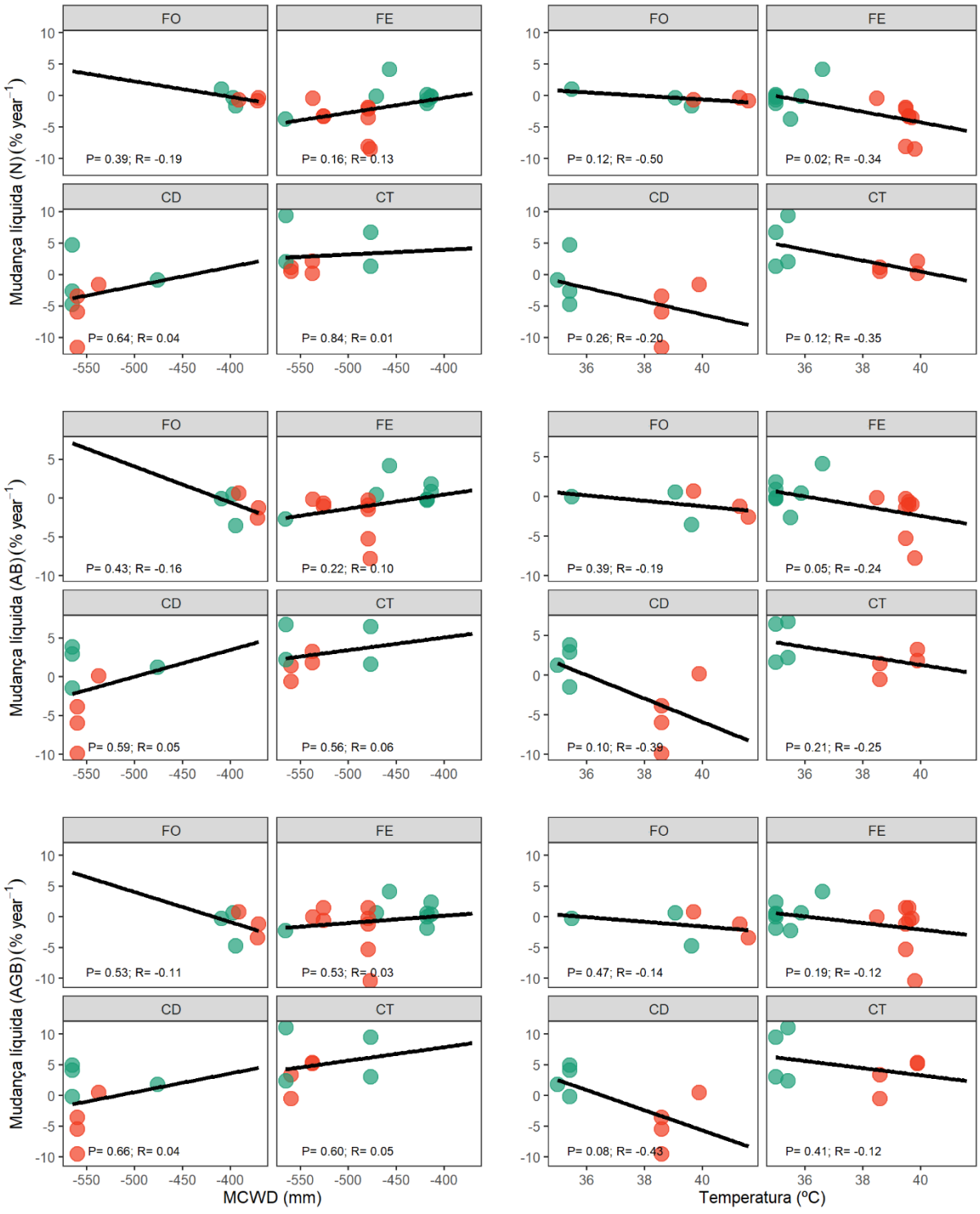



**Figura 2.** Relação entre Déficit Hídrico Acumulado Máximo (MCWD) e temperatura máxima e as taxas anuais de mudança líquida de indivíduos (N), área basal (AB) e biomassa acima do solo (AGB). Os dados estão dispostos por tipos de vegetação e mostram como cada parcela respondeu à variação no MCWD e na temperatura máxima, antes (círculo verde) e durante (círculo vermelho) o ENSO de 2015/16. Sendo: FO= Floresta Ombrófila Aberta, FE= Floresta Estacional, CD= Cerradão e CT= Cerrado Típico.

**Tabela 2.** Média e erro padrão da perda, ganho e mudança líquida da biomassa acima do solo (AGB, % ano-1), avaliados por tipos de vegetação e intervalos (antes e durante o ENSO 2015/16) na transição Amazônia-Cerrado, Brasil. Valores com letras iguais não diferem significativamente entre si pelo teste t para amostras dependentes.

| Biomassa | Intervalo | Perda AGB | Ganho AGB | Mud.líq. AGB |
|---|---|---|---|---|
| **FO** | Antes | 0,36 ± 0,25[a] | 2,46 ± 0,03[a] | -1,84 ± 2,22[a] |
| | Durante | 0,39 ± 0,22[a] | 2,55 ± 0,17[a] | -1,80 ± 2,28[a] |
| **FE** | Antes | 1,51 ± 3,60[a] | 3,39 ± 0,87[a] | -0,77 ± 3,44[a] |
| | Durante | 1,53 ± 3,60[a] | 3,35 ± 0,90[a] | -0,81 ± 3,43[a] |
| **CD** | Antes | 1,08 ± 0,52[a] | 6,48 ± 2,52[a] | -1,16 ± 5,31[a] |
| | Durante | 0,94 ± 0,63[a] | 5,85 ± 2,53[a] | -1,80 ± 4,69[b] |
| **CT** | Antes | 0,99 ± 0,51[a] | 7,10 ± 2,86[a] | 4,80 ± 4,07[a] |
| | Durante | 0,89 ± 0,57[a] | 6,32 ± 1,78[a] | 4,10 ± 3,08[a] |

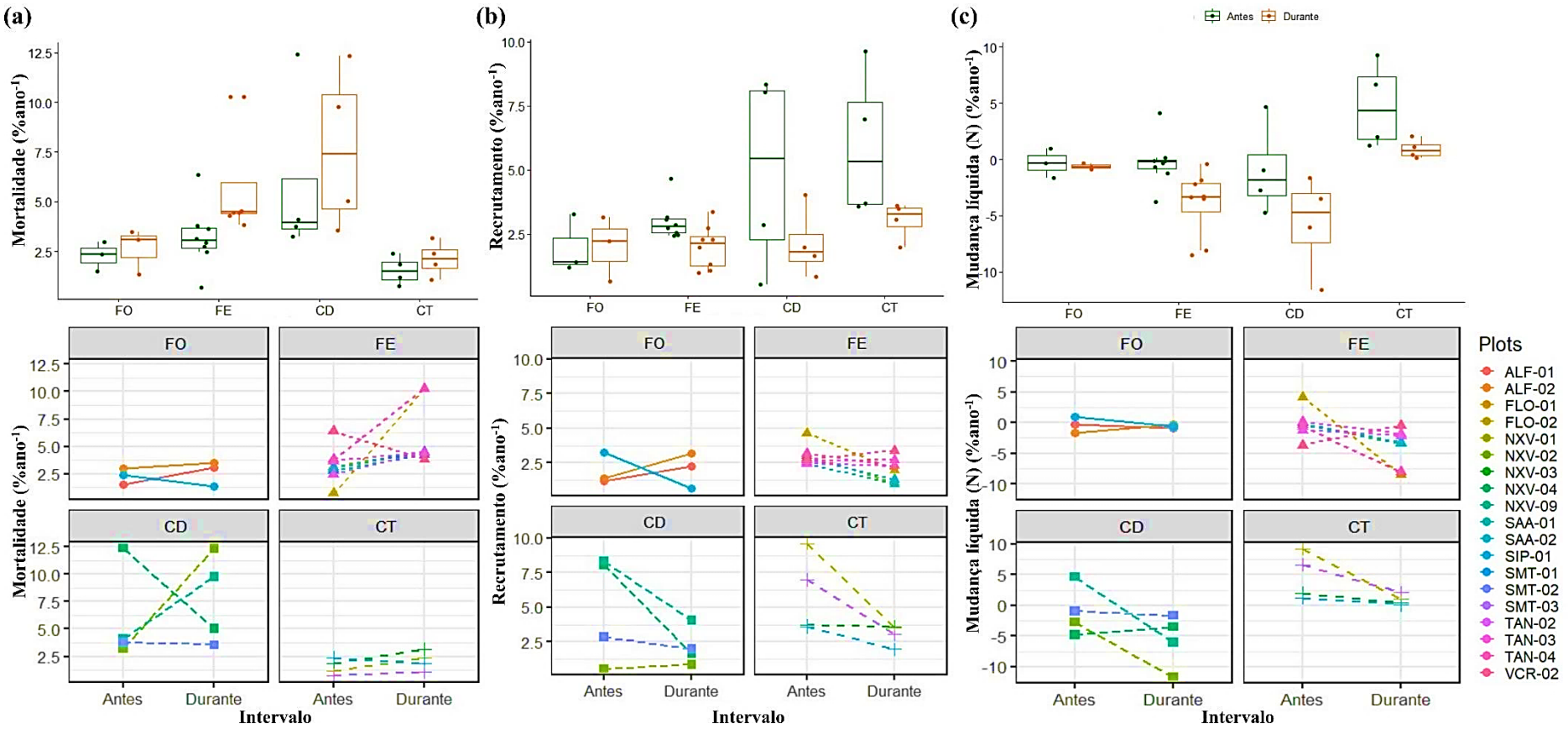



**Figura 3.** Taxas anuais de (a) mortalidade, (b) recrutamento e (c) mudança líquida a nível das fitofisionomias e parcelas, antes e durante o ENSO de 2015/16, na transição Amazônia-Cerrado. Sendo: FO= Floresta Ombrófila Aberta, FE= Floresta Estacional, CD= Cerradão e CT= Cerrado Típico.

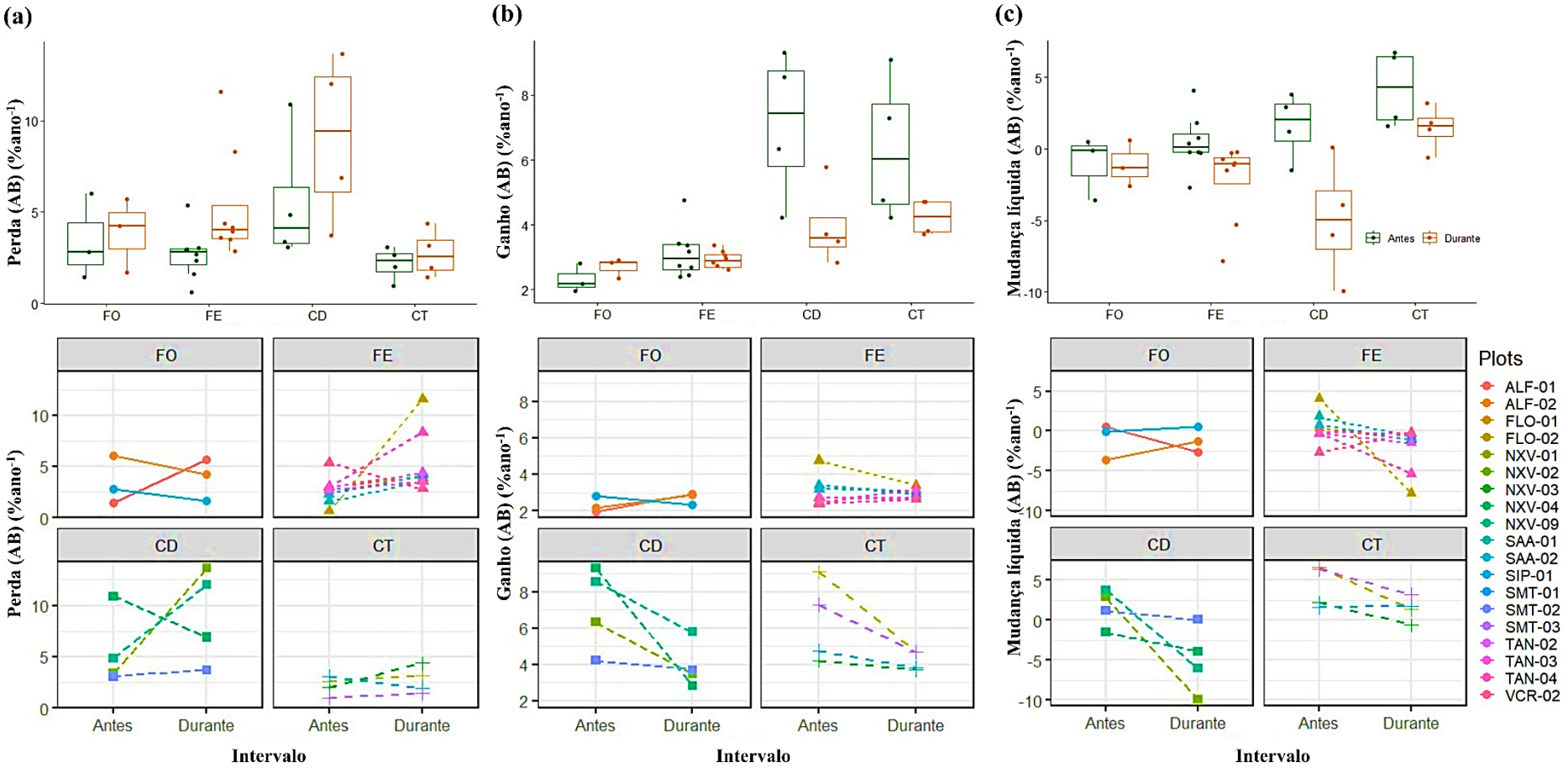



**Figura 4.** Taxas anuais de (a) perda, (b) ganho e (c) mudança líquida de área basal a nível das fitofisionomias e parcelas, antes e durante o ENSO de 2015/16, na transição Amazônia-Cerrado. Sendo: FO= Floresta Ombrófila Aberta, FE= Floresta Estacional, CD= Cerradão e CT= Cerrado Típico.

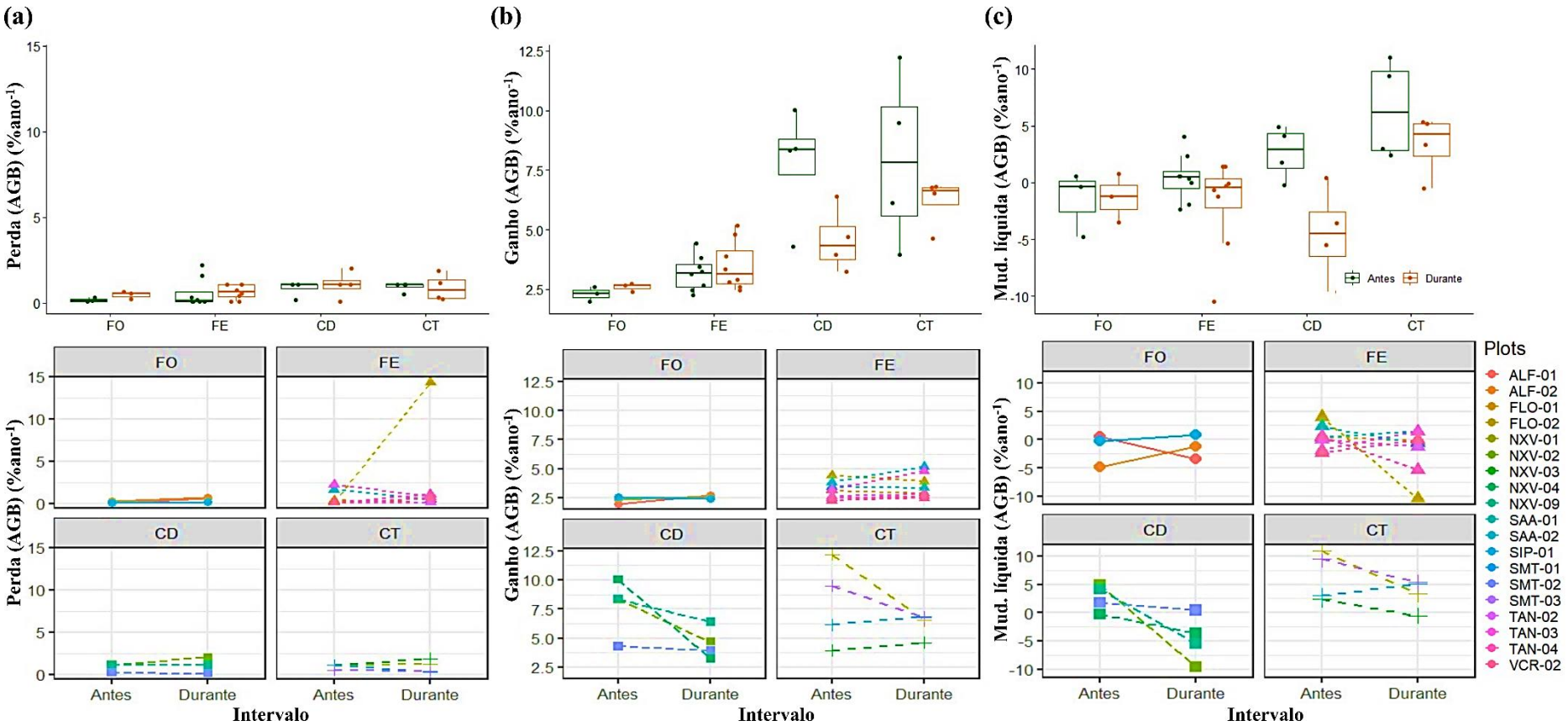



**Figura 5.** Taxas anuais de (a) perda, (b) ganho e (c) mudança líquida de biomassa acima do solo em nível de fitofisionomia e parcela antes e durante o ENSO de 2015/16 na transição Amazônia-Cerrado. Sendo: FO= Floresta Ombrófila Aberta, FE= Floresta Estacional, CD= Cerradão e CT= Cerrado Típico.

## 4. Discussão

Durante o episódio ENSO de 2015/16, tornou-se evidente a influência significativa das flutuações climáticas sobre a dinâmica da vegetação na Zona de Transição (ZOT). As premissas subjacentes, que postulavam disparidades nos parâmetros dinâmicos com base nos números de indivíduos, área basal e biomassa acima do solo entre os diversos tipos de vegetação, juntamente com a suscetibilidade negativa desses parâmetros ao ENSO, foram corroboradas mediante validação empírica. Indícios apontam para respostas adversas por parte das florestas estacionais, cerradão e cerrado típico diante do aumento da temperatura e da redução da precipitação, refletidas em um aumento na taxa de mortalidade, diminuição na taxa de recrutamento e instabilidade nas mudanças de área basal e biomassa. Descobertas adicionais revelam uma resposta desfavorável, a curto prazo, na dinâmica da vegetação durante o período extremo de seca e elevadas temperaturas associadas ao ENSO, particularmente para florestas estacionais e cerradão, que demonstraram menor resiliência. Em contrapartida, embora as florestas ombrófilas, tipicamente amazônicas, tenham mantido uma estrutura mais estável durante o ENSO, isso não implica em completa insusceptibilidade às variações climáticas extremas. Ressalta-se a necessidade de investigações de longa duração para esclarecer a resposta da vegetação na transição Amazônia-Cerrado aos efeitos do evento de seca mais intenso registrado nas últimas décadas e a potenciais eventos extremos futuros.

O aumento significativo na taxa de mortalidade, notavelmente destacado durante o evento ENSO de 2015/16, especialmente nas florestas estacionais e no cerradão, superou mesmo os registros documentados em outras áreas da Amazônia (Chao et al., 2008; Johnson et al., 2016). Nossos achados evidenciam que eventos extremos, ainda que de natureza pontual, como secas e estresse térmico, exerceram uma marcante influência na estrutura e dinâmica da vegetação. O estresse induzido durante o ENSO de 2015/16 impulsionou as taxas de mortalidade, enquanto simultaneamente diminuiu as taxas de recrutamento, culminando em perdas (mortalidade) que não foram compensadas pelo ganho (crescimento e recrutamento). Essa dinâmica coaduna-se com observações de eventos ENSO prévios e em outras localidades da Zona de Transição (ZOT) (Phillips et al., 2004; Meira-Junior et al., 2020).

Embora a mortalidade seja um fenômeno natural, persistindo mesmo na ausência de alterações climáticas, nossos resultados apontam que a vegetação florestal na Zona de Transição (ZOT), especialmente nas florestas estacionais e no cerradão, pode estar respondendo de forma desfavorável às flutuações climáticas recorrentes. Esse quadro torna as árvores cada vez mais suscetíveis aos estresses hídricos e térmicos (Esquivel-Mulbert et al., 2019), mesmo em

ecossistemas geralmente considerados adaptados a períodos prolongados de estresse hídrico, como é o caso do cerrado típico (Araújo et al., 2021).

Os resultados indicam que as florestas estacionais, cerradão e cerrado típico na Zona de Transição (ZOT) apresentaram valores negativos para a mudança líquida no número de indivíduos e área basal, refletindo elevadas taxas de mortalidade e perda em comparação com as taxas de recrutamento e ganho. Essa observação está alinhada com eventos anteriores do *El Niño*-Oscilação Sul (ENSO) documentados (Phillips et al., 2009; 2010). Surpreendentemente, o cerrado típico, tradicionalmente considerado adaptado às condições de estresse hídrico (Bustamante et al., 2012; Franco et al., 2014), revelou-se vulnerável, apresentando alterações significativas nos parâmetros de dinâmica em resposta ao ENSO de 2015/16. A diminuição nos ganhos e o aumento nas perdas observados na vegetação savânica podem ser atribuídos à extrema sazonalidade climática da região. Embora o cerrado típico exiba características hidráulicas que sugerem resistência (Araújo et al., 2021; Jancoski et al., 2022), evidenciou-se suscetível ao ENSO de 2015/16.

As comunidades investigadas neste estudo estão distribuídas em um gradiente fitogeográfico, situando-se mais ao sul na transição Amazônia-Cerrado e abrangendo floresta estacional, cerradão e cerrado típico, as coloca em uma região com menor precipitação anual e mais suscetível ao estresse hídrico. Em contraste, as regiões mais ao norte, como as florestas ombrófilas, localizam-se fora da Zona de Transição (ZOT) e experimentam maior precipitação (Marimon et al., 2006, 2014; Morandi et al., 2016; Reis et al., 2022). Essa distribuição fitogeográfica contribui para explicar as reduções significativas na taxa de mudança líquida de indivíduos observadas nas florestas estacionais em comparação com as florestas ombrófilas.

No caso das florestas localizadas em solos particularmente sujeitos a climas sazonais e eventos recorrentes de seca, registramos um aumento na taxa de mortalidade de árvores, conforme já documentado na literatura (Phillips et al., 2010; Brienen et al., 2015; Marimon et al., 2020; Reis et al., 2022). Apesar da nossa amostragem ocorrer em uma escala geográfica menor em comparação a outros estudos que investigaram o impacto da seca na Amazônia em 2005 (Phillips et al., 2009) e 2010 (Feldpausch et al., 2016), nossos dados estão em consonância com a probabilidade de que variações climáticas extremas, caracterizadas pelo aumento da temperatura e redução da precipitação durante o ENSO de 2015/16 (Rifai et al., 2018), contribuíram para o aumento da mortalidade de árvores em diferentes tipos de vegetação na transição Amazônia-Cerrado. Ressalta-se que a mortalidade de árvores é o parâmetro mais apropriado para avaliar o impacto da seca em florestas tropicais (Phillips et al., 2009).

Entretanto, compreender a resposta de diferentes tipos de vegetação lenhosa às variações climáticas ainda é um desafio. Vários estudos relatam um aumento na mortalidade de árvores induzida pelas mudanças climáticas registradas na última década (Feldpausch et al., 2016; Aleixo et al., 2019; Meira-Junior et al., 2020; Marimon et al., 2020; Esquivel-Muelbert et al., 2020; Reis et al., 2022; Yi et al., 2022). Além disso, os efeitos diretos do clima sobre a mortalidade extrapolam as simples mudanças ambientais, visto que a seca geralmente está associada a fatores que tornam as árvores mais vulneráveis, como limitações mecânicas e/ou fisiológicas (Chao et al., 2009; Esquivel-Muelbert et al., 2020; Zuleta et al., 2021).

Um exemplo concreto desse impacto é evidenciado pelo fato de que 70% das árvores suprimidas na borda sul da Amazônia apresentavam copas quebradas ou danificadas por alterações climáticas ocorridas em anos anteriores à morte (Reis et al., 2022). Assim, é esperada uma rápida transformação na vegetação em resposta às mudanças climáticas, resultando em uma aceleração na dinâmica florestal (Phillips et al., 2010). Essas mudanças na dinâmica da vegetação implicam em riscos ainda maiores para a oferta e manutenção dos serviços ecossistêmicos, incluindo a perda no armazenamento de carbono (Phillips et al., 2009) e alterações na composição florística (Esquivel-Muelbert et al., 2019; 2020), o que pode acarretar perdas incalculáveis na biodiversidade da vegetação na transição Amazônia-Cerrado.

As alterações nos padrões de dinâmica da biomassa acima do solo (AGB) são provocadas pelo aumento na mortalidade das árvores, evidenciado por alterações negativas na mudança líquida de AGB durante o fenômeno *El Niño*-Southern Oscillation (ENSO) de 2015/16. A reduzida produtividade observada resulta do aumento nas taxas de mortalidade, impulsionado pela variabilidade climática, notadamente pelo aumento nas médias de temperatura, conforme documentado em estudos anteriores (Brando et al., 2014; Malhi et al., 2015; Sullivan et al., 2020; Marimon et al., 2020; Esquivel-Muelbert et al., 2020). Dessa forma, nossos resultados corroboram a concepção de que a maior parte da perda de biomassa na floresta Amazônica decorre da acelerada mortalidade das árvores (Phillips et al., 2009).

A vegetação da floresta estacional foi a que mais perdeu biomassa acima do solo (AGB) durante o fenômeno *El Niño* Southern Oscillation (ENSO) de 2015/16. Além disso, observamos significativas reduções no ganho de carbono devido ao baixo crescimento das árvores no cerradão e no cerrado típico, conforme documentado durante a seca de 2010 em diferentes tipos de florestas na Amazônia (Feldpausch et al., 2016). Essa diminuição pode ser atribuída à hiperdinâmica da vegetação na região, caracterizada por taxas elevadas de mortalidade e recrutamento em comparação com as áreas centrais do Cerrado (Marimon et al., 2014). Assim, o elevado dinamismo da vegetação na transição Amazônia-Cerrado está conduzindo essas

comunidades a mudanças progressivas sucessionais, onde as espécies arbóreas estão sendo substituídas por outras mais resistentes (Esquivel-Muelbert et al., 2019), tanto nas florestas transicionais quanto na vegetação savânica na Zona de Transição (ZOT).

Considerando nossos resultados, as formações florestais na transição Amazônia-Cerrado estão suscetíveis a uma variedade de respostas à seca, evidenciadas, por exemplo, pela mudança funcional na composição florística (Fauset et al., 2012; 2015), maior perda de carbono (McDowell et al., 2008; Gatti et al., 2021) e variações no ritmo de crescimento, com aumentos e/ou reduções (Doughty et al., 2015), podendo resultar na morte acentuada de espécies menos resistentes a essa condição (Esquivel-Muelbert et al., 2019).

Apesar da expectativa de uma dinâmica mais negativa em termos de biomassa acima do solo (AGB) nas florestas mais úmidas e tipicamente amazônicas, estas se mostraram mais estáveis em relação aos ganhos e perdas de AGB antes e após o ENSO de 2015/16, com mudanças relativamente pequenas. Uma possível explicação reside na sensibilidade ou resistência térmica das espécies arbóreas nessas florestas em face de temperaturas elevadas, como registradas durante o ENSO de 2015/16 (Sullivan et al., 2020). Pesquisas experimentais já demonstraram que altas temperaturas associadas a eventos de seca aceleram a mortalidade das árvores (Adams et al., 2009; Barber et al., 2000).

Dessa forma, dois controles climáticos distintos influenciam os estoques de carbono em florestas tropicais: um caracterizado por um efeito linear negativo, onde a temperatura máxima reduz os ganhos de carbono, e outro, como um efeito não-linear negativo da temperatura máxima, que pode ser atenuado pela elevada precipitação, mas reduz o tempo de residência do carbono (Sullivan et al., 2020). Os autores destacaram que o efeito da temperatura no tempo de residência do carbono só se manifesta quando a precipitação é baixa ou nula durante o período seco, como ocorre em nossa área de estudo. Nessas condições, os efeitos negativos da temperatura na longevidade das árvores são acentuados pela escassez de água, resultando em aumento nas taxas respiratórias e no estresse hídrico (McDowell et al., 2008), culminando normalmente na morte dos indivíduos.

No contexto observado na transição Amazônia-Cerrado, sustentamos a ideia de que a redução na produtividade das fisionomias da floresta estacional, cerradão e cerrado típico é impulsionada pelo aumento da temperatura. Durante o ENSO de 2015/16, essas fisionomias experimentaram um aumento médio na temperatura máxima de quase 2 ºC (Figuras 2b, 2d e 2f). O efeito adverso dessas elevadas temperaturas sobre a mudança líquida da biomassa acima do solo (AGB) se reflete principalmente no ganho reduzido de AGB durante o evento de seca. O estresse gerado pelo aumento da temperatura e pelas secas sazonais periódicas impulsiona a

mudança na dinâmica da vegetação, comprometendo assim a capacidade de estocar biomassa. Em última análise, acreditamos que o estresse decorrente do aumento da temperatura durante o ENSO de 2015/16 é um fator crucial para a mudança negativa nos parâmetros de dinâmica da vegetação. Isso sugere que as espécies arbóreas presentes na floresta estacional, cerradão e cerrado típico estão enfrentando estresses que ultrapassam suas condições adaptativas (Esquivel-Muelbert et al., 2020; Tiwari et al., 2020; Araújo et al., 2021).

Concluímos ressaltando que a compreensão do impacto da mortalidade das árvores na dinâmica das formações florestais e savânicas, em longo prazo, ainda é uma lacuna que requer atenção, especialmente na transição Amazônia-Cerrado, onde o estresse hídrico sazonal e as mudanças climáticas em curso desempenham papéis preponderantes. No entanto, nossas descobertas indicam que o estresse climático durante o ENSO de 2015/16 resultou em mudanças negativas nos parâmetros de dinâmica na maioria dos tipos de vegetação na borda sul da Amazônia. Esta situação torna-se ainda mais delicada ao considerarmos que as taxas de mortalidade das árvores foram avaliadas em um curto período, com uma média de três anos. Ressaltamos, portanto, a importância de dedicar atenção especial não apenas aos eventos consecutivos e intensos de seca, mas também ao atual cenário de descontrole do desmatamento e das queimadas em toda a região de transição Amazônia-Cerrado. Tais perturbações criam condições que levam o sistema a um estado climático mais seco e quente, impactando o papel fundamental da vegetação no estoque de carbono, na mitigação das mudanças ambientais, e na preservação da elevada diversidade biológica.

## 5. Referências bibliográficas

Adams, H. D., Guardiola-Claramonte, M., Barron-Gafford, G. A., Villegas, J. C., Breshears, D. D., Zou, 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*(17), 7063–7066. https://doi.org/10.1073/pnas.0901438106

Aleixo, I., Norris, D., Hemerik, L., Barbosa, A., Prata, E., Costa, F., & Poorter, L. (2019). Amazonian rainforest tree mortality driven by climate and functional traits. *Nature Climate Change*, *9*(5), Article 5. https://doi.org/10.1038/s41558-019-0458-0

Allen, C. D., Breshears, D. D., & McDowell, N. G. (2015). On underestimation of global vulnerability to tree mortality and forest die-off from hotter drought in the Anthropocene. *Ecosphere*, *6*(8), art129. https://doi.org/10.1890/ES15-00203.1

Allen, R. G., Smith, M., Pereira, L. S., & Perrier, A. (1994). An update for the calculation of reference evapotranspiration. *ICID Bulletin, 43,* 35-92.

Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., de Moraes Gonçalves, J. L., & Sparovek, G. (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift, 22*(6), 711–728. https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507

Aragão, L. E. O. C., Malhi, Y., Roman-Cuesta, R. M., Saatchi, S., Anderson, L. O., & Shimabukuro, Y. E. (2007). Spatial patterns and fire response of recent Amazonian droughts. *Geophysical Research Letters*, *34*(7). https://doi.org/10.1029/2006GL028946

Araújo, I., Marimon, B. S., Scalon, M. C., Fauset, S., Marimon Junior, B. H., Tiwari, R., Galbraith, D. R., & Gloor, M. U. (2021). As árvores na transição Amazônia-Cerrado estão se aproximando de limiares de alta temperatura. *Environ. Res. Lett. 16*, 034047. https://doi.org/10.1088/1748-9326/abe3b9

Barber, V. A., Juday, G. P., & Finney, B. P. (2000). Reduced growth of Alaskan white spruce in the twentieth century from temperature-induced drought stress. *Nature*, *405*(6787), Article 6787. https://doi.org/10.1038/35015049

Bauman, D., Fortunel, C., Delhaye, G., Malhi, Y., Cernusak, L. A., Bentley, L. P., Rifai, S. W., Aguirre-Gutiérrez, J., Menor, I. O., Phillips, O. L., McNellis, B. E., Bradford, M., Laurance, S. G. W., Hutchinson, M. F., Dempsey, R., Santos-Andrade, P. E., Ninantay-Rivera, H. R., Chambi Paucar, J. R., & McMahon, S. M. (2022). Tropical tree mortality has increased with rising atmospheric water stress. *Nature*, *608*(7923),. https://doi.org/10.1038/s41586-022-04737-7

Bennett, A. C., Rodrigues de Sousa, T., Monteagudo-Mendoza, A., Esquivel-Muelbert, A., Morandi, P. S., Coelho de Souza, F., Castro, W., Duque, L. F., Flores Llampazo, G., Manoel dos Santos, R., Ramos, E., Vilanova Torre, E., Alvarez-Davila, E., Baker, T. R., Costa, F. R. C., Lewis, S. L., Marimon, B. S., Schietti, J., Burban, B., … Phillips, O. L. (2023). Sensitivity of South American tropical forests to an extreme climate anomaly. Nature Climate Change, 13(9), Article 9. https://doi.org/10.1038/s41558-023-01776-4

Bonini, I., Rodrigues, C., Dallacort, R., Marimon Junior, B. H., & Carvalho, M. A. C. (2014). Rainfall and deforestation in the municipality of Colíder, southern Amazon. *Rev. Bras. Meteorol., 29*, 483–493. https://doi.org/10.1590/0102-778620130665

Brando, P. M., Balch, J. K., Nepstad, D. C., Morton, D. C., Putz, F. E., Coe, M. T., Silvério, D., Macedo, M. N., Davidson, E. A., Nóbrega, C. C., Alencar, A., & Soares-Filho, B.

S. (2014). Abrupt increases in Amazonian tree mortality due to drought–fire interactions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *111*(17), 6347–6352. https://doi.org/10.1073/pnas.1305499111

Brienen, R. J. W., Phillips, O. L., Feldpausch, T. R., Gloor, E., Baker, T. R., Lloyd, J., Lopez-Gonzalez, G., Monteagudo-Mendoza, A., Malhi, Y., Lewis, S. L., Vásquez Martinez, R., Alexiades, M., Álvarez Dávila, E., Alvarez-Loayza, P., Andrade, A., Aragão, L. E. O. C., Araujo-Murakami, A., Arets, E. J. M. M., Arroyo, L., … Zagt, R. J. (2015). Long-term decline of the Amazon carbon sink. *Nature*, *519*, 344–348. https://doi.org/10.1038/nature14283

Bustamante, M. M. C., Nardoto, G. B., Pinto, A. S., Resende, J. C. F., Takahashi, F. S. C., & Vieira, L. C. G. (2012). Potential impacts of climate change on biogeochemical functioning of Cerrado ecosystems. *Brazilian Journal of Biology*, *72*, 655–671. https://doi.org/10.1590/S1519-69842012000400005

Chao, K.-J., Phillips, O. L., Gloor, E., Monteagudo, A., Torres-Lezama, A., & Martínez, R. V. (2008). Growth and wood density predict tree mortality in Amazon forests. *Journal of Ecology*, *96*(2), 281–292. https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2007.01343.x

Chao, K.-J., Phillips, O. L., Monteagudo, A., Torres-Lezama, A., & Vásquez Martínez, R. (2009). How do trees die? Mode of death in northern Amazonia. *Journal of Vegetation Science*, *20*(2), 260–268. https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2009.05755.xhttps://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2009.05755.x

Chave, J., Réjou-Méchain, M., Búrquez, A., Chidumayo, E., Colgan, M. S., Delitti, W. B. C., Duque, A., Eid, T., Fearnside, P. M., Goodman, R. C., Henry, M., Martínez-Yrízar, A., Mugasha, W. A., Muller-Landau, H. C., Mencuccini, M., Nelson, B. W., Ngomanda, A., Nogueira, E. M., Ortiz-Malavassi, E., … Vieilledent, G. (2014). Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. Global Change Biology, 20(10), 3177–3190. https://doi.org/10.1111/gcb.12629

Doughty, C. E., Metcalfe, D. B., Girardin, C. a. J., Amézquita, F. F., Cabrera, D. G., Huasco, W. H., Silva-Espejo, J. E., Araujo-Murakami, A., da Costa, M. C., Rocha, W., Feldpausch, T. R., Mendoza, A. L. M., da Costa, A. C. L., Meir, P., Phillips, O. L., & Malhi, Y. (2015). Drought impact on forest carbon dynamics and fluxes in Amazonia. *Nature*, *519*(7541), Article 7541. https://doi.org/10.1038/nature14213

Esquivel-Muelbert, A., Baker, T. R., Dexter, K. G., Lewis, S. L., Brienen, R. J. W., Feldpausch, T. R., Lloyd, J., Monteagudo-Mendoza, A., Arroyo, L., Álvarez-Dávila, E., Higuchi, N., Marimon, B. S., Marimon-Junior, B. H., Silveira, M., Vilanova, E.,

Gloor, E., Malhi, Y., Chave, J., Barlow, J., … Phillips, O. L. (2019). Compositional response of Amazon forests to climate change. *Global Change Biology*, *25*(1), 39–56. https://doi.org/10.1111/gcb.14413

Esquivel-Muelbert, A., Phillips, O. L., Brienen, R. J. W., Fauset, S., Sullivan, M. J. P., Baker, T. R., Chao, K.-J., Feldpausch, T. R., Gloor, E., Higuchi, N., Houwing-Duistermaat, J., Lloyd, J., Liu, H., Malhi, Y., Marimon, B., Marimon Junior, B. H., Monteagudo-Mendoza, A., Poorter, L., Silveira, M., … Galbraith, D. (2020). Tree mode of death and mortality risk factors across Amazon forests. *Nature Communications*, *11*(1), Article 1. https://doi.org/10.1038/s41467-020-18996-3

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*, *15*(10), 1120–1129. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2012.01834.xhttps://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2012.01834.x

Fauset, S., Johnson, M. O., Gloor, M., Baker, T. R., Monteagudo M., A., Brienen, R. J. W., Feldpausch, T. R., Lopez-Gonzalez, G., Malhi, Y., ter Steege, H., Pitman, N. C. A., Baraloto, C., Engel, J., Pétronelli, P., Andrade, A., Camargo, J. L. C., Laurance, S. G. W., Laurance, W. F., Chave, J., … Phillips, O. L. (2015). Hyperdominance in Amazonian forest carbon cycling. Nature Communications, 6(1), 6857. https://doi.org/10.1038/ncomms7857

Feldpausch, T. R., Phillips, O. L., Brienen, R. J. W., Gloor, E., Lloyd, J., Lopez-Gonzalez, G., Monteagudo-Mendoza, A., Malhi, Y., Alarcón, A., Álvarez Dávila, E., Alvarez-Loayza, P., Andrade, A., Aragao, L. E. O. C., Arroyo, L., Aymard C., G. A., Baker, T. R., Baraloto, C., Barroso, J., Bonal, D., … Vos, V. A. (2016). Amazon forest response to repeated droughts. *Global Biogeochemical Cycles*, *30*(7), 964–982. https://doi.org/10.1002/2015GB005133

ForestPlots.net, Blundo, C., Carilla, J., Grau, R., Malizia, A., Malizia, L., Osinaga-Acosta, O., Bird, M., Bradford, M., Catchpole, D., Ford, A., Graham, A., Hilbert, D., Kemp, J., Laurance, S., Laurance, W., Ishida, F. Y., Marshall, A., Waite, C., … Tran, H. D. (2021). Taking the pulse of Earth's tropical forests using networks of highly distributed plots. Biological Conservation, 260, 108849. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108849

Franco, A. C., Rossatto, D. R., de Carvalho Ramos Silva, L., & da Silva Ferreira, C. (2014). Cerrado vegetation and global change: The role of functional types, resource

availability and disturbance in regulating plant community responses to rising $CO_2$ levels and climate warming. *Theoretical and Experimental Plant Physiology*, *26*(1), 19–38. https://doi.org/10.1007/s40626-014-0002-6https://doi.org/10.1007/s40626-014-0002-6

Gatti, L. V., Basso, L. S., Miller, J. B., Gloor, M., Gatti Domingues, L., Cassol, H. L. G., Tejada, G., Aragão, L. E. O. C., Nobre, C., Peters, W., Marani, L., Arai, E., Sanches, A. H., Corrêa, S. M., Anderson, L., Von Randow, C., Correia, C. S. C., Crispim, S. P., & Neves, R. A. L. (2021). Amazonia as a carbon source linked to deforestation and climate change. *Nature*, *595*(7867), Article 7867. https://doi.org/10.1038/s41586-021-03629-6https://doi.org/10.1038/s41586-021-03629-6

Gloor, M., Barichivich, J., Ziv, G., Brienen, R., Schöngart, J., Peylin, P., Ladvocat Cintra, B. B., Feldpausch, T., Phillips, O., & Baker, J. (2015). Recent Amazon climate as background for possible ongoing and future changes of Amazon humid forests. Global Biogeochemical Cycles, 29(9), 1384–1399. https://doi.org/10.1002/2014GB005080https://doi.org/10.1002/2014GB005080

Guimarães, J. C. C., Berg, E. V. D., 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. Brazilian Journal of Botany, 31, 621–632. https://doi.org/10.1590/S0100-84042008000400008

Harris, I., Jones, P. D., Osborn, T. J., & Lister, D. H. (2014). Updated high-resolution grids of monthly climatic observations – the CRU TS3.10 Dataset. *International Journal of Climatology*, *34*(3), 623–642. https://doi.org/10.1002/joc.3711

Higuchi, P. (2018). forest.din: Função em linguagem de programação estatística R para determinação da dinâmica de comunidades de espécies arbóreas. https://doi.org/10.5281/zenodo.1297702. Disponível em: https://github.com/higuchip/forest.din

Hubau, W., Lewis, S. L., Phillips, O. L., Affum-Baffoe, K., Beeckman, H., Cuní-Sanchez, A., Daniels, A. K., Ewango, C. E. N., Fauset, S., Mukinzi, J. M., Sheil, D., Sonké, B., Sullivan, M. J. P., Sunderland, T. C. H., Taedoumg, H., Thomas, S. C., White, L. J. T., Abernethy, K. A., Adu-Bredu, S., … Zemagho, L. (2020). Asynchronous carbon sink saturation in African and Amazonian tropical forests. *Nature*, *579*(7797). https://doi.org/10.1038/s41586-020-2035-0

Huffman, G. J., Bolvin, D. T., Nelkin, E. J., Wolff, D. B., Adler, R. F., Gu, G., Hong, Y., Bowman, K. P., & Stocker, E. F. (2007). The TRMM Multisatellite Precipitation

Analysis (TMPA): Quasi-Global, Multiyear, Combined-Sensor Precipitation Estimates at Fine Scales. *Journal of Hydrometeorology*, *8*(1), 38–55. https://doi.org/10.1175/JHM560.1

Ivanauskas, N. M., Monteiro, R., & Rodrigues, R. R. (2008). Classificação fitogeográfica das florestas do Alto Rio Xingu. *Acta Amazonica*, *38*, 387–402. https://doi.org/10.1590/S0044-59672008000300003

Jancoski, H., Marimon, B. S., Scalon, M., Barros, F., Carvalho, E., Junior, B. H. M., Oliveira, R., & Oliveras, I. (2022). Distinct leaf water potential regulation of tree species and vegetation types across the Cerrado-Amazonia transition. *Biotropica*, *54*, 431-443. https://doi.org/10.1111/btp.13064

Jiménez-Muñoz, J. C., Mattar, C., Barichivich, J., Santamaría-Artigas, A., Takahashi, K., Malhi, Y., Sobrino, J. A., & Schrier, G. van Der. (2016). Record-breaking warming and extreme drought in the Amazon rainforest during the course of El Niño 2015–2016. *Scientific Reports*, *6*(1).https://doi.org/10.1038/srep33130

Johnson, M. O., Galbraith, D., Gloor, M., De Deurwaerder, H., Guimberteau, M., Rammig, A., Thonicke, K., Verbeeck, H., von Randow, C., Monteagudo, A., Phillips, O. L., Brienen, R. J. W., Feldpausch, T. R., Lopez Gonzalez, G., Fauset, S., Quesada, C. A., Christoffersen, B., Ciais, P., Sampaio, G., … & Baker, T. R. (2016). Variation in stem mortality rates determines patterns of above-ground biomass in Amazonian forests: Implications for dynamic global vegetation models. *Global Change Biology*, *22*(12), 3996–4013. https://doi.org/10.1111/gcb.13315

Leite-Filho, A.T., Soares-Filho, B. S., Davis, J. L., Abrahão, G. M., & Börner, J. (2021). Deforestation reduces rainfall and agricultural revenues in the Brazilian Amazon. *Nature Communications*, *12*, 2591. https://doi.org/10.1038/s41467-021-22840-7

Lewis, S. L., Brando, P. M., Phillips, O. L., van der Heijden, G. M., & Nepstad, D. (2011). The 2010 Amazon Drought. *Science*, *331*(6017), 554–554. https://doi.org/10.1126/science.1200807

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., and 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(6), 929–944. https://doi.org/10.1111/j.0022-0477.2004.00923.x

Liu, J., Bowman, K. W., Schimel, D. S., Parazoo, N. C., Jiang, Z., Lee, M., Bloom, A. A., Wunch, D., Frankenberg, C., Sun, Y., O'Dell, C. W., Gurney, K. R., Menemenlis, D., Gierach, M., Crisp, D., & Eldering, A. (2017). Contrasting carbon cycle responses of the tropical continents to the 2015–2016 El Niño. *Science*, *358*(6360), eaam5690. https://doi.org/10.1126/science.aam5690

Lopez-Gonzalez, G., Lewis, S. L., Burkitt, M., & Phillips, O. L. (2011). ForestPlots.net: A web application and research tool to manage and analyse tropical forest plot data. Journal of Vegetation Science, 22(4), 610–613. https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2011.01312.x

Malhi, Y., Doughty, C. E., Goldsmith, G. R., Metcalfe, D. B., Girardin, C. A. J., Marthews, T. R., del Aguila-Pasquel, J., Aragão, L. E. O. C., Araujo-Murakami, A., Brando, P., da Costa, A. C. L., Silva-Espejo, J. E., Farfán Amézquita, F., Galbraith, D. R., Quesada, C. A., Rocha, W., Salinas-Revilla, N., Silvério, D., Meir, P., & Phillips, O. L. (2015). The linkages between photosynthesis, productivity, growth and biomass in lowland Amazonian forests. Global Change Biology, 21(6), 2283–2295. https://doi.org/10.1111/gcb.12859

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*(12). https://doi.org/10.1029/2011GL047436

Marimon, B. S., Lima, E. D. 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-Amazonia forest ecotone. *Edinburgh Journal of Botany*, *63*(2–3), 323–341. https://doi.org/10.1017/S0960428606000576

Marimon, B. S., Marimon-Junior, B. H., Feldpausch, T. R., Oliveira-Santos, C., Mews, H. A., Lopez-Gonzalez, G., Lloyd, J., Franczak, D. D., de 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*(1–2), 281–292. https://doi.org/10.1080/17550874.2013.818072

Marimon, B. S., Oliveira-Santos, C., Marimon-Junior, B. H., Elias, F., de Oliveira, E. A., Morandi, P. S., Prestes, N. C. C. S., Mariano, L. H., Pereira, O. R., Feldpausch, T. R., & Phillips, O. L. (2020). Drought generates large, long-term changes in tree and liana regeneration in a monodominant Amazon Forest. *Plant Ecology*, *221*, 733–747. https://doi.org/10.1007/s11258-020-01047-8

Marques, E. Q., Marimon-Junior, B. H., Marimon, B. S., Matricardi, E. A. T., Mews, H. A., & Colli, G. R. (2020). Redefining the Cerrado–Amazonia transition: Implications for conservation. *Biodiversity and Conservation*, *29*(5), 1501–1517. https://doi.org/10.1007/s10531-019-01720-z

McDowell, N., 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*(4), 719–739. https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2008.02436.x

Meira-Junior, M.S., Pinto, J. R. R., Ramos, N. O., Miguel, E. P., Gaspar, R. O. & Phillips, O. L. (2020). The impact of long dry periods on the aboveground biomass in a tropical forest: 20 years of monitoring. *Carbon Balance and Management*, *15*(12). https://doi.org/10.1186/s13021-020-00147-2

Miranda, L., 2016. Atlas geográfico de Mato Grosso. 2ª Ed. Cuiabá: Entrelinhas. 64 p

Morandi, P. S., Marimon, B. S., Eisenlohr, P. V., Marimon-Junior, B. H., Oliveira-Santos, C., Feldpausch, T. R., Oliveira, E. A. D., Reis, S. M., Lloyd, J., & Phillips, O. L. (2016). Patterns of tree species composition at watershed-scale in the Amazon 'arc of deforestation': Implications for conservation. *Environmental Conservation*, *43*(4), 317–326. https://doi.org/10.1017/S0376892916000278

Nogueira, D.S., Marimon, B.S., Marimon-Junior, B.H., Oliveira, E.A., Morandi, P., Reis, S.M., Elias, F., Neves, E.C., Feldpausch, T.R., Lloyd, J., & Phillips, O.L. (2019). Impacts of fire on forest biomass dynamics at the Southern Amazon edge. *Environmental Conservation*, *46*, 285–292. https://doi.org/10.1017/S0376892919000110

Peng, C., Ma, 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(9), 467–471. https://doi.org/10.1038/nclimate1293

Phillips, O., Baker, T., Feldpausch, T., & Brienen, R. (2021). *RAINFOR Field Manual for Plot Establishment and Remeasurement*. 30. Disponível em: https://forestplots.net/upload/ManualsEnglish/RAINFOR_field_manual_EN.pdf

Phillips, O. L., Aragão, L. E. O. C., Lewis, S. L., Fisher, J. B., Lloyd, J., 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., ...Torres-Lezama, A. (2009). Drought Sensitivity of the Amazon Rainforest. *Science*, *323*(5919), 1344–1347. https://doi.org/10.1126/science.1164033

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., de Oliveira, Á. C. A., … Vilanova, E. (2010). Drought–mortality relationships for tropical forests. *New Phytologist*, *187*(3), 631–646. https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2010.03359.x

Phillips, O.L., Baker, T.R.,Arroyo, L.,Higuchi, N.,Killeen, T.J., Laurance, W.F., … Vicenti, B.(2004). Pattern and process in Amazon tree turnover: 1976–2001. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biology Sciences*, *359*, 381– 407. https://doi.org./10.1098/rstb.2003.1438

Prestes, N. C. C. dos S., Massi, K. G., Silva, E. A., Nogueira, D. S., de Oliveira, E. A., Freitag, R., Marimon, B. S., Marimon-Junior, B. H., Keller, M., & Feldpausch, T. R. (2020). Fire Effects on Understory Forest Regeneration in Southern Amazonia. Frontiers in Forests and Global Change, 3. https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/ffgc.2020.00010

R Core Team (2021). R: a language and environment for statistical computing, version 4.2.1. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Disponível em: https://www.r-project.org/ [acessado em novembro de 2021].

Ratter, J. A., Richards, P. W., Argent, G., & Gifford, 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. B, Biological Sciences*, *266*(880), 449–492. https://doi.org/10.1098/rstb.1973.0053

Reis, S. M., Marimon, B. S., Esquivel-Muelbert, A., Marimon Jr, B. H., Morandi, P. S., Elias, F., de Oliveira, E. A., Galbraith, D., Feldpausch, T. R., Menor, I. O., Malhi, Y., & Phillips, O. L. (2022). Climate and crown damage drive tree mortality in southern Amazonian edge forests. *Journal of Ecology*, *110*(4), 876–888. https://doi.org/10.1111/1365-2745.13849

Reis, S. M., Marimon, B. S., Marimon Junior, B. H., Morandi, P. S., Oliveira, E. A. de, Elias, F., Neves, E. C. das, Oliveira, B. de, Nogueira, D. S., Umetsu, R. K., Feldpausch, T. R., & Phillips, O. L. (2018). Climate and fragmentation affect forest structure at the

southern border of Amazonia. Plant Ecology & Diversity, 11(1), 13–25. https://doi.org/10.1080/17550874.2018.1455230

Rezende, A. V., Sanquetta, C. R., Filho, A. F., & Felfili, J. M. (2006). Comparação de modelos matemáticos para estimativa do volume, biomassa e estoque de carbono da vegetação lenhosa de um cerrado sensu stricto em Brasília, DF. *Scientia Forestalis, 71*, 65-76.

Ribeiro, J. F. & Walter, B. M. T. (2008). As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. In: Sano, S.M. & Almeida, S.P. (Eds), *Cerrado: Ambiente e Flora*, Brasília: Embrapa, pp. 151-212.

Rifai, S. W., Girardin, C. A. J., Berenguer, E., del Aguila-Pasquel, J., Dahlsjö, C. A. L., Doughty, C. E., Jeffery, K. J., Moore, S., Oliveras, I., Riutta, T., Rowland, L. M., Murakami, A. A., Addo-Danso, S. D., Brando, P., Burton, C., Ondo, F. E., Duah-Gyamfi, A., Amézquita, F. F., Freitag, R., … Malhi, Y. (2018). ENSO Drives interannual variation of forest woody growth across the tropics. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, *373*(1760), 20170410. https://doi.org/10.1098/rstb.2017.0410

Schumacher, F. X., & Hall, F. S. (1933). Logarithmic expression of the timber volume. *Journal of Agriculture Research*, *47*(9), 719-34.

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*(6), 865–882. https://doi.org/10.1017/S0266467400001723

Silvério, D. V., Brando, P. M., Macedo, M. N., Beck, P. S. A., Bustamante, M., & Coe, M. T. (2015). Agricultural expansion dominates climate changes in southeastern Amazonia: The overlooked non-GHG forcing. *Environmental Research Letters*, *10*(10), 104015. https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/10/104015

Sousa, T. R., Schietti, J., Coelho de Souza, F., Esquivel-Muelbert, A., Ribeiro, I. O., Emílio, T., Pequeno, P. A. C. L., Phillips, O., & Costa, F. R. C. (2022). Palms and trees resist extreme drought in Amazon forests with shallow water tables. *Journal of Ecology*, *108*(5), 2070–2082. https://doi.org/10.1111/1365-2745.13377

Sullivan, M. J. P., Lewis, S. L., Affum-Baffoe, K., Castilho, C., Costa, F., Sanchez, A. C., Ewango, C. E. N., Hubau, W., Marimon, B., Monteagudo-Mendoza, A., Qie, L., Sonké, B., Martinez, R. V., Baker, T. R., Brienen, R. J. W., Feldpausch, T. R., Galbraith, D., Gloor, M., Malhi, Y., … Phillips, O. L. (2020). Long-term thermal

sensitivity of Earth's tropical forests. Science, 368(6493), 869–874. https://doi.org/10.1126/science.aaw7578

Tiwari, R., Gloor, E., Cruz, W.J.A., Schwantes Marimon, B., Marimon-Junior, B.H., Reis, S.M., Souza, Igor Araújo, Krause, H.G., Slot, M., Winter, K., Ashley, D., Béu, R.G., Borges, C.S., Da Cunha, M., Fauset, S., Ferreira, L.D.S., Gonçalves, M.D.A., Lopes, T.T., Marques, E.Q., Mendonça, Natalia G., Mendonça, Natana G., Noleto, P.T., Oliveira, C.H.L., Oliveira, M.A., Pireda, S., Prestes, N.C.C., Santos, D.M., Santos, E.B., Silva, E.L.S., Souza, Izabel A., Souza, L.J., Vitória, A.P., Foyer, C.H., & Galbraith, D. (2020). Photosynthetic quantum efficiency in Amazonian trees may be already affected by climate change. *Plant. Cell Environ.*, *44*, 2428–2439. https://doi.org/10.1111/pce.13770

Yi, C., Hendrey, G., Niu, S., McDowell, N., & Allen, C. D. (2022). Tree mortality in a warming world: Causes, patterns, and implications. *Environmental Research Letters*, *17*(3), 030201. https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac507b

Zar, J. H. (2010). *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall.

Zuleta, D., Arellano, G., Muller-Landau, H. C., McMahon, S. M., Aguilar, S., Bunyavejchewin, S., Cárdenas, D., Chang-Yang, C.-H., Duque, A., Mitre, D., Nasardin, M., Pérez, R., Sun, I.-F., Yao, T. L., & Davies, S. J. (2021). Individual tree damage dominates mortality risk factors across six tropical forests. *New Phytologist*, *233*(2), 705–721. https://doi.org/10.1111/nph.17832

## 6. Material suplementar

**Tabela S1.** Características das parcelas amostradas em diferentes fitofisionomias na transição Amazônia-Cerrado. Temperatura = temperatura média anual, Precipitação = precipitação média anual. As siglas para cada área (código de parcela) são as mesmas utilizadas na plataforma ForestPlots.net (Lopez-Gonzalez et al., 2011).

| Parcela | Vegetação | Código vegetação | temperatura (ºC) | Precipitação (mm) |
|---|---|---|---|---|
| ALF-01 | Floresta ombrófila aberta | FO | 25,5 | 2.350 |
| ALF-02 | Floresta ombrófila aberta | FO | 25,5 | 2.350 |
| FLO-01 | Floresta estacional | FE | 25,5 | 1.613 |
| FLO-02 | Floresta estacional | FE | 25,6 | 1.621 |
| NXV-01 | Cerrado típico | CT | 24,9 | 1.508 |
| NXV-02 | Cerradão | CD | 24,9 | 1.508 |
| NXV-03 | Cerrado típico | CT | 24,9 | 1.508 |
| NXV-04 | Cerradão | CD | 24,9 | 1.508 |
| NXV-09 | Cerradão | CD | 24,1 | 1.509 |
| SAA-01 | Floresta estacional | FE | 26,8 | 1.815 |
| SAA-02 | Floresta estacional | FE | 26,6 | 1.778 |
| SIP-01 | Floresta ombrófila aberta | FO | 25,1 | 1.848 |
| SMT-01 | Cerrado típico | CT | 25,8 | 1.603 |
| SMT-02 | Cerradão | CD | 25,8 | 1.603 |
| SMT-03 | Cerrado típico | CT | 25,9 | 1.599 |
| TAN-02 | Floresta estacional | FE | 24,9 | 1.625 |
| TAN-03 | Floresta estacional | FE | 24,1 | 1.625 |
| TAN-04 | Floresta estacional | FE | 25 | 1.662 |
| VCR-02 | Floresta estacional | FE | 25,2 | 1.511 |

**Tabela S2.** Média e erro padrão da temperatura máxima e do Déficit Hídrico Acumulado Máximo (MCWD)para antes e durante o ENSO de 2015/16, na transição Amazônia-Cerrado. As variações significativas ($p$ <0,05) detectadas pelo teste $t$ para amostras dependentes estão destacadas em negrito.

| | **Vegetação** | **Intervalo** | **Média** | **Erro Padrão** | ***p*** |
|---|---|---|---|---|---|
| **Temperatura máxima (ºC)** | Parcelas | Antes | 37 | 2,2 | **0,001** |
| | | Durante | 38 | 2,2 | |
| | FO | Antes | 39 | 2,2 | 0,060 |
| | | Durante | 40 | 2,2 | |
| | FE | Antes | 37 | 2,1 | **0,001** |
| | | Durante | 38 | 2,1 | |
| | CD | Antes | 37 | 1,6 | **0,003** |
| | | Durante | 38 | 1,9 | |
| | CT | Antes | 37 | 1,9 | **0,004** |
| | | Durante | 38 | 2,1 | |
| **MCWD (mm)** | Parcelas | Antes | -491 | 64 | **0,020** |
| | | Durante | -487 | 66 | |
| | FO | Antes | -389 | 15 | **0,010** |
| | | Durante | -387 | 15 | |
| | FE | Antes | -468 | 45 | **0,020** |
| | | Durante | -472 | 48 | |
| | CD | Antes | -550 | 30 | 0,500 |
| | | Durante | -546 | 30 | |
| | CT | Antes | -534 | 38 | 0,200 |
| | | Durante | -530 | 36 | |

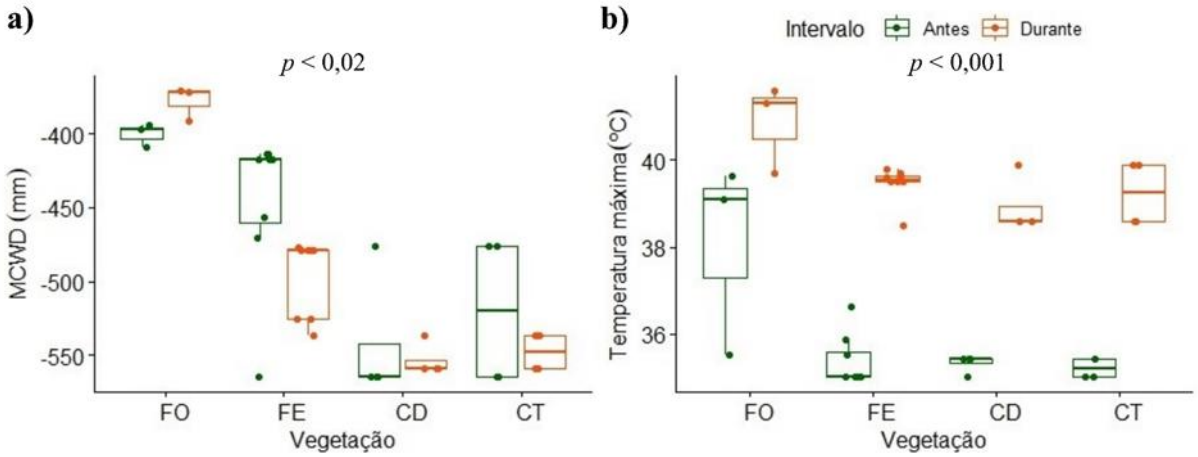



**Figura S1.** Déficit Hídrico Acumulado Máximo (MCWD) e temperatura máxima (ºC), avaliados por tipo de vegetação para antes e durante o ENSO de 2015/16, na transição Amazônia-Cerrado.