



**DINÂMICA, ATRIBUTOS FUNCIONAIS E PRODUÇÃO
DE BIOMASSA DE VEGETAÇÃO LENHOSA EM
CERRADÃO, PARQUE ESTADUAL DO LAJEADO – TO**

MATHEUS SANTOS MARTINS

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA-UnB
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL**

AGOSTO, 2021

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS**

**DINÂMICA, ATRIBUTOS FUNCIONAIS E PRODUÇÃO
DE BIOMASSA DE VEGETAÇÃO LENHOSA EM
CERRADÃO, PARQUE ESTADUAL DO LAJEADO – TO**

MATHEUS SANTOS MARTINS

ORIENTADOR: Prof. Dr. EDER PEREIRA MIGUEL

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL

**BRASÍLIA – DF
AGOSTO, 2021**

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

**DINÂMICA, ATRIBUTOS FUNCIONAIS E PRODUÇÃO
DE BIOMASSA DE VEGETAÇÃO LENHOSA EM
CERRADÃO, PARQUE ESTADUAL DO LAJEADO – TO**

MATHEUS SANTOS MARTINS

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO SUBMETIDA AO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA COMO REQUISITO PARCIAL À OBTENÇÃO DO TÍTULO DE MESTRE EM CIÊNCIAS FLORESTAIS.

APROVADA POR:

Dr. Eder Pereira Miguel (Departamento de Engenharia Florestal - UnB)
(Orientador)

Dr. José Roberto Rodrigues Pinto (Departamento de Engenharia Florestal - UnB)
(Examinador interno)

Dr. Milton Serpa Meira Júnior (Departamento de Engenharia Florestal - UFU)
(Examinador externo)

Dr. Eraldo Aparecido Trondoli Matricardi (Departamento de Engenharia Florestal - UnB)
(Examinador interno suplente)

Dr. Ricardo Oliveira Gaspar (Departamento de Engenharia Florestal - UnB)
(Examinador externo suplente)

Brasília, 30 de Agosto de 2021

FICHA CATALOGRÁFICA

Md MARTINS, MATHEUS SANTOS
DINÂMICA, ATRIBUTOS FUNCIONAIS E PRODUÇÃO DE BIOMASSA DE VEGETAÇÃO LENHOSA EM CERRADÃO, PARQUE ESTADUAL DO LAJEADO - TO / MATHEUS SANTOS MARTINS; orientador ÉDER PEREIRA MIGUEL. -- Brasília, 2021.
101 p.

Dissertação (Mestrado - Mestrado em Ciências Florestais)
- Universidade de Brasília, 2021.

1. biomassa. 2. Cerrado. 3. seva severa. 4. altura máxima. 5. diversidade funcional. I. MIGUEL, ÉDER PEREIRA , orient. II. Título.

AGRADECIMENTOS

Agradeço,

Minha família, mãe, pai, irmãos, avó, tios e primos por todo apoio, força, estrutura e compreensão para passar por mais essa etapa na minha vida. Em especial, minha mãe e meu pai pelo tanto que fizeram por mim e pelo exemplo de pessoa que são. Cada dia que passa e cada realização pessoal, fico mais grato por tanto amor, apoio e investimento.

Minha namorada que me acompanhou nos momentos fáceis e difíceis. Nas ligações e desabafos em momentos de desespero, força nos momentos de cansaço, apoio e incentivo em completar essa etapa e amor durante todo o processo. Realmente, você é uma pessoa especial.

Meus amigos por toda a compreensão da minha ausência nesse processo árduo, força para concluir essa etapa e incentivo para relaxar um pouco de vez em quando. Maurício, Rodolfo, Rubens, Tutu, Gabriel, Leozinho, Douglas, Rodolfinho, Zé Roberto, Klebinho, Glendo, Carolzinha, Liaffa, Milton obrigado por tantos bons momentos nessa vida.

Meu orientador Éder Miguel por toda confiança, ajuda na pesquisa, trabalho para a aprovação e execução do projeto de monitoramento. Desde a graduação você me ajudou e me inspirou muito a ser o profissional que eu me tornei hoje.

A chance de mais uma vez estudar em uma universidade pública custeada pelo povo brasileiro.

Meus amigos, Mário, Hallefy, Kennedy e Ocimar que me ajudaram nos trabalhos de campo, viajando até o Tocantins e passando muitos dias no mato, na chuva.

Klebinho e Paola que ajudaram na confecção dos mapas e análises de geoprocessamento e Hallefy por diversas ajudas no R.

Fernanda Coelho que me ajudou bastante em várias conversas sobre dinâmica floresta e diversidade funcional, auxiliando nos caminhos a seguir e sugerindo muitos trabalhos como referência.

Departamento de Engenharia Florestal da UnB pela estrutura e professores, especialmente professores Zé Roberto, Eraldo, Reginaldo e Alba. Obrigado por tanto conhecimento compartilhado com os alunos.

Rodolfo Oliveira, Vicente Arcela e Milton Serpa amigos que me inspiraram a buscar mais conhecimento, compartilharam muitos ensinamentos profissionais, e “devaneios” florestais, ecológicos, dentre outros.

Todos meus companheiros de Pós-graduação que compartilharam uma diversidade de sentimentos nessa etapa.

NATURATINS, em especial Volney, Gilberto e Oscar, por apoiar a realização da pesquisa e pela manutenção de uma unidade de conservação de grande importância para biodiversidade.

A FAP-DF pela aprovação e apoio financeiro no projeto de pesquisa.

A CAPES pela bolsa de mestrado, apoio e incentivo a pesquisa brasileira.

A Deus pela vida, por tantas oportunidades, força e aprendizados para continuar caminhando diariamente. Amém.

Só tenho a agradecer a todos vocês! Obrigado por me ajudarem na conclusão desta etapa e por todos os momentos compartilhados!

Muito obrigado!

RESUMO GERAL

DINÂMICA, ATRIBUTOS FUNCIONAIS E PRODUÇÃO DE BIOMASSA DE VEGETAÇÃO LENHOSA EM CERRADÃO, PARQUE ESTADUAL DO LAJEADO – TO

Florestas são ecossistemas com predominância de espécies lenhosas, as quais, por incremento em biomassa apresentam potencial de mitigar o aumento das concentrações de gás carbônico atmosférico um dos principais responsáveis pelo aquecimento global. Dessa forma, o entendimento do comportamento das florestas no tempo frente às mudanças climáticas, assim como dos mediadores do processo de acúmulo de biomassa é cada vez mais necessário. Os objetivos do presente trabalho foram avaliar a dinâmica florestal de uma comunidade lenhosa de cerradão (formação florestal do bioma Cerrado) em um período de oito anos e investigar relações entre atributos e métricas funcionais com a produção de biomassa acima do solo. Para isso, uma comunidade de cerradão foi monitorada em um intervalo de oito anos, com verificação de mudanças em número de indivíduos e biomassa e feita a coleta de cinco atributos funcionais (altura máxima, área de copa, diâmetro máximo, área foliar específica e densidade da madeira) de todas as espécies lenhosas da comunidade. Para investigar a dinâmica, foram calculadas as taxas de mortalidade, recrutamento, incremento e decremento para o período avaliado. Além disso foram analisados os possíveis mecanismos que estão regendo a dinâmica da vegetação. Para os atributos funcionais, foram calculados os atributos ponderados pela comunidade (*community weighted mean* - CWM) e três métricas funcionais, sendo elas riqueza (FRic), equitabilidade (FEve) e divergência (FDiv) funcional. Em seguida, foram ajustadas regressões exponenciais, verificando-se as variáveis que melhor explicam a biomassa. Nossos resultados evidenciaram que o cerradão estudado, apresentou incremento no número de indivíduos e biomassa e que, apesar da escala temporal analisada, não sofreu impacto negativo com evento de seca severa da região. Além disso, relações significativas entre altura máxima, área de copa, diâmetro máximo, área foliar específica, FEve e FDiv foram verificadas para explicar o acúmulo de biomassa em cerradão. Constatou-se que assembleias com maior abundância de espécies com maiores valores de altura máxima apresentaram maiores valores de biomassa. Com isso, a altura máxima foi o principal mediador do acúmulo de biomassa.

Palavras-chave: biomassa; Cerrado; seca severa; altura máxima; diversidade funcional.

GENERAL ABSTRACT

Forests are ecosystems with a predominance of woody species, which, by increasing biomass, have the potential to mitigate the increase in atmospheric carbon dioxide concentrations, one of the main causes of global warming. Thus, the understanding of the behavior of forests over time against climate change, as well as the mediators of the biomass accumulation process is increasingly necessary. The objectives of this study were to evaluate the forest dynamics of a Cerradão woody community (a forest formation of the Cerrado biome) over an eight-year period and to investigate relationships between functional attributes and metrics with aboveground biomass production. For this purpose, a community of Cerrado was monitored over an eight-year interval, verifying changes in number of individuals and biomass and collecting five functional attributes (maximum height, crown area, maximum diameter, specific leaf area, and wood density) from all woody species in the community. To investigate the dynamics, the rates of mortality, recruitment, increment, and decrement were calculated for the evaluated period. In addition, possible mechanisms governing the dynamics of the vegetation were analyzed. For functional attributes, the community weighted mean (CWM) and three functional metrics were calculated, being richness (FRic), equitability (FEve) and functional divergence (FDiv). Then, exponential regressions were adjusted, verifying the variables that best explained biomass. Our results showed that the Cerradão studied, showed an increase in the number of individuals and biomass and that, despite the time scale analyzed, did not suffer negative impact with the severe drought event in the region. Furthermore, significant relationships among maximum height, crown area, maximum diameter, specific leaf area, FEve and FDiv were verified to explain biomass accumulation in Cerradão. Assemblages with greater abundance of species with higher maximum height values were found to have higher biomass values. Thus, maximum height was the main mediator of biomass accumulation.

Keywords: biomass; Cerrado; severe drought; maximum height; functional diversity

SUMÁRIO

1. CONTEXTUALIZAÇÃO E APRESENTAÇÃO	17
2. O CERRADÃO ESTÁ CRESCENDO MESMO COM PERÍODO DE SECA SEVERA	21
2.1. RESUMO.....	21
2.2. ABSTRACT.....	22
2.3. INTRODUÇÃO	23
2.4. MATERIAL E MÉTODOS	25
2.4.1. Área de estudo	25
2.4.2. Formação vegetacional	26
2.4.3. Amostragem da vegetação	26
2.4.4. Análise de dados	28
2.4.4.1. Cálculo da biomassa	28
2.4.4.2. Dinâmica da vegetação	29
2.4.4.3. Número de indivíduos.....	29
2.4.4.3.1. Biomassa	32
2.4.4.4. Dados climáticos.....	34
2.5. RESULTADOS	34
2.5.1. Número de indivíduos	34
2.5.2. Biomassa	38
2.5.3. Dados climáticos	43
2.6. DISCUSSÃO	45
2.7. CONCLUSÃO	51
2.8. REFERÊNCIAS.....	52
2.9. APÊNDICES	61
3. O ACÚMULO DE BIOMASSA EM CERRADÃO É REGIDO PELA TEORIA DE PROPORÇÃO DE MASSA	70

3.1.	RESUMO.....	70
3.2.	ABSTRACT.....	71
3.3.	INTRODUÇÃO.....	72
3.4.	MATERIAL E MÉTODOS.....	74
3.4.1.	Área de estudo.....	74
3.4.2.	Amostragem da vegetação.....	74
3.4.3.	Estimativa de biomassa.....	75
3.4.4.	Coleta e processamento dos atributos funcionais.....	75
3.4.5.	Média ponderada pela comunidade e métricas funcionais.....	77
3.4.6.	Correlação e regressões.....	78
3.5.	RESULTADOS.....	79
3.5.1.	CWM dos atributos funcionais.....	87
3.5.2.	Métricas de diversidade funcional.....	88
3.5.3.	Regressões múltiplas.....	89
3.6.	DISCUSSÃO.....	92
3.7.	CONCLUSÃO.....	95
3.8.	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	96
3.9.	REFERÊNCIAS.....	96

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização da área de estudo no Parque Estadual do Lajeado, localizado no Município de Palmas, Estado do Tocantins, Brasil. Arranjo amostral, com os transectos e respectivas quantidades de parcelas.	26
Figura 2. Dispersão dos valores de volume de madeira (m^3) em função da biomassa (Kg) e área basal (m^2), para os indivíduos lenhosos amostrados em área de Cerradão no Parque Estadual do Lajeado, Palmas – TO.....	32
Figura 3. Histograma de frequência do número de indivíduos em relação as classes diamétricas do ano de 2012 e de 2020 para comunidade a vegetação lenhosa do Cerradão amostrado no Parque Estadual do Lajeado, Palmas - Tocantins.	36
Figura 4. Contribuição percentual do recrutamento, mortalidade, ingressos e egressos para cada uma das classes diamétricas entre 2012 e 2020 para vegetação lenhosa de Cerradão amostrada no PEL, Palmas – Tocantins. Valores dentro das barras são os valores absolutos de números de indivíduos. A linha pontilhada vermelha indica o valor de 50% de contribuição. Ou seja, somatório dos valores de mortalidade e egressos superiores a 50% indicam perda de indivíduos para o período e o contrário para o somatório de recrutamento e ingressos, representando aumento do número de indivíduos.	38
Figura 5. Distribuição da biomassa acima do solo entre as classes de diâmetro nos anos de 2012 (linha azul) e 2020 (linha laranja) e ganhos (linha verde) e perdas (linha vermelha) em biomassa entre 2012 e 2020 para a vegetação lenhosa do Cerradão amostrada no Parque Estadual do Lajeado, Palmas – TO. As barras representam a distribuição de indivíduos/ha (barra azul 2012 e barra laranja 2020)	40
Figura 6. Histograma de frequência do número de indivíduos da comunidade total (2 ha) em relação as classes de altura do ano de 2012 e de 2020 para comunidade de cerradão no PEL, Palmas - Tocantins.	41
Figura 7. Distribuição da biomassa acima do solo entre as classes de altura nos anos de 2012 (linha azul) e 2020 (linha laranja) e ganhos (linha verde) e perdas (linha vermelha) em biomassa entre 2012 e 2020 para a vegetação lenhosa do Cerradão amostrada no Parque Estadual do Lajeado, Palmas – TO. As barras representam a distribuição de indivíduos/ha (barra azul 2012 e barra laranja 2020).	42
Figura 8. Dispersão do ganho líquido em biomassa (Mg/ha), entre 2012 e 2020 em relação a densidade da madeira das espécies lenhosa amostradas em uma área de Cerradão no Parque Estadual do Lajeado, Palmas - TO. Linha vermelha indica aproximadamente o	

valor médio de densidade da madeira. Os círculos representam as 70 espécies encontradas nas duas medições.	43
Figura 9. Serie temporal, de 2001 a 2019, de precipitação total e temperatura média, para a região do Parque Estadual do Lajeado, Palmas – Tocantins.	44
Figura 10. Serie temporal de 2001 a 2019 do índice de severidade de seca de Palmer (PDSI), representado pela linha azul, para a região do Parque Estadual do Lajeado, Palmas – Tocantins.	45
Figura 11. Espacialização de estudos de dinâmica da vegetação desenvolvidos em diferentes fitofisionomias no bioma Cerrado. O índice AB representa a diferença entre as taxas de ganho e perda em área basal (%.ano ⁻¹), quanto maior a diferença maior o tamanho do símbolo. Cada símbolo representa uma fisionomia, conforme legenda (C.s.s. = Cerrado sensu stricto; FED = Floresta Estacional Decidual e FES = Floresta estacional Semidecidual). Símbolo azul representa ganhos em área basal, símbolo vermelho perda em área basal.	50
Figura 12. Correlação de Spearman entre os atributos funcionais e a biomassa aérea da comunidade lenhosa em área de cerradão no PEL, Palmas – TO. *: correlação significativa no mínimo à 95% de probabilidade; ** ou ***: correlação significativa a pelo menos 99% da probabilidade. Htmáx: Altura máxima (m); AC: Área de copa (m ²); DAPmáx: Diâmetro a 1,3 metros de altura do solo máximo (cm); SLA: Área folia específica (mm ² /mg); WD: Densidade da madeira (g/cm ³).....	86
Figura 13. Correlação de spearman entre as métricas funcionais e a biomassa aérea da comunidade lenhosa em cerradão no PEL, Palmas – TO. *: correlação significativa à 95% de probabilidade; ** ou ***: correlação significativa a pelo menos 99% da probabilidade. Richness: riqueza de espécies; FRic: Riqueza Funcional; FEve: Equitabilidade funcional; FDiv: Divergência funcional	87
Figura 14. Distribuição dos atributos funcionais significativos em relação a biomassa, seus respectivos coeficientes de correlação, critério de informação de Akaike e os coeficientes do ajuste da regressão. *: coeficiente significativo a 95% de probabilidade; linha vermelha valores estimados por modelo exponencial ajustado; linha azul: regressão local não linear; mancha cinza intervalo de confiança da regressão local não linear. ...	88
Figura 15. Distribuição das métricas funcionais significativas em relação a biomassa, seus respectivos coeficientes de correlação, critério de informação de Akaike e os coeficientes do ajuste da regressão. *: coeficiente significativo a 95% de probabilidade; linha vermelha	

valores estimados por modelo exponencial ajustado; linha azul: regressão local não linear;
mancha cinza intervalo de confiança da regressão local não linear. 89

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Equações matemáticas utilizadas para os cálculos de biomassa acima do solo (B) para a vegetação lenhosa em área de Cerradão, no Parque Estadual do Lajeado, Palmas - TO com seus respectivos coeficientes e estatísticas de ajuste e precisão (Miguel <i>et al.</i> , 2017a; Souza, 2020)	28
Tabela 2. Parâmetros da dinâmica em relação ao número de indivíduos da vegetação lenhosa em Cerradão no Parque Estadual do Lajeado, Palmas – TO.....	35
Tabela 3. Resultado de dinâmica para número de indivíduos em classes diamétricas para a comunidade total (2 hectares de amostragem), destacando a quantidade de indivíduos que egressaram e ingressaram, assim como a mortalidade e o recrutamento em cada classe, em valores absolutos, e ganho líquido, taxa de mortalidade, taxa de recrutamento e taxa de <i>turnover</i> em valores relativos anuais. Ni: Número de indivíduos em 2012, no início do período; R: Número de indivíduos recrutados entre 2012 e 2020; I: Número de indivíduos que ingressaram na classe diamétrica entre 2012 e 2020; M: Número de indivíduos que morreram entre 2012 e 2020; E: Número de indivíduos que saíram da classe diamétrica entre 2012 e 2020; GL: Ganho líquido em $\% \cdot \text{ano}^{-1}$; TM: Taxa de mortalidade em $\% \cdot \text{ano}^{-1}$; TR: Taxa de recrutamento em $\% \cdot \text{ano}^{-1}$; Trot: Taxa de rotatividade em $\% \cdot \text{ano}^{-1}$	37
Tabela 4. Parâmetros da dinâmica em relação à biomassa da vegetação lenhosa do Cerradão amostrada no Parque Estadual do Lajeado, Palmas – TO	39
Tabela 5. Espécies lenhosas amostradas na comunidade de Cerradão no PEL, Palmas – TO, suas respectivas quantidades de indivíduos, frequência de parcela que foram amostradas, biomassa e atributos funcionais significativos para explicar a biomassa. Ni: Número de indivíduos amostrados em 2 ha de levantamento; FA: Frequência absoluta de parcelas em %; DA: Densidade Absoluta (Nº de indivíduos/hectare); Htmáx: Altura máxima em metros. DAPmáx: Diâmetro a 1,3 m de altura do solo máximo; SLA: Área folia específica; WD: densidade da madeira	81
Tabela 6. Valores mínimos, máximos, médios e desvio padrão dos parâmetros de CWM de cada atributo, das métricas funcionais e da biomassa para vegetação lenhosa do Cerradão no Parque Estadual do Lajeado, Palmas – TO. Htmáx: Altura máxima em metros. DAPmáx: Diâmetro a 1,3 m de altura do solo máximo; SLA: Área folia específica; WD: densidade da madeira, FRic: Riqueza funcional; FEve: Equitabilidade Funcional; FDiv: Divergência Funcional	85

Tabela 7. Modelos ajustados com CWM de atributos funcionais e métricas funcionais, seus respectivos valores de erro relativo (Syx%), coeficiente de correlação (r), valor de Akaike (AIC) e coeficientes (letras a, b, c, d). Valores de coeficientes com asterisco representam coeficientes significativos. y: Biomassa ($\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$); e: constante de Euler (2,7182); Htmáx: CWM de Altura máxima (m), AC: CWM de Área de Copa (m^2), DAPmáx: CWM de Diâmetro a 1,30 m de altura do solo máximo; SLA: CWM de Área Foliar Específica ($\text{mm}^2\cdot\text{mg}^{-1}$); FEve: Equitabilidade funcional; FDiv: Divergência funcional..... 91

LISTA DE APÊNDICES

Apêndice 1. Densidades da madeira (WD) das espécies lenhosas amostradas em 2012 e 2020 na área de Cerradão no Parque Estadual do Lajeado, Palmas – Tocantins.	61
Apêndice 2. Série temporal de janeiro 2001 a dezembro de 2019 com valores mensais do índice de severidade de seca de Palmer (PDSI) para a região do Parque Estadual do Lajeado, Palmas – Tocantins. Fonte: Gorelick <i>et al.</i> , (2017)	64
Apêndice 3. Resultados de número de indivíduos e área basal de trabalhos de monitoramento de vegetação no bioma Cerrado. Físio: Fisionomia [CD: Cerradão, C.s.s.: Cerrado sentido restrito; FED: Floresta Estacional Decidual; FES: Floresta Estacional Semidecidual; MG: Mata de Galeria]; R.: Taxa de recrutamento de indivíduos (%.ano ⁻¹); M.: Taxa de mortalidade de indivíduos (%.ano ⁻¹); G.L. i: Se a diferença entre taxas foi de ganho ou de perda de indivíduos [G: Ganho; P: Perda]; G Ab: Taxa de ganho em área basal (%.ano ⁻¹); P Ab: Taxa de perda em área basal (%.ano ⁻¹); G.L. Ab: Se a diferença entre taxas foi de ganho ou de perda [G: Ganho; P: Perda]; Degra.: Presença de degradação [1- fogo; 2- El niño 2005; 3- lianas; 4- El niño 1997]; Solo: [LVD: Latossolo vermelho distrófico, LAD: Latossolo amarelo distrófico; LAVD: Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico; NLD: Neossolos Litólicos Distróficos; NQO: Neossolo Quartzarênico Órtico; AVE: Argissolo Vermelho Eutrófico; CHD: Cambissolos Háplicos Distróficos; GM: Gleissolo Melâmico]; Seca: duração máxima em meses do período seco; Prec.: Precipitação média anual (mm).....	66
Apêndice 4. Vouchers das espécies arbóreas amostradas em área de Cerradão no Parque estadual do Lajeado, Palmas – TO e depositados no Herbário UB, da Universidade de Brasília, Departamento de Botânica	68

1. CONTEXTUALIZAÇÃO E APRESENTAÇÃO

Através do processo fotossintético, as plantas realizam a conversão de gás carbônico (CO₂), água e energia solar em biomassa (Lewis, Malhi e Phillips, 2004a; Wang *et al.*, 2017; Terrer *et al.*, 2019). A biomassa de plantas se refere a massa seca (peso sem água) de seus tecidos, contemplando folhas, tronco, ramos e raízes, geralmente expressada em peso por unidade de área (por exemplo, Mg.ha⁻¹) (Houghton, 2008). Aproximadamente, 50% da biomassa é carbono, sendo esta uma aproximação direta do acúmulo de carbono pela vegetação (Houghton, 2008; Phillips *et al.*, 2008).

Como metade da biomassa vegetal total é composta por carbono, absorvido em forma de CO₂, a vegetação possui papel importante como forma mitigadora do aumento antropogênico da emissão de gases do efeito estufa (Eyring *et al.*, 2021; Seneviratne *et al.*, 2021). Além disso, estimativas indicam que de 70 a 90% da biomassa terrestre total está contida nas florestas, principalmente nas árvores (Houghton, 2008). Dessa forma, é importante o conhecimento e acompanhamento do processo de acúmulo de biomassa, verificando como está a manutenção desse processo por florestas.

Estudos de dinâmica são monitoramentos de longo prazo com uma medição inicial de um conjunto de amostras e remediações periódicas ao longo do tempo (Swaine, Lieberman e Putz, 1987; Felfili, 1995a; Kershaw *et al.*, 2016). Medições em intervalos de tempo conhecidos permitem descrever e entender temporalmente processos ecológicos que permeiam comunidades vegetais (mudanças florísticas, estruturais e funcionais), ritmo de crescimento e de acúmulo de biomassa e carbono de comunidades, permitindo influenciar políticas públicas e propor áreas para conservação (Sheil, Jennings e Savill, 2000; Corrêa e Berg, 2002; Lopes e Schiavini, 2007).

O monitoramento de vegetações auxilia no entendimento e medição dos efeitos das mudanças climáticas naturais e antrópicas sobre vegetações (Lewis, Malhi e Phillips, 2004a; De Meira Junior *et al.*, 2020) e, conseqüentemente, sobre seus serviços ecossistêmicos (acúmulo de biomassa, sequestro de carbono, ciclos biogeoquímicos) e da necessidade de políticas de conservação cabíveis para a manutenção destas vegetações (McDowell *et al.*, 2018; Hubau *et al.*, 2020; Maia *et al.*, 2020). Apesar da importância, são estudos de longo prazo, dispendiosos e com necessidade de padronização de coletas (De Meira Junior *et al.*, 2020).

Uma das formas de avaliar como características morfológicas, fisiológicas e fenológicas (atributos funcionais) das espécies ou grupos de espécies, influenciam processos regulatórios do ecossistema, tal como o acúmulo de biomassa, é através da diversidade funcional (Tilman, 2001a; Petchey e Gaston, 2006; Pérez-Harguindeguy *et al.*, 2016). Estudos têm apontado que maiores valores de diversidade funcional, estão associados a maior produtividade em volume e biomassa vegetal (Tilman *et al.*, 1997, 2001b; Bernhardt-Romermann *et al.*, 2011; Ali *et al.*, 2017) e que as perdas de diversidade e de grupo funcional, podem influenciar negativamente o funcionamento da comunidade (Naeem *et al.*, 1994). Ou seja, aspectos funcionais podem ser uma importante ferramenta no entendimento de processos e serviços ecossistêmicos de comunidades.

Em uma análise global utilizando dados de florestas maduras em diferentes latitudes, incluindo florestas tropicais, florestas de climas sazonais e florestas temperadas, Keeling and Phillips (2007) verificaram que a maior biomassa por área estava contida nas florestas temperadas $\approx 387 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$, seguida pelas florestas tropicais $\approx 291 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ e pelas florestas sazonais, para as quais eles não explicitaram o valor de biomassa. De maneira complementar, verifica-se que as maiores taxas de ganhos em produtividade primária ($\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) foram respectivamente, nas florestas tropicais, seguidas pelas florestas tropicais sazonais, apesar de sua estação de crescimento ser relativamente menor (Keeling e Phillips, 2007; Maass e Burgos, 2011; Allen *et al.*, 2017).

Entre as florestas tropicais sazonais do mundo tem-se o Cerrado. Considerado um dos *hotspots* do mundo pela sua diversidade e ritmo de degradação (Myers *et al.*, 2000), trata-se do segundo maior bioma brasileiro cobrindo originalmente, aproximadamente, dois milhões de km^2 (Sano *et al.*, 2019) e compreendendo fitofisionomias campestres, savânicas e florestais (Oliveira-Filho *et al.*, 2002; Ribeiro e Walter, 2008).

Apesar de ser um bioma com potencial de mitigar os aumentos irrefutáveis nas concentrações de gás carbônico, um dos principais gases do efeito estufa e aquecimento global (Eyring *et al.*, 2021), análises da cobertura e uso do solo por imagem de satélites apontam que, aproximadamente 50% da cobertura original do bioma foi desmatada e/ou alterada, sendo o principal uso a agropecuária (Sano *et al.*, 2019; Alencar *et al.*, 2020; INPE, 2021). Mais recentemente entre 2000 e 2020, 29 milhões de hectares (14% da área total) foram desmatados no bioma (INPE, 2021). Essas transformações na paisagem trouxeram danos ambientais como: a fragmentação de habitats, perda de biodiversidade, erosão dos solos, poluição de aquíferos, invasão de espécies exóticas, alterações nos regimes de queimada, alterações nos ciclos biogeoquímicos, perda de biomassa acima do

solo e aumentos das emissões de gás carbônico (Klink e Machado, 2005; Bustamante *et al.*, 2012; Noojipady *et al.*, 2017; Anache *et al.*, 2018; Silveira *et al.*, 2019). Além disso, a taxa de desmatamento anual tem aumentado (Françoso *et al.*, 2015; Alencar *et al.*, 2020), dificultando a realização de estudos sobre diversidade e florística dos remanescente (Pereira-Silva *et al.*, 2004).

O Cerradão é uma das fitofisionomias florestais do bioma Cerrado, a qual é caracterizada pela formação esclerófila de dossel contínuo com cobertura arbórea entre 50 e 90%, altura média do estrato arbóreo entre oito e 15 metros e composição florística, com espécies características de Cerrado sentido restrito, Mata de Galeria Não-inundável e Matas Mesofíticas ocorrendo simultaneamente, dependendo da fertilidade do solo (Eiten, 1972; Oliveira-Filho *et al.*, 2002; Ribeiro e Walter, 2008). De maneira geral, o Cerradão (o que significa Cerrado grande) é fisionomicamente uma floresta, mas floristicamente é mais similar ao Cerrado sentido restrito (Oliveira-Filho *et al.*, 2002; Ribeiro e Walter, 2008). Apesar desse formato geral, Cerradões sob solos mais férteis, classificados como Cerradões mesotróficos, possuem maior similaridade florísticas com as Matas Mesofíticas do Cerrado, enquanto Cerradões sob solo com menor fertilidade, Cerradões distróficos, apresentam maior similaridade florística com Cerrado sentido restrito (Ratter, 1971; Ribeiro e Walter, 1998; Oliveira-Filho *et al.*, 2002; Rodrigues e de Araújo, 2013).

Estimativas da cobertura vegetal do bioma indicavam que apenas 1% da área original do bioma, aproximadamente 20 mil km², era coberta por Cerradão (Marimon Junior e Haridasan, 2005). Devido a seu porte arbóreo com presença de espécies com potencial madeireiro e de estar associado a locais de relevos planos a planos ondulados, relatos desde o século XIX já apontavam a substituição dessas áreas para agropecuária e raleamento da formação florestal por queimadas recorrentes e corte seletivo (Ferri e Warming, 1973; Klink e Moreira, 2002; Klink e Machado, 2005; Miguel, A.V. Rezende, *et al.*, 2017a).

A maior parte dos estudos em Cerradão tratou apenas de caracterização florística e fitossociológica (Pereira-Silva *et al.*, 2004; Marimon Junior e Haridasan, 2005; Salis *et al.*, 2006; Kunz, Ivanauskas e Martins, 2009; Camilotti *et al.*, 2011; Solórzano *et al.*, 2012; Rodrigues e de Araújo, 2013; Miguel *et al.*, 2017a). Poucos estudos tratam da produção florestal e dinâmica da vegetação (Morais *et al.*, 2013; Marimon *et al.*, 2014; Miguel *et al.*, 2017b). Complementarmente, sobre atributos e diversidade funcional dessas comunidades, encontrou-se apenas o levantamento pontual de Terra *et al.* (2018).

Nesse sentido, a fim de aprimorar o entendimento do comportamento da vegetação no tempo (estudo de dinâmica), seus processos ecossistêmicos (acúmulo de biomassa), o trabalho foi dividido em dois capítulos, os quais objetivam:

- 1) Avaliar a dinâmica em uma área de Cerradão, em relação ao número de indivíduos e biomassa e verificar quais os possíveis mecanismos que estão regendo esta dinâmica em um período de oito anos. – Capítulo 2; e
- 2) Investigar o papel de características funcionais de espécies arbóreas no acúmulo de biomassa em Cerradão, verificando a relação entre CWM de atributos funcionais e métricas funcionais com a biomassa aérea total– Capítulo 3.

2. O CERRADÃO ESTÁ CRESCENDO MESMO COM PERÍODO DE SECA SEVERA

2.1. RESUMO

Através do acúmulo de biomassa as florestas desempenham papel importante na mitigação do aumento na concentração de gás carbônico (CO₂) atmosférico, um dos principais responsáveis pelo efeito estufa e, conseqüentemente, pelo aquecimento global. Ao mesmo tempo, o aumento da temperatura e as modificações nos regimes de chuva e de eventos de seca são cada vez mais frequentes e perceptíveis em escala global. Em resposta às mudanças climáticas e principalmente a eventos de seca severas, algumas florestas têm apresentado declínio no acúmulo de biomassa acima do solo. O Cerrado, apesar de ocorrer em ambientes com maior estresse hídrico, também pode estar respondendo negativamente à eventos de seca, mas estudos dessa natureza ainda são escassos. O objetivo do presente trabalho foi avaliar a dinâmica em uma área de Cerradão (formação florestal do Cerrado), em relação ao número de indivíduos e biomassa acima do solo e verificar quais os possíveis mecanismos que estão regendo esta dinâmica em um período de oito anos. Como hipótese esperamos que o Cerradão tenha sofrido impactos negativos com diminuição do número de indivíduos e de biomassa acima do solo frente aos eventos de seca que vem ocorrendo no Cerrado. Com as informações do monitoramento da vegetação nos anos de 2012 e 2020 foi analisada a dinâmica da vegetação com base nos parâmetros: número de indivíduos e biomassa, calculando a taxa de recrutamento e mortalidade; de incremento e decréscimo. Foi verificado ganhos líquidos de 0,29 % .ano⁻¹, para o número de indivíduos, e 2,39 % .ano⁻¹, para biomassa. Aparentemente a comunidade encontra-se próxima a sua capacidade suporte para número de indivíduos, mas ainda não atingiu sua capacidade suporte para biomassa. O aumento do número de indivíduos esteve relacionado a abertura e colonização de clareiras naturais, com o presente período representando um ciclo de maior recrutamento. A maior contribuição do incremento em biomassa foi registrada pelo crescimento dos indivíduos sobreviventes, com possível efeito catalizador do aumento na concentração de CO₂ atmosférico. Diferente do que vem sendo verificado em outras formações florestais tropicais, para a vegetação lenhosa do Cerradão não foram detectados efeitos negativos de secas severas, pois a vegetação manteve sua estrutura e aumentou em número de indivíduos e biomassa para o período monitorado, refutando nossa hipótese inicial. Isso demonstra que o Cerradão se apresenta como uma fitofisionomia menos sensível à eventos de seca severa, continuando a acumular biomassa mesmo em períodos menos favoráveis, destacando a importância de conservação e recuperação dessa formação florestal do Cerrado.

Palavras-chave: biomassa; Cerrado; incremento em biomassa acima do solo; mortalidade; sumidouro de carbono.

2.2. ABSTRACT

Through the accumulation of biomass, forests play an important role in mitigating the increasing concentration of carbon dioxide (CO₂) in the atmosphere, one of the main causes of the greenhouse effect and thus of global warming. At the same time, temperature increases and changes in precipitation patterns and drought events are becoming more frequent and noticeable on a global scale. In response to climate change and especially severe drought episodes, some forests have shown a decline in aboveground biomass accumulation. Cerrado, despite occurring in more water-stressed environments, may also be responding negatively to drought events, but studies of this nature are still scarce. The objective of the present work was to evaluate the dynamics in an area of Cerrado, in relation to the number of individuals and aboveground biomass, and to verify the possible mechanisms that are governing this dynamics over an eight-year period. As a hypothesis we expect that the Cerrado has suffered negative impacts with a decrease in the number of individuals and in the aboveground biomass due to the drought events that have been occurring in the Cerrado. With the information from the vegetation monitoring in the years 2012 and 2020, the dynamics of the vegetation was analyzed based on the parameters: number of individuals and biomass, calculating the rate of recruitment and mortality; of increment and decrease. Net gains of 0.29 %·year⁻¹ were verified for the number of individuals and 2.39 %·year⁻¹ for biomass. Apparently, the community is close to its carrying capacity for the number of individuals, but hasn't reached its carrying capacity for aboveground biomass yet. The increase in the number of individuals was related to the opening and colonization of natural clearings, with the present period representing a cycle of increasing recruitment. The greatest contribution to the increase in biomass was recorded by the growth of surviving individuals, with possible catalytic effect from the increase in atmospheric CO₂ concentration. Contrary to what was found in other tropical forest formations, for the Cerradão woody vegetation no negative effects of severe droughts were detected, because the vegetation maintained its structure and increased in number of individuals and biomass during the monitored period, refuting our initial hypothesis. This shows that the Cerradão is less sensitive to severe drought events, continuing to accumulate biomass even in less favorable periods, highlighting the importance of conservation and recovery of this Cerrado forest formation.

Keywords: biomass; Cerrado, aboveground biomass increment; mortality; carbon sink.

2.3. INTRODUÇÃO

Através do processo de fotossíntese florestas e outras vegetações realizam a conversão do gás carbônico, água e energia solar em biomassa (Lewis, Malhi e Phillips, 2004a; Thomas *et al.*, 2010; Wang *et al.*, 2017). Com isso, esses ecossistemas realizam um serviço ecossistêmico importantíssimo frente ao aumento antropogênico na concentração de CO₂ atmosférico, o qual junto com outros gases do efeito estufa, são os principais responsáveis pelo aquecimento global e pelas irrefutáveis mudanças climáticas dos últimos anos (Eyring *et al.*, 2021; Seneviratne *et al.*, 2021).

Entretanto, incertezas sobre a manutenção desse serviço ecossistêmico pela vegetação diante das mudanças climáticas (aumento de temperatura, diminuição da precipitação e aumento na severidade de secas), tem sido cada vez mais comuns (Brienen *et al.*, 2015; Hubau *et al.*, 2020; Seneviratne *et al.*, 2021). Cenário que torna-se ainda mais grave com o aumento das taxas de desmatamento e queimadas (Le Quéré *et al.*, 2016; De Meira Junior *et al.*, 2020). Nesse sentido, monitoramentos de longo prazo de comunidades florestais, aliadas às medições de variáveis ambientais, buscam entender o que vem acontecendo nesses ecossistemas e quais as possíveis previsões e consequências para o futuro (Phillips *et al.*, 2016; Zhu *et al.*, 2018; Hubau *et al.*, 2020).

Florestas maduras sem distúrbios severos, em geral, tem o ritmo da dinâmica lento e apresentam equilíbrio cíclico entre as taxas de perda e as taxas de ganho ao longo do tempo, ora de maiores perdas, ora com de maiores ganhos (Swaine, Lieberman e Putz, 1987; Felfili, 1995b). Basicamente, mantendo o número de indivíduos, biomassa e diversidade de espécies regida por distúrbios de baixo e médio impacto, competição por recursos e colonização de clareiras (Swaine, Lieberman e Putz, 1987; Felfili, 1995b; Hummel, 2002; Martins e Rogrigues, 2002; Hunter *et al.*, 2015). Por outro lado, recentemente, dois cenários contrastantes têm sido observados simultaneamente em monitoramentos de florestas.

O primeiro, de florestas que apresentaram ganho líquido em número de indivíduos e biomassa, sendo possíveis causas: o avanço sucessional no processo de recuperação de distúrbios pretéritos (característico de florestas secundárias); ou o aumento da disponibilidade de recursos, principalmente, concentração de CO₂ e deposição de nitrogênio (N) e fósforo (P) atmosféricos (S. L. Lewis *et al.*, 2009a; Poorter *et al.*, 2016; Wang *et al.*, 2017; Terrer *et al.*, 2019). O segundo, de florestas que apresentaram perda líquida dos dois parâmetros, relacionada a diminuição de precipitação em conjunto com

o aumento de temperatura e eventos de seca severa (*El niño South oscilation*), provocando a mortalidade de grande quantidade de indivíduos arbóreos, principalmente, de grande porte, tanto na Amazônia como no Cerrado (Brienen *et al.*, 2015; De Meira Junior *et al.*, 2020; Maia *et al.*, 2020).

Apesar das florestas tropicais abrigarem a maior diversidade do mundo e pelo menos até o início dos anos 2000 terem contribuído significativamente como banco de carbono, as florestas sob clima sazonal (com pelo menos dois meses do ano com precipitação abaixo de 100 mm e 80% da pluviosidade anual comprimida na estação chuvosa) já representaram o terceiro maior sumidouro de carbono e o segundo maior incremento anual de florestas mundiais (Keeling e Phillips, 2007; Maass e Burgos, 2011; Allen *et al.*, 2017). O Cerrado, bioma com fitofisionomias campestres, savânicas e florestais (Oliveira-Filho *et al.*, 2002; Ribeiro e Walter, 2008), considerado um dos *hotspots* do mundo pela sua diversidade e ritmo de degradação (Myers *et al.*, 2000), é uma das vegetações sob clima sazonal.

Dentre as fitofisionomias desse bioma encontra-se o Cerradão, formação florestal esclerófila de dossel contínuo, com altura média entre 8 e 15 m, cobertura arbórea entre 70 e 90%, estrato arbustivo diferenciado das demais fisionomias e estrato herbáceo ausente ou com baixa cobertura (Ratter, 1971; Oliveira-Filho *et al.*, 2002; Ribeiro e Walter, 2008). Geomorfologicamente, ocorre em áreas interflúvios, em solos profundos de baixa e média fertilidade e, em comparação as fisionomias savânicas do bioma, maior teor de umidade do solo (Oliveira-Filho *et al.*, 2002; Marimon Junior e Haridasan, 2005). Apesar de florísticamente mais próxima das formações savânicas do Cerrado, estruturalmente se aproxima mais das formações florestais apresentando valores de altura média das árvores e de área basal superiores as encontradas nas formações savânicas (Marimon Junior e Haridasan, 2005; Ribeiro e Walter, 2008).

Por se tratar do segundo maior bioma brasileiro, com extensão de dois milhões de km² (Sano *et al.*, 2019), existe um potencial da vegetação do Cerrado, principalmente as formações savânicas e florestais, estar atuando como mitigadora do aquecimento global. Sendo que, para avaliar potencial são necessários estudos de monitoramento, avaliando a dinâmica das comunidades em número de indivíduos e dos estoques de biomassa.

Sobre os trabalhos de monitoramento no Cerrado, existe uma considerável número de estudos que avaliaram modificações no número de indivíduos, na área basal e o crescimento diamétrico periódico em diferentes fitofisionomias (Aquino, Walter e Ribeiro, 2007; Higuchi *et al.*, 2008; Roitman, Felfili and Rezende, 2008; Carvalho, 2009;

Silva e Araújo, 2009; Fontes e Walter, 2011; Silva *et al.*, 2020). Entretanto, poucos estudos fizeram relações sobre a dinâmica dos estoques de biomassa bioma Cerrado e sobre a dinâmica da vegetação lenhosa em Cerradão (Marimon *et al.*, 2014; De Meira Junior *et al.*, 2020; Silva *et al.*, 2020).

Para tentar contribuir com a resolução dessa problemática, o presente estudo objetivou avaliar a dinâmica em uma área de Cerradão, em relação ao número de indivíduos e biomassa e verificar quais os possíveis mecanismos que estão regendo esta dinâmica em um período de oito anos. Baseado em pesquisas que apontam que o Cerrado está ficando cada mais quente e mais seco (Hofmann *et al.*, 2021), como hipótese esperase que o Cerradão, como outras florestas tropicais, tenha sofrido com eventos de seca severa e apresente diminuição de número de indivíduos e biomassa para o período.

2.4. MATERIAL E MÉTODOS

2.4.1. Área de estudo

A vegetação monitorada está localizada no Parque Estadual do Lajeado (PEL), localizado no município de Palmas (Estado do Tocantins) com coordenada central 10° 6'32.13"S e 48° 13'26.42"O e área total de 9.930 hectares (Figura 1). O PEL é uma unidade de conservação estadual de proteção integral, criado pela Lei nº1.224, de 11 de maio de 2001, diário oficial Tocantins nº 1039, situado na região Centro-Oeste estado, dentro da Área de Proteção Ambiental (APA) da Serra do Lajeado. Apesar de oficialmente decretado Parque em 2001, segundo relatos dos gestores e funcionários do Instituto Natureza do Tocantins (NATURATINS), responsável pela unidade de conservação, a área encontra-se protegida e isolada de distúrbios antrópicos diretos desde 1998 (*comunicação pessoal*, Volney).

O relevo da região varia de plano a ondulado e, de acordo com a classificação da Embrapa, o solo predominante é o Latossolo Vermelho Escuro, não hidromórfico com horizonte B latossólico (Santos *et al.*, 2013). O clima é do tipo Aw, conforme a classificação de Koppen e Geiger (1936), caracterizado pela ocorrência de duas estações, uma estação seca de maio a setembro e outra chuvosa de outubro a abril, sendo úmido e subúmido com moderada deficiência hídrica no inverno. O total pluviométrico médio está entre 1300 e 1500 mm (Alvares *et al.*, 2013).

2.4.2. Formação vegetacional

A vegetação estudada é classificada como Cerradão, conforme descrições de Ratter, (1971); Oliveira-Filho *et al.*, (2002); e Ribeiro e Walter, (2008). Fisionomicamente, trata-se de uma formação com cobertura arbórea/arbustiva entre 70 e 90%, de dossel contínuo, com estrato herbáceo inexistente ou restrito a pequenas manchas com gramíneas, a altura média das árvores é de oito metros, com alguns indivíduos emergentes chegando até 23 metros. Algumas espécies típicas da formação também encontradas no Cerradão do PEL são: *Emmotum nitens* (Benth.) Miers e *Qualea parviflora* Mart., *Caryocar coriaceum* Wittm., *Xylopia aromatica* (Lam.) Mart., *Virola sebifera* Aubl.. A área de estudo está situada entre os paralelos 10° 10' 55'' e 10° 11' 20'' de latitude sul e entre os meridianos 48° 10' 50'' e 48° 10' 30'' de longitude oeste, apresentando extensão contínua de 10,15 hectares (Figura 1).

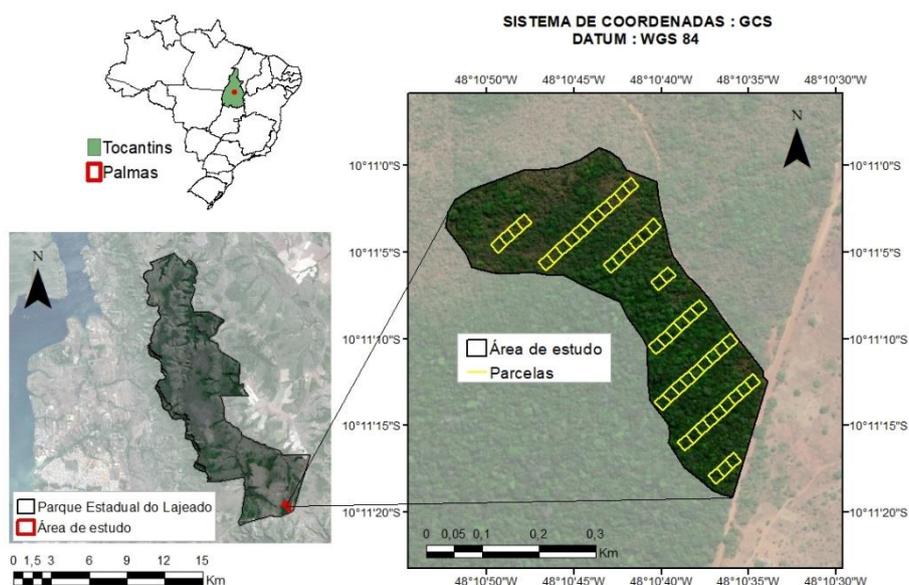


Figura 1. Localização da área de estudo no Parque Estadual do Lajeado, localizado no Município de Palmas, Estado do Tocantins, Brasil. Arranjo amostral, com os transectos e respectivas quantidades de parcelas.

2.4.3. Amostragem da vegetação

A amostragem da comunidade arbórea foi realizada de forma sistemática com transectos subdivididos em parcelas (Péllico Netto e Brena, 1997; Kershaw *et al.*, 2016). Foram amostrados oito transectos com 20 m de largura e comprimentos variados (de 40 a 220 m), posicionados de maneira equidistantes com 60 metros de distância entre si.

Cada transecto foi subdividido em parcelas de 400 m² (20 m x 20 m), totalizando 50 parcelas, as quais somam dois hectares de amostragem. Conforme sugestão metodológica para monitoramento de vegetação de Cerradão (Felfili, Carvalho e Haidar, 2005). Todas as parcelas estão demarcadas de forma permanente com estacas de ferro, visando ao monitoramento da comunidade ao longo do tempo.

Em 2012 (T₀), foi realizado o primeiro levantamento do estrato arbóreo, no qual todos os indivíduos lenhosos vivos e mortos ainda em pé, com diâmetro a 1,30 metros de altura do solo (DAP) \geq 5,0 cm, exceto lianas, foram amostrados e seus valores de DAP, altura total (HT) e identificação botânica. Todos os indivíduos amostrados receberam plaqueta de alumínio enumerada de registro para monitoramento individual. A altura dos indivíduos foi mensurada com auxílio de uma régua telescópica de 18 m. Alturas superiores a 18 m foram estimadas visualmente, tomando como referência a própria régua. Para indivíduos que apresentaram tronco múltiplo acima do nível do solo, foi utilizado como referência o diâmetro médio quadrático e a altura de Lorey, baseada na área basal e altura de cada bifurcação (Kershaw *et al.*, 2016).

Em 2020 (T₁), foi realizado o segundo levantamento, seguindo a mesma metodologia de coleta dos dados e medindo as mesmas variáveis supracitadas, inclusive para as árvores com tronco múltiplo. Indivíduos que atingiram o critério de inclusão entre 2012 e 2020 receberam uma plaqueta com numeração crescente em relação à numeração de 2012. Estes foram tratados como recrutamento. Os indivíduos que estavam vivos em 2012 e que foram encontrados mortos ainda em pé, ou que caíram ou que não foram encontrados na amostra em 2020 foram tratados como mortalidade.

Para todas as espécies inventariadas em 2020, foi realizada a coleta e herborização e as exsiccatas foram depositadas no Herbário da Universidade de Brasília (UnB). A lista dos *vouchers*, com seus respectivos números de coleta e espécie, está disponível no Apêndice 4. As espécies foram tratadas em famílias com base no sistema de classificação APG IV - *Angiosperm Phylogeny Group* (APG IV, 2016). O nome da espécie aceito e a sinonímia botânica foram verificadas na Lista de Flora do Brasil 2020 do Jardim Botânico do Rio de Janeiro (FORZZA *et al.*, 2021).

2.4.4. Análise de dados

2.4.4.1. Cálculo da biomassa

Para o cálculo da biomassa acima do solo foram utilizadas duas equações, ambas ajustadas especificamente para vegetação lenhosa do Cerradão (Miguel *et al.*, 2017a; Souza, 2020). A equação 1 foi utilizada para os indivíduos vivos e a equação 2 para os indivíduos encontrados mortos ainda em pé em 2012. As equações, com seus respectivos coeficientes e estatísticas de ajuste e precisão estão na Tabela 1.

Para os indivíduos encontrados mortos ainda em pé em 2012, não foi possível a determinação da densidade da madeira em nível de espécie. Dessa forma, para esse grupo de indivíduos foi utilizada a equação 2 de Miguel *et al.*, (2017a), a qual desconsidera a densidade da madeira na estimativa (Tabela 1).

Tabela 1. Equações matemáticas utilizadas para os cálculos de biomassa acima do solo (B) para a vegetação lenhosa em área de Cerradão, no Parque Estadual do Lajeado, Palmas - TO com seus respectivos coeficientes e estatísticas de ajuste e precisão (Miguel *et al.*, 2017a; Souza, 2020)

Equação	R ² (%)
$B = \frac{(231600 + 11600 * (DAP^3 * Ht * d)^{0,71}}{(231600 + (DAP^3 * Ht * d)^{0,71}}$	98 (1)
$B = 0,0123307 * DAP^{1.79593} * Ht^{1.54701}$	97 (2)

Onde: B= biomassa aérea individual (Kg); DAP= diâmetro medida a altura do peito (cm); HT = altura total (m); d: densidade da madeira (g/cm³); SYX (%): Erro padrão da estimativa em porcentagem; R²= Coeficiente de determinação.

Os valores de densidade da madeira foram obtidos por dados secundários. Para 36 espécies foram utilizados trabalhos com amostras de árvores no Cerrado (Vale, Brasil e Leão, 2002; Oliveira, 2014; Silva, 2014; Souza, 2020). Para as demais 34 espécies, foi utilizado o banco de dados pantropical, disponível na função “*getWoodDensity*” do pacote BIOMASS do *software* R, restringindo para amostras da América do Sul (Chave *et al.*, 2009; Réjou-Méchain *et al.*, 2017). Desse segundo banco de dados, para sete táxons, não foi possível encontrar a densidade em nível de espécie, para os quais foi utilizada a densidade média da madeira em nível de gênero (Chave *et al.*, 2009; Réjou-Méchain *et al.*, 2017). A densidade da madeira de cada espécie e a fonte da informação estão apresentadas no Apêndice 1.

2.4.4.2. Dinâmica da vegetação

A avaliação da dinâmica da vegetação foi realizada com base no número de indivíduos (NI) e na biomassa aérea (Mg).

Vale destacar que para o número de indivíduos, os indivíduos encontrados mortos em pé no T₀ não foram considerados nas análises, contabilizando como mortalidade apenas indivíduos vivos que morreram entre T₀ e T₁, tenham sido estes encontrados ou não na ocasião do segundo inventário. Já para biomassa acima do solo, os indivíduos mortos ainda em pé, tanto no T₀ como no T₁ foram contemplados, sendo considerados como perda de biomassa aérea apenas as árvores se encontravam caídas na ocasião do segundo inventário.

2.4.4.3. Número de indivíduos

Para a presente análise foram considerados o número de indivíduos vivos no T₀ (N_i - 2012), o número de indivíduos que morreram e recrutaram no período, o número total de indivíduos encontrados no T₁ (N_f - 2020) e o tempo transcorrido entre levantamentos (t - 8 anos). As mudanças populacionais nos intervalos de tempo serão assumidas em proporção constante em relação ao número de indivíduos inicial (Sheil, Burslem e Alder, 1995).

Para avaliar a mudança líquida do número de indivíduos foi utilizada a metodologia adotada por Korning e Balslev, (1994), a qual considera o número total de indivíduos no T₀, o número total de indivíduos no T₁ e o tempo transcorrido entre monitoramentos. Segundo os autores, para ciclos pequenos, em comparação ao ciclo silvigenético, a mortalidade e recrutamento estão relacionados à densidade inicial e são melhores descritos por funções exponenciais do que lineares¹. Neste caso, a mudança líquida representa a porcentagem de perda ou de ganho de indivíduos por ano da comunidade (%.ano⁻¹) (Equação 3).

$$Chn = \left[(Nt/N0)^{\left(\frac{1}{t}\right)} - 1 \right] * 100 \quad (\text{Equação 3})$$

¹ Comparado ao possível ciclo silvigenético da presente amostra, o tempo transcorrido entre as medições do presente monitoramento pode ser relativamente pequeno. Tendo em vista a constatação de Korning e Balslev (1994) sobre o comportamento exponencial da mortalidade e recrutamento no tempo, para as avaliações de mudança líquida da comunidade: para número de indivíduos e biomassa, optou-se pela utilização do modelo exponencial de Korning e Balslev (1994). Feita apenas a adaptação da variável utilizada para o parâmetro sob abordagem. Essa decisão foi tomada para todas as abordagens da dinâmica, baseada nessa argumentação apresentada para número de indivíduos.

Onde: Chn = mudança líquida no número de indivíduos; Nt = número de indivíduos no final do período; $N0$ = número de indivíduos no início do período; e t = Tempo transcorrido no período

Para determinação das taxas de mortalidade e de recrutamento, foi utilizada a metodologia de Sheil, Burslem e Alder (1995), que considera o número total de indivíduos no primeiro e no segundo período de monitoramento e o total de indivíduos de morreram ou recrutaram entre os períodos. O modelo exponencial de mortalidade de Sheil, Burslem e Alder (1995) e suas derivações para taxa de mortalidade (Equações 4 e 5) e recrutamento (Equação 6) são:

a) Mortalidade:

$$m = 1 - \left[1 - \frac{N_0 - N_1}{N_0}\right]^{1/t} \quad (\text{Equação 4})$$

Onde, m = mortalidade por ano; N_0 = número total de indivíduos no primeiro período ; N_1 = número total de indivíduos no segundo período; e t = tempo transcorrido entre períodos (anos).

b) Taxa de Mortalidade

$$TM = \left\{1 - \left[\frac{Ni - mo}{Ni}\right]^{\frac{1}{t}}\right\} * 100 \quad (\text{Equação 5})$$

Onde, TM = Taxa de mortalidade (%.ano-1); Ni = número total de indivíduos no primeiro período; mo = número total de indivíduos mortos no período; e t = tempo transcorrido entre períodos (anos).

c) Taxa de Recrutamento

$$TR = \left\{1 - \left[\frac{Ni - re}{Ni}\right]^{\frac{1}{t}}\right\} * 100 \quad (\text{Equação 6})$$

Onde, TR = Taxa de recrutamento (%.ano-1); Ni = número total de indivíduos no primeiro período; re = número total de indivíduos recrutados no período; e t = tempo transcorrido entre períodos (anos).

Parte da dinâmica da vegetação foi expressa pela taxa de rotatividade da comunidade (*turnover*). O taxa de rotatividade pode ser calculado tanto como taxa de reposição expressa em %.ano⁻¹, como em tempo expresso em anos (Korning e Balslev, 1994; Oliveira-Filho, Mello e Scolforo, 1997). Nos dois casos, ela é obtida pela média de duas outras análises. Na primeira (Equação 9), ela representa a média entre as taxas de mortalidade e de recrutamento (%.ano⁻¹) (Equação 5 e 6), na segunda (Equação 10), a média entre o tempo de duplicação e tempo de meia vida em anos (Equação 7 e 8), respectivamente. (Korning e Balslev, 1994; Oliveira-Filho, Mello e Scolforo, 1997). As equações utilizadas para essa análise seguiram as metodologias de Korning e Balslev (1994); Oliveira-Filho, Mello and Scolforo (1997):

a) Tempo de duplicação

$$t_2 = \frac{\ln(2)}{\ln(1 + \frac{TR}{100})} \quad (\text{Equação 7})$$

Onde, t_2 = tempo de duplicação (anos); \ln = logaritmo neperiano; TR= taxa de recrutamento (%.ano⁻¹).

b) Tempo de Meia-vida

$$t_{1/2} = \frac{\ln(0,5)}{\ln(1 + \frac{TM}{100})} \quad (\text{Equação 8})$$

Onde, $t_{1/2}$ = tempo de meia-vida (anos); \ln = logaritmo neperiano; TM= taxa de mortalidade (%.ano⁻¹).

c) Taxa de Rotatividade:

$$T_{rot} = \frac{(TM+TR)}{2} \quad (\text{Equação 9})$$

Onde, T_{rot} = taxa de rotatividade (%.ano⁻¹); TM= taxa de mortalidade (%.ano⁻¹); TR= taxa de recrutamento (%.ano⁻¹)

d) Tempo de rotatividade:

$$t_{rot} = \frac{(t_2+t_1)}{2} \quad (\text{Equação 10})$$

Onde, t_{rot} = taxa de rotatividade (anos); t_2 = tempo de duplicação (anos); $t_{1/2}$ = tempo de meia-vida (anos)

A partir da análise da distribuição diamétrica em histogramas de frequência, para os dois períodos de monitoramento diferentes, é possível verificar se a comunidade tem potencial autorregenerativo, ou seja, se o seu conjunto de indivíduos apresenta ou não potencial de migrarem das classes inferiores para as classes superiores de diâmetro, como sugerido por Scolforo e Melo (2006). Dessa forma, seguindo o procedimento proposto por Appolinário, Oliveira Filho e Guilherme, (2005) e Machado e Oliveira-Filho (2010), foram elaborados histogramas de frequência de diâmetros em classes diamétricas crescentes para a amostragem de 2012 e para de 2020, a fim de verificar alterações na estrutura da comunidade. O intervalo das classes diamétricas foi de 5 cm. Além disso, foram confeccionados histogramas de frequência de indivíduos em classes de altura (estrutura vertical da floresta). Para as classes de altura foi considerado intervalo de 2 m entre as classes. Para avaliar se há diferença estatística entre os histogramas nos dois períodos de monitoramento (estrutura da vegetação), foi realizado o teste estatístico não paramétrico de Kolmogorov-Smirnov de aderência de distribuições (Zar, 1999), à 95% de probabilidade.

2.4.4.3.1. Biomassa

A abordagem das alterações no tempo em biomassa nas análises de dinâmica de comunidades lenhosas tem sido tratada, para a maioria dos trabalhos, em ganhos e perdas líquidas (Brienen *et al.*, 2015; Hubau *et al.*, 2020), com algumas metodologias sugerindo comportamentos lineares do crescimento da comunidade ao longo do tempo (Souza *et al.*, 2012; Kershaw *et al.*, 2016). Para o presente trabalho, foi utilizado o modelo exponencial de ganho líquido (Korning e Balslev, 1994) e foram adaptadas as equações exponenciais sugeridas por Sheil, Jennings e Savill (2000) para dinâmica em área basal (m^2). Todavia, a área basal foi substituída pela biomassa para as análises pertinentes. A justificativa da adaptação da metodologia deu-se pelo valor de correlação entre essas variáveis (Correlação: Área basal x Biomassa: 96,67%; Figura 2) e também pela falta de metodologia específica para esse tipo de abordagem.

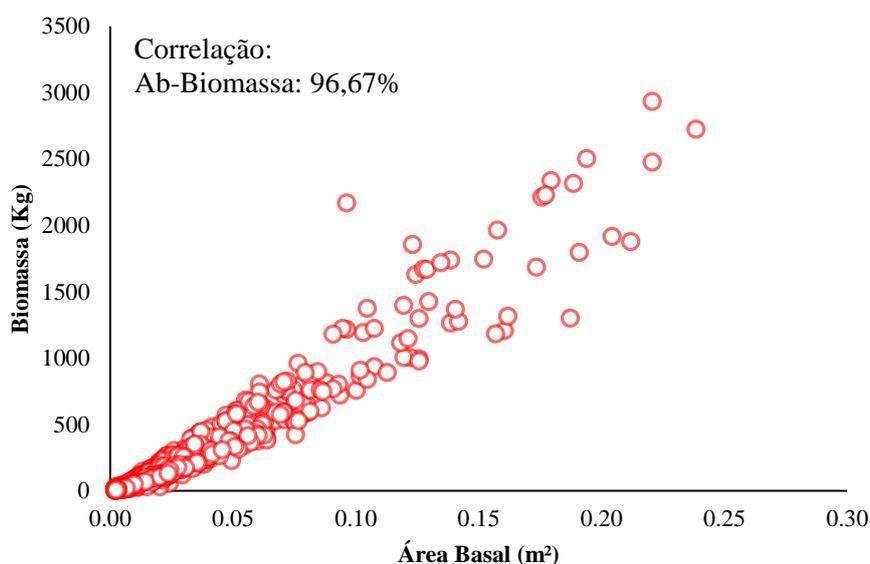


Figura 2. Dispersão dos valores de volume de madeira (m^3) em função da biomassa (Kg) e área basal (m^2), para os indivíduos lenhosos amostrados em área de Cerradão no Parque Estadual do Lajeado, Palmas – TO

Foram consideradas as alterações da comunidade em relação ao somatório da biomassa de todos os indivíduos da comunidade entre as duas medições. Foram considerados como perda ou decremento o somatório dos indivíduos que caíram, assim como o somatório da diferença negativa de biomassa entre medições ($Bi_{2020} - Bi_{2012}$), ocasionados por perda de bifurcação e eventuais quebras do tronco principal dos indivíduos sobreviventes (perda em altura) (Sheil, Jennings e Savill, 2000). Indivíduos mortos ainda em pé foram contabilizados como biomassa aérea da comunidade. Apesar

desses indivíduos já terem iniciado o processo de decomposição, eles ainda sustentam parte da biomassa aérea da comunidade.

Foram considerados como ganho em biomassa o incremento oriundo do somatório da biomassa dos indivíduos recrutados em 2020 e o somatório da diferença positiva da biomassa entre medições ($Bio_{2020} - Bio_{2012}$) ocasionados pelo crescimento diamétrico e de altura natural dos indivíduos sobreviventes.

Para mudança líquida em biomassa, resultado com interpretação similar à mudança líquida em número de indivíduos, expressa em $\%.ano^{-1}$, foi utilizada a metodologia de Korning e Balslev (1994), conforme Equação 11.

$$ChBio = \left[(Bio_t / Bio_0)^{\left(\frac{1}{t}\right)} - 1 \right] * 100 \quad \text{(Equação 11)}$$

Onde, $ChBio$ = Mudança líquida em Biomassa ($\%.ano^{-1}$); Bio_t = biomassa no final do período (Mg); Bio_0 = Biomassa no início do período (Mg); t = tempo transcorrido entre monitoramentos (anos).

Em termo mais específicos de decrementos e incrementos, foram calculadas as taxas de perda e de ganho em biomassa, ambas expressas em $\%.ano^{-1}$ (Sheil, Jennings e Savill, 2000), conforme as Equações 12 e 13.

a) Taxa de Perda de Biomassa

$$P = \left\{ 1 - \left[\frac{Bio_0 - Bio_m + Bio_d}{Bio_0} \right]^{\left(\frac{1}{t}\right)} - 1 \right\} * 100 \quad \text{(Equação 12)}$$

Onde, P = perda média anual de biomassa ($\%.ano^{-1}$); Bio_0 = Biomassa no início do período; Bio_m = biomassa perdida por mortalidade; Bio_d = biomassa perdida por decréscimo dos sobreviventes; e t = tempo transcorrido no período (anos).

b) Taxa de Ganho de Biomassa

$$G = \left\{ 1 - \left[1 - \left(\frac{Bior + Bio_g}{Biot} \right) \right]^{\left(\frac{1}{t}\right)} - 1 \right\} * 100 \quad \text{(Equação 13)}$$

Onde, G = ganho em biomassa ($\%.ano^{-1}$); $Biot$ = biomassa ao final do período; $Bior$ = biomassa ganha com recrutamento; Bio_g = biomassa ganha por incremento dos sobreviventes; e t = tempo transcorrido no período (anos).

Também foram elaborados histogramas de biomassa acima do solo para as classes diamétricas e de altura. O intervalo de classe de diâmetro e altura foram os mesmos adotados no item 2.4.4.3. Com essas análises, foi possível entender onde está a maior contribuição do ganho ou perda em produção em relação a estrutura da comunidade.

2.4.4.4. Dados climáticos

Com a finalidade de verificar possíveis alterações nos padrões climáticos ou a ocorrência de algum eventos climáticos extremos foram utilizados os bancos de dados de pluviosidade e de temperatura média mensais da Climatic Research Unit (CRU) Time-Series (TS) version 4.04 (Harris, Jones e Osborn, 2020). Os dados climáticos foram obtidos para o período de janeiro de 2001, ano oficial de criação do PEL, a dezembro de 2019, um mês antes do segundo inventário da vegetação.

Para verificar a ocorrência de secas na região da área de estudo foram utilizados os bancos de dados mensais do Índice de Severidade de Seca de Palmer (PDSi), disponíveis na plataforma Google Engine (Gorelick *et al.*, 2017). Esse índice se baseia no balanço hídrico entre precipitação e evapotranspiração e nas características de umidade do solo para estimar a severidade de seca, assim como determinar o momento de início e de término de eventos de seca em um determinado local (Palmer, 1965). O índice varia de +10 a -10, sendo que valores negativos indicam condição seca e valores ≤ -4 referem-se a situação de “seca extrema” (Palmer, 1965).

2.5. RESULTADOS

2.5.1. Número de indivíduos

Em 2012 havia 1.136 indivíduos.ha⁻¹ vivos e em 2020 foram verificados 1.162,5 ind.ha⁻¹. Esta diferença resultou em ganho líquido de 0,29 %.ano⁻¹, como reflexo do maior recrutamento (242,5 ind.ha⁻¹) em relação à mortalidade (216 ind.ha⁻¹), aumentando a quantidade de indivíduos de 2012 para 2020 (Tabela 2). Sendo que, aproximadamente, 81% dos indivíduos sobreviveram (920 ind.ha⁻¹) entre os períodos de monitoramento.

A taxas de recrutamento (2,88 %.ano⁻¹) foi superior a taxa de mortalidade (2,60 %.ano⁻¹) e resultou na taxa de rotatividade de 2,74 %.ano⁻¹. A pequena diferença nos valores das taxas de mortalidade e de recrutamento resultaram em similares tempo de meia vida (26,29 anos) e de duplicação (24,40 anos), e conseqüentemente tempo de renovação (25,34) (Tabela 2).

Tabela 2. Parâmetros da dinâmica em relação ao número de indivíduos da vegetação lenhosa em Cerradão no Parque Estadual do Lajeado, Palmas – TO.

Parâmetro (Nº de Indivíduos)	Período 2012-2020
Tempo entre medições (ano)	08
Nº de indivíduos inicial (Ind.ha ⁻¹)	1.136
Sobreviventes (Ind.ha ⁻¹)	920
Mortalidade (Ind.ha ⁻¹)	216
Recrutamento (Ind.ha ⁻¹)	242,5
Nº de indivíduos final (Ind.ha ⁻¹)	1.162,5
Ganho líquido (%.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	0,29
Taxa de Recrutamento (%.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	2,88
Taxa de Mortalidade (%.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	2,60
Taxa de rotatividade (%.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	2,74
Meia-vida (anos)	26,29
Duplicação (anos)	24,40
Tempo de renovação (anos)	25,34

Para os dois anos de monitoramento, a vegetação apresentou distribuição de indivíduos em relação às classes diamétricas do tipo “J reverso” (exponencial negativo). Com maior quantidade de indivíduos nas classes iniciais, decrescendo gradualmente conforme aumento do tamanho das classes (Figura 3), sem diferença estatística no padrão de distribuição entre os anos inventariados (teste Kolmogorov-Smirnov, $p = 0,97$), mostrando que vegetação manteve sua estrutura horizontal. Todas as classes de diâmetro representadas em 2012 foram representadas em 2020 e não houve aumento do número de classes entre as medições (aumento da cauda), mantendo a maior classe diamétrica entre 55-60 cm.

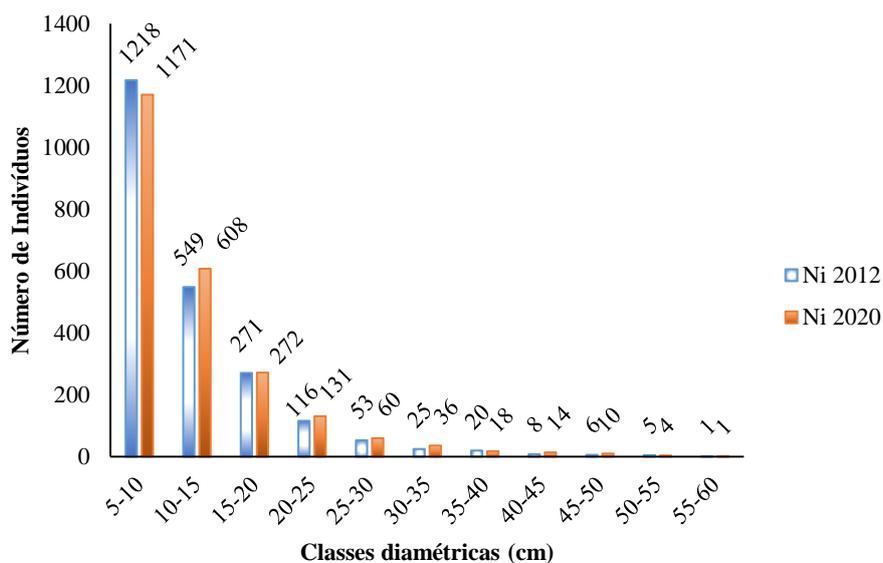


Figura 3. Histograma de frequência do número de indivíduos em relação às classes diamétricas do ano de 2012 e de 2020 para comunidade a vegetação lenhosa do Cerradão amostrado no Parque Estadual do Lajeado, Palmas - Tocantins.

As classes que apresentaram ganhos mais expressivos em número de indivíduos foram de 10-15, 20-25 e de 30-35 cm. Já em valores percentuais, as classes com maiores ganhos foram as de 30-35, 40-45 e 45-50 cm (Figura 4). O crescimento percentual dessas classes está diretamente relacionado ao incremento dos indivíduos sobreviventes, os quais ingressaram de classes inferiores para classes superiores entre 2012 e 2020. As quantidades de indivíduos que ingressaram, egressaram, morreram e foram recrutados, assim como as taxas de recrutamento, mortalidade e taxa de rotatividade para cada classe pode ser verificada na Tabela 3.

Tabela 3. Resultado de dinâmica para número de indivíduos em classes diamétricas para a comunidade total (2 hectares de amostragem), destacando a quantidade de indivíduos que egressaram e ingressaram, assim como a mortalidade e o recrutamento em cada classe, em valores absolutos, e ganho líquido, taxa de mortalidade, taxa de recrutamento e taxa de *turnover* em valores relativos anuais. Ni: Número de indivíduos em 2012, no início do período; R: Número de indivíduos recrutados entre 2012 e 2020; I: Número de indivíduos que ingressaram na classe diamétrica entre 2012 e 2020; M: Número de indivíduos que morreram entre 2012 e 2020; E: Número de indivíduos que saíram da classe diamétrica entre 2012 e 2020; GL: Ganho líquido em % .ano⁻¹; TM: Taxa de mortalidade em % .ano⁻¹; TR: Taxa de recrutamento em % .ano⁻¹; Trot: Taxa de rotatividade em % .ano⁻¹

Classes diamétricas	Ni	R	I	M	E	Nf	GL	TM	TR	Trot
5-10	1.218	467	12	236	290	1.171	-0,49	6,82	6,36	6,59
10-15	549	18	277	98	138	608	1,28	6,78	7,96	7,37
15-20	271	-	142	59	82	272	0,05	8,77	8,82	8,79
20-25	116	-	79	21	43	131	1,53	9,54	10,91	10,23
25-30	53	-	41	11	23	60	1,56	12,04	13,39	12,71
30-35	25	-	24	3	10	36	4,66	8,77	12,83	10,80
35-40	20	-	10	2	10	18	-1,31	10,82	9,64	10,23
40-45	8	-	10		4	14	7,25	8,30	14,50	11,40
45-50	6	-	5		1	10	6,59	2,25	8,30	5,28
50-55	5	-	1	1	1	4	-2,75	6,19	3,53	4,86
55-60	1	-	1	1	-	1	0,00	100,00	100,00	100,00

Avaliando as taxas de recrutamento e de mortalidade por classes de diâmetro, verifica-se que as maiores diferenças entre taxas as foram nas maiores classes diamétricas, justamente as que apresentaram maior ganho percentual (Figura 4). Nas classes inferiores, as taxas praticamente se igualam ou apresentam diferenças pequenas, favorecendo majoritariamente o recrutamento.

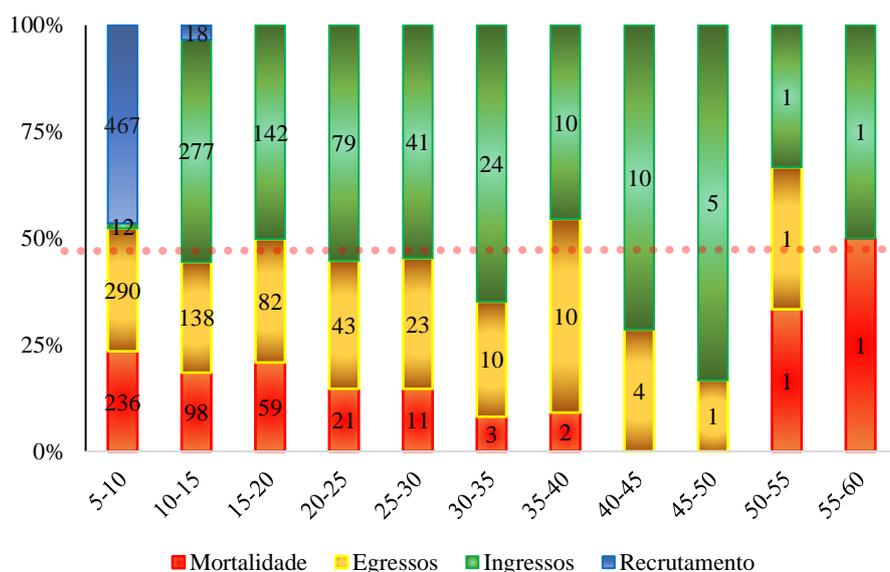


Figura 4. Contribuição percentual do recrutamento, mortalidade, ingressos e egressos para cada uma das classes diamétricas entre 2012 e 2020 para vegetação lenhosa de Cerradão amostrada no PEL, Palmas – Tocantins. Valores dentro das barras são os valores absolutos de números de indivíduos. A linha pontilhada vermelha indica o valor de 50% de contribuição. Ou seja, somatório dos valores de mortalidade e egressos superiores a 50% indicam perda de indivíduos para o período e o contrário para o somatório de recrutamento e ingressos, representando aumento do número de indivíduos.

2.5.2. Biomassa

Sobre a biomassa, vale lembrar que foram considerados como mortalidade os indivíduos que caíram entre as duas medições. Indivíduos mortos ainda em pé no primeiro e no segundo período, continuaram sendo contabilizados como biomassa aérea da comunidade. Os indivíduos mortos ainda pé em 2020 somaram 105 ind.ha⁻¹ (8,30% do total) e 10,70 Mg. ha⁻¹ de biomassa (6,55%).

Foi registrado aumento da biomassa entre 2012 (67,17 Mg.ha⁻¹) e 2020 (81,63 Mg.ha⁻¹), o que resultou em ganho líquido de 2,47 %.ano⁻¹ (Tabela 4). Este aumento da biomassa acima do solo foi reflexo principalmente do crescimento dos indivíduos sobreviventes (22,33 Mg.ha⁻¹), aproximadamente 90% do ganho total da comunidade. Por

outro lado, a maior perda em biomassa foi registrada pela mortalidade (7,87 Mg.ha⁻¹) representada pelos indivíduos mortos caídos + não encontrados. Ao passo que o ganho em biomassa proporcionado pelos indivíduos recrutados (2,56 Mg.ha⁻¹) foi igual a perda por decremento (diminuição diamétrica ou de altura total). Os ganhos de biomassa resultaram na taxa de 4,45 %.ha⁻¹.ano⁻¹ e as perdas em 2,09 %.ha⁻¹.ano⁻¹. Com isso a taxa de rotatividade foi de 3,27 %.ano⁻¹ (Tabela 4).

Tabela 4. Parâmetros da dinâmica em relação à biomassa da vegetação lenhosa do Cerradão amostrada no Parque Estadual do Lajeado, Palmas – TO

Parâmetro (Biomassa)	Período 2012-2020
Tempo entre medições (ano)	08
Biomassa inicial (Mg.ha ⁻¹)	67,17
Ganho por incremento (Mg.ha ⁻¹)	22,33
Ganho por recrutamento (Mg.ha ⁻¹)	2,56
Perda por decremento (Mg.ha ⁻¹)	2,56
Perda por mortalidade (Mg.ha ⁻¹)	7,87
Biomassa final (Mg.ha ⁻¹)	81,63
Ganho líquido (%.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	2,47
Taxa de Ganho (%.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	4,45
Taxa de Perda (%.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	2,09
Taxa de rotatividade (%.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	3,27

Praticamente todas as classes apresentaram ganho de biomassa entre 2012 e 2020. Somente a classe de 5-10 cm e a de 35-40 cm apresentaram perdas (Figura 5). A primeira delas reduziu sua biomassa em 0,13 Mg.ha⁻¹, resultado da diminuição do número de indivíduos dessa classe entre as duas medições. Já a classe de 35-40 diminuiu em 0,25 Mg.ha⁻¹, pela mortalidade de três indivíduos, e pela mudança de indivíduos sobreviventes para classes diamétricas superiores. Com isso, as classes de 40 a 50 cm apresentaram ganho mais expressivo.

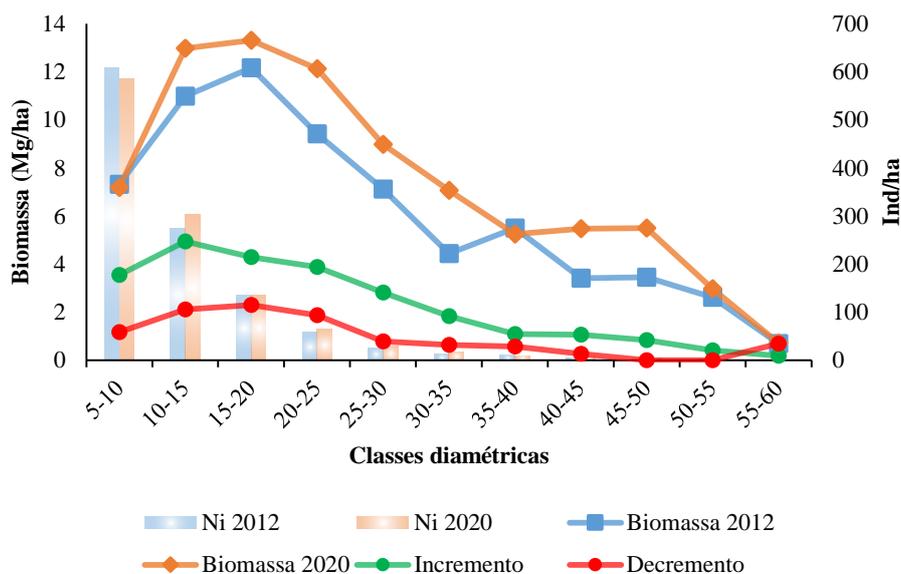


Figura 5. Distribuição da biomassa acima do solo entre as classes de diâmetro nos anos de 2012 (linha azul) e 2020 (linha laranja) e ganhos (linha verde) e perdas (linha vermelha) em biomassa entre 2012 e 2020 para a vegetação lenhosa do Cerradão amostrada no Parque Estadual do Lajeado, Palmas – TO. As barras representam a distribuição de indivíduos/ha (barra azul 2012 e barra laranja 2020)

Analisando a frequência de indivíduos em classes de altura, foi possível verificar deslocamento do número de indivíduos representantes das classes inferiores para classes superiores (Figura 6). Apesar desse deslocamento, não foi verificada diferença estatística no padrão de distribuição de altura entre os anos inventariados (teste Kolmogorov-Smirnov, $p = 0,73$). Cabe destacar que as alturas menores do que três metros registradas em 2020 foram indivíduos que apresentaram quebra do tronco principal e, conseqüentemente, tiveram diminuição de sua altura total em relação ao inventário de 2012.

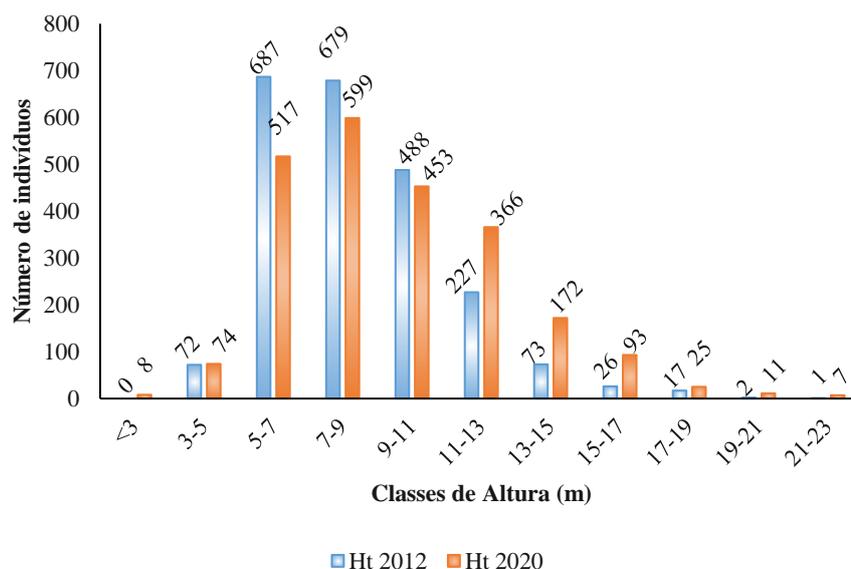


Figura 6. Histograma de frequência do número de indivíduos da comunidade total (2 ha) em relação as classes de altura do ano de 2012 e de 2020 para comunidade de Cerradão no PEL, Palmas - Tocantins.

Foram registrados 64 indivíduos ainda vivos com tronco principal quebrado, dos quais 59 apresentaram perda em altura em relação à 2012. Em média, as árvores quebradas apresentaram perda de 2,5 m de altura, com perdas máximas de até 10 m. Decrementos pela quebra de tronco principal, somaram, aproximadamente 0,16 Mg.ha⁻¹.

Com o incremento em altura e, conseqüentemente, o aumento do número de indivíduos representantes nas maiores classes de alturas, foi observado o deslocamento do acúmulo de biomassa para classes de maiores alturas, além do aumento da biomassa total entre as medições (Figura 7).

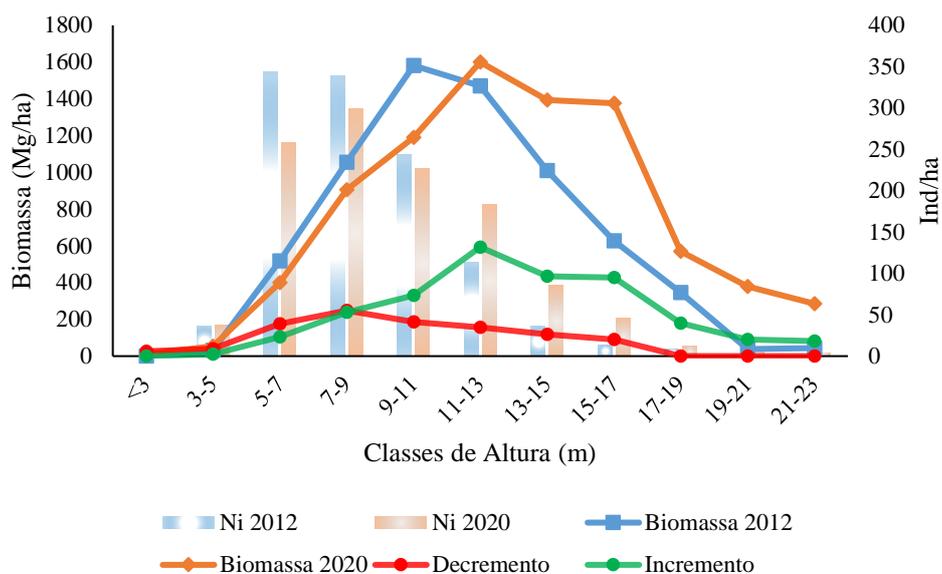


Figura 7. Distribuição da biomassa acima do solo entre as classes de altura nos anos de 2012 (linha azul) e 2020 (linha laranja) e ganhos (linha verde) e perdas (linha vermelha) em biomassa entre 2012 e 2020 para a vegetação lenhosa do Cerradão amostrada no Parque Estadual do Lajeado, Palmas – TO. As barras representam a distribuição de indivíduos/ha (barra azul 2012 e barra laranja 2020).

Outro parâmetro que apresentou influência no acúmulo de biomassa foi a densidade da madeira. A densidade da madeira variou entre 0,37 e 1,12 g/cm³, com valor médio de $\approx 0,69$ g/cm³ em 2012 e em 2020. A maioria das espécies, independente da densidade da madeira, apresentou ganho líquido positivo para o período (Figura 8). O maior ganho líquido positivo foi para densidade de $\approx 0,62$ g/cm³ e as maiores perdas líquidas para as densidades 0,47 e 0,57 g/cm³.

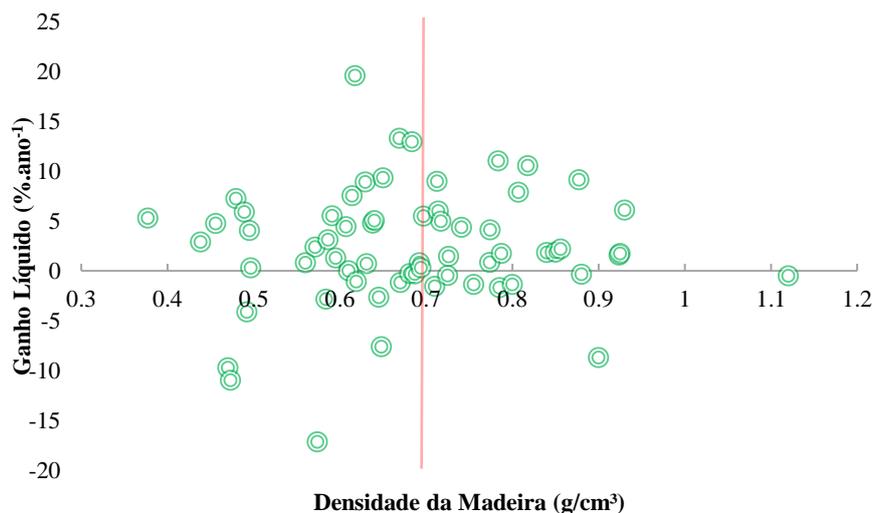


Figura 8. Dispersão do ganho líquido em biomassa (Mg/ha), entre 2012 e 2020 em relação a densidade da madeira das espécies lenhosa amostradas em uma área de Cerradão no Parque Estadual do Lajeado, Palmas - TO. Linha vermelha indica aproximadamente o valor médio de densidade da madeira. Os círculos representam as 70 espécies encontradas nas duas medições.

2.5.3. Dados climáticos

O menor índice pluviométrico anual verificado entre 2001 e 2019 foi de, aproximadamente, 1190 mm e o maior de 1970 mm (com média de 1570 mm por ano para o período) (Figura 9). A temperatura média do período foi de 27,6°C, variando de 27 a 28,5°C. Em 2007, 2016, 2017 e 2018 foram verificados valores de precipitação abaixo da média. De modo geral, os anos que registraram maior temperatura média foram consequentemente os anos com menor precipitação total.

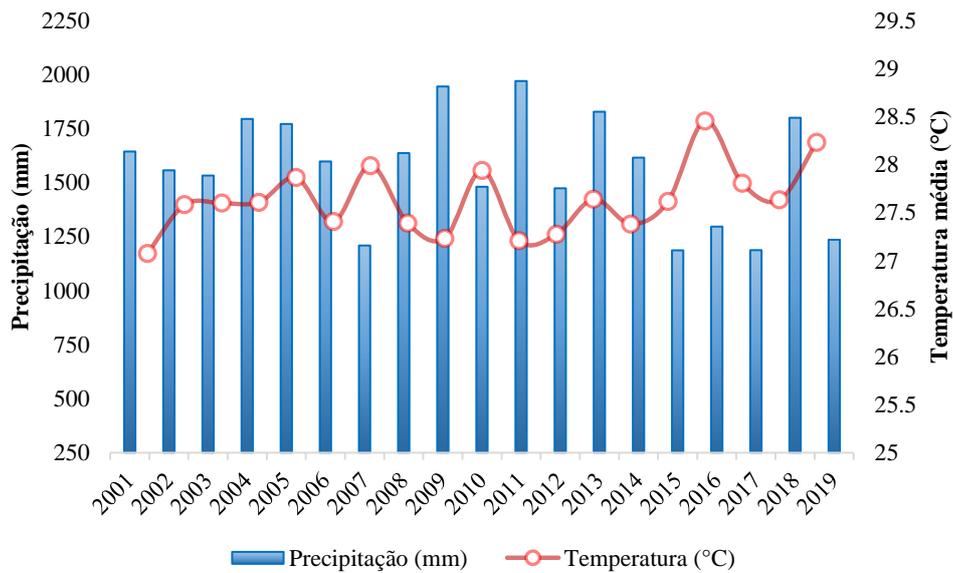


Figura 9. Serie temporal, de 2001 a 2019, de precipitação total e temperatura média, para a região do Parque Estadual do Lajeado, Palmas – Tocantins.

Para o mês mais seco entre 2001 e 2019 foi verificado um índice de severidade de seca de Palmer de -7,30 e para o mês mais úmido índice de 5,36. Por 29 meses consecutivos, entre novembro de 2015 e março de 2018, o índice registrou valores abaixo de -4, indicando seca extrema para região nesse período (Figura 10 e Apêndice 2). Depois desse período houve uma atenuação na severidade de seca, porém o índice continuou registrando valores negativos.

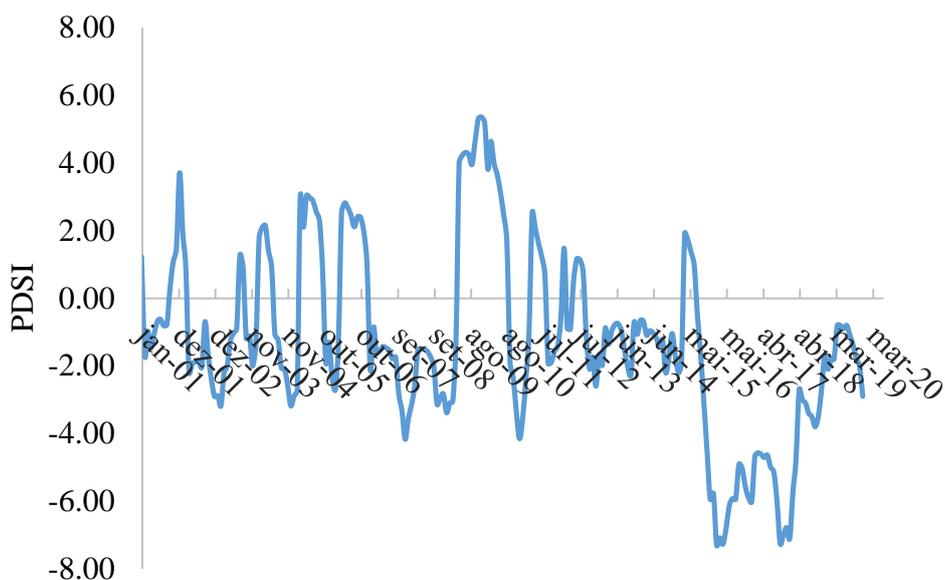


Figura 10. Serie temporal de 2001 a 2019 do índice de severidade de seca de Palmer (PDSI), representado pela linha azul, para a região do Parque Estadual do Lajeado, Palmas – Tocantins.

2.6. DISCUSSÃO

No período de 2012 a 2020, número de indivíduos e biomassa apresentaram ganhos líquidos. O maior destaque foi para a biomassa, variável que aumentou em função do número de indivíduos e do crescimento em diâmetro e altura. Número de indivíduos praticamente se manteve entre as duas medições, com o recrutamento superando ligeiramente a mortalidade. A proteção da área por 20 anos contra distúrbios antrópicos diretos permitiu que a vegetação apresentasse incremento dos dois parâmetros analisados, tendo em vista que distúrbios antrópicos como queimadas recorrentes e corte seletivo de indivíduos arbóreos prejudicam a estrutura lenhosa de florestas, com perdas líquidas em número de indivíduos e biomassa (Pessoa e de Araujo, 2014; De Meira Junior *et al.*, 2020; Gomes *et al.*, 2021).

Em relação ao número de indivíduos o maior recrutamento foi reflexo da colonização dos espaços abertos pela morte natural e queda de árvores, principalmente as de grandes dimensões (Tabela 3 e Figura 4). A queda de árvores grandes resulta na abertura de espaço ocupado por árvores na floresta, chamado de clareira, o qual posteriormente é ocupado por um conjunto de indivíduos finos do estrato regenerante (Felfili, 1995b; Schnitzer e Carson, 2001; Hunter *et al.*, 2015). Ou seja, a morte de um indivíduo sendo compensada pelo recrutamento de muitos indivíduos.

Ainda sobre número de indivíduos, a proximidade entre as taxas de recrutamento e mortalidade para número de indivíduos indicam equilíbrio dinâmico para esse parâmetro. Quanto mais próximo de zero a diferença entre mortalidade e recrutamento mais próxima a comunidade se encontra do equilíbrio dinâmico (Swaine, Lieberman e Putz, 1987; Felfili, 1995a). Adicionalmente, valor de recrutamento ligeiramente superior ao de mortalidade representa um intervalo temporal de maior recrutamento, já que o equilíbrio dinâmico acontece por flutuações cíclicas, com períodos de maior recrutamento e períodos de maior mortalidade (Felfili, 1995b).

A taxa de retorno para número de indivíduos revela que a comunidade apresentou padrão similar ao verificado em Cerradões em condições climáticas similares (3,85%.ano⁻¹ Marimon *et al.* (2014); e 5,01%.ano⁻¹ Silva *et al.* (2020), com taxa acima do esperado para florestas tropicais úmidas (entre 0 - 2% %.ano⁻¹ (Swaine, Lieberman e Putz, 1987; Lewis *et al.*, 2004b; Phillips *et al.*, 2004). A variação climática intra-anual em ambientes sob clima sazonal, com uma estação seca e outra chuvosa, promovem oscilações periódicas no número de indivíduos, o que pode aumentar a taxa de retorno para esse parâmetro (Allen *et al.*, 2017; Vilanova *et al.*, 2018).

A taxa de retorno da biomassa acima do solo, numericamente superior à verificada para número de indivíduos, revela uma dinâmica mais acelerada para biomassa do que para número de indivíduos, com destaque para o incremento em biomassa, praticamente duas vezes maior que o decremento. Durante a silvigênese de florestas nativas sem perturbações diretas, a taxa de incremento tanto em número de indivíduos, como em biomassa, é acentuada nas fases iniciais, com diminuição gradual assíncrona conforme avanço sucessional (Letcher e Chazdon, 2009; Wang *et al.*, 2017). Assíncrona pois, entre a fase secundária inicial e a secundária avançada, o incremento biomassa continua alto, enquanto para número de indivíduos está próximo de zero (Poorter *et al.*, 2016; Wang *et al.*, 2017; Oberleitner *et al.*, 2021). Diminuições na taxa de crescimento em biomassa acontecem entre o final da fase secundária e a fase tardia (Marín-Spiotta, Ostertag e Silver, 2007; Wang *et al.*, 2017; Oberleitner *et al.*, 2021). Logo, tendo como base as taxas de ganhos e perdas em número de indivíduos e biomassa, aparentemente a vegetação lenhosa de Cerradão está próxima da sua capacidade suporte em número de indivíduos, porém ainda não atingiu sua capacidade suporte para biomassa, podendo continuar incrementando nesse parâmetro no futuro.

O deslocamento da distribuição de indivíduos em classes de diâmetro e de altura de classes iniciais para classes intermediárias refletem o crescimento natural dos indivíduos sobreviventes (81% da densidade absoluta) entre as duas medições. Sendo que os sobreviventes contribuíram com 90% do ganho em biomassa para o período. Indivíduos de maiores dimensões representam um valor em biomassa equivalente a um conjunto de indivíduos pequenos, como os verificados no recrutamento (Miguel, A. V. Rezende, *et al.*, 2017; Terra *et al.*, 2018; Hubau *et al.*, 2020). Na mesma linha, o incremento de um indivíduo de médio e grande porte representa o incremento de um conjunto de indivíduos menores, justificando a maior contribuição do incremento em biomassa pelo crescimento natural dos sobreviventes.

O ganho de biomassa da vegetação pode ter sido catalisado pelo aumento irrefutável das concentrações de CO₂ atmosférico (Hubau *et al.*, 2020; Maia *et al.*, 2020; Eyring *et al.*, 2021). O aumento na concentração de CO₂ atmosférico acelera processos dinâmicos da vegetação e aumenta a taxa fotossintética das plantas, com isso, caso não exista um fator limitante como quantidade de água disponível e nutrientes do solo, se tem um aumento de biomassa acima do solo (S.L. Lewis *et al.*, 2009a; Schimel, Stephens e Fisher, 2015; Phillips *et al.*, 2016).

Assim como verificado para número de indivíduos, uma parte do ganho líquido em biomassa foi afetado por perdas relacionadas ao decremento natural em diâmetro e altura (perda de casca, morte de ramificações e quebra do fuste principal) e queda de indivíduos. A perda de casca e morte de bifurcações são eventos naturais esperados em monitoramentos de vegetação (Felfili, 1995a; de Oliveira e Felfili, 2008; Fontes e Walter, 2011). Já a quebra de fuste principal pode estar relacionada com a queda de árvores maiores sobre árvores menores, patógenos e efeito de raios danificando a copa (Phillips *et al.*, 2016; McDowell *et al.*, 2018; Yanoviak *et al.*, 2020).

Os decrementos naturais de diâmetro e altura contribuíram com parte da perda total de biomassa, entretanto a mortalidade somou aproximadamente 75% da perda total de biomassa da vegetação. Apesar disso, não foram verificadas mortalidades acentuadas em nenhuma das classes diamétricas e as perdas de biomassa não foram suficientes para compensar os ganhos. Diminuições nos estoques de biomassa de florestas tropicais têm sido relacionados a aceleração dos processos dinâmicos nas comunidades diante do aquecimento global, mas, principalmente, a eventos de seca severas, efeitos de *El Niño South Oscillation* (ENSO) mais duradouros, culminando em eventos de mortalidade em

massa, principalmente de árvores de grandes dimensões (Mews *et al.*, 2011; Brienen *et al.*, 2015; Phillips *et al.*, 2016; Vilanova *et al.*, 2018; De Meira Junior *et al.*, 2020; Hubau *et al.*, 2020).

Na série temporal verificados dois períodos com precipitação abaixo da média, um com duração de ano (2007) e outro que continuou por três anos consecutivos (2015 – 2017) (Figura 9). A precipitação abaixo da média entre 2015 e 2017 teve como resultado 29 meses seguidos registrando seca severa na área de estudo (índice PDSI ≤ -4) – Figura 10 e Apêndice 2. Além disso, análises climatológicas indicaram que entre 2011 e 2019, as regiões Norte e Centro-Oeste do Brasil foram expostas às condições de seca mais intensas e duradouras dos últimos 60 anos, com destaque para o período 2014 e 2015, quando a seca atingiu seu pico (Cunha *et al.*, 2019). Tendo em vista o tempo de resposta de comunidades a eventos de seca severa (Phillips *et al.*, 2009, 2016; De Meira Junior *et al.*, 2020), esperava-se algum efeito principalmente na mortalidade da comunidade. Entretanto, o Cerradão apresentou manutenção da estrutura da vegetação, praticamente manutenção no número de indivíduos, aumento de biomassa acima do solo e não foi verificada mortalidade acentuada em alguma das classes de diâmetro, comportamento contrário ao que vem sendo verificado para florestas tropicais na última década.

Nesse sentido, acreditamos que houve uma combinação de fatores resultando no aumento de biomassa, tanto dos anos de clima desfavorável não terem sido severos a ponto de atingir o limite de estresse das espécies, como das espécies lenhosas de Cerradão serem menos sensíveis à seca. Florestas apresentam um ponto limite de estresse, a partir do qual diminuições de precipitação e aumentos de temperatura promovem perdas de biomassa (Maia *et al.*, 2020). Além disso, apesar de algumas incertezas de florestas sob clima estacional serem mais resistentes à secas severas que florestas tropicais (Allen *et al.*, 2017), por questões físicas dos solos do Cerrado e características morfológicas e fisiológicas das espécies desse bioma, a vegetação apresenta menor sensibilidade à seca (Lloyd *et al.*, 2009; Marimon *et al.*, 2014)..

Por mais que as mudanças climáticas estejam promovendo uma tendência de diminuição na densidade de madeira média das comunidades (Esquivel-Muelbert *et al.*, 2019; Hubau *et al.*, 2020), isso não foi observado para o Cerradão, o que pode estar relacionado ao período de monitoramento de oito anos. As alterações na dinâmica e variações funcionais nas comunidades são verificadas em escalas temporais longas (Letcher e Chazdon, 2009; Esquivel-Muelbert *et al.*, 2019; Hubau *et al.*, 2020). Por outro

lado, as mudanças climáticas estão acontecendo em uma velocidade mais acelerada que as mudanças das florestas, existindo um atraso entre as mudanças climáticas e as mudanças nas comunidades (Esquivel-Muelbert *et al.*, 2019).

Fazendo uma análise complementar e utilizando dados secundários de 19 estudos de monitoramento de vegetações lenhosas, todos no bioma Cerrado e em diferentes fisionomias, com variadas durações de monitoramento (de 1985 – 2020), com distúrbios (fogo, secas, lianas) ou não, 57% dos estudos registraram aumento em área basal entre as medições e 52% aumento em número de indivíduos (Figura 11 e Apêndice 3). Ainda que essa seja uma inferência inicial, o Cerrado, mesmo com 50% dos estudos tendo registrado algum tipo de distúrbio, apresenta indícios de vir atuando como acumulador de biomassa e sumidouro de carbono.

2.7. CONCLUSÃO

Não foram verificados efeitos diretos de eventos de seca severa sobre a vegetação lenhosa de Cerradão. Ao contrário disso, houve manutenção estrutural, manutenção do número de indivíduos e aumento de biomassa acima do solo para o período de monitoramento. Ademais, a dinâmica foi mediada pelo crescimento dos indivíduos sobreviventes, senescência e morte de indivíduos, efeito competitivo de indivíduos maiores sobre indivíduos menores e abertura e colonização de clareiras naturais. Apesar do período de oito anos ser relativamente curto para conclusões definitivas, nossos resultados apontam o potencial do Cerradão estar atuando como sumidouros de carbono, acumulando biomassa no tempo, enquanto outras florestas tropicais estão diminuindo seus estoques de biomassa e atuando como fontes de carbono. Destacando a importância na conservação e recuperação dessa formação florestal do Cerrado.

2.8. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A presente pesquisa, representa o início de um processo de acompanhamento de um Cerradão, dos seus serviços ecossistêmicos e do seu comportamento em face das eminentes modificações climáticas. Além disso, ela passa a compor uma iniciativa necessária de medição acurada dos efeitos do aquecimento global sobre as vegetações, mais especificamente sobre o Cerrado. Melhores entendimentos do futuro das áreas de Cerradão, principalmente sobre os serviços ambientais prestados por ele diante das mudanças climáticas, devem ser entendidos de forma abrangente em toda a extensão do bioma e suas diferentes fitofisionomias.

Grupos de trabalho englobando pesquisadores de vários países com instalação de experimentos amplamente distribuídos pelos biomas, como feito na Amazônia (RAINFOR) e na África (*African Tropical Rainforest Observatory Network* - AfriTRON), têm possibilitado análises e conclusões de interesse e impacto global.

Considerando os trabalhos de parcelas permanentes apresentados no Apêndice 3, sugerimos a criação de um grupo de trabalho com este mesmo enfoque. Com isso, seria possível a criação de um banco de dados robusto, multitemporal, com diferentes fisionomias, que somado aos avanços em dados de satélites possibilitaria um melhor entendimento do valor do bioma Cerrado e dos serviços por ele prestado.

2.8. REFERÊNCIAS

ALENCAR, A.; SHIMBO, J. Z.; LENTI, F.; et al. Mapping three decades of changes in the Brazilian savanna native vegetation using Landsat data processed in the Google Earth engine platform. **Remote Sensing**, v. 12, n. 6, 2020.

ALI, A.; YAN, E. R.; CHANG, S. X.; CHENG, J. Y.; LIU, X. Y. Community-weighted mean of leaf traits and divergence of wood traits predict aboveground biomass in secondary subtropical forests. **Science of the Total Environment**, v. 574, n. September 2004, pp. 654–662, 2017. Elsevier B.V.

ALLEN, K.; DUPUY, J. M.; GEI, M. G.; et al. Will seasonally dry tropical forests be sensitive or resistant to future changes in rainfall regimes? **Environmental Research Letters**, v. 12, n. 2, 2017.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, pp. 711–728, 2013.

ANACHE, J.; WENDLAND, E.; ROSALEM, L.; YOULTON, C.; OLIVEIRA, P. Hydrological trade-offs due to different land covers and land uses in the Brazilian Cerrado. **Hydrology and Earth System Sciences Discussions**, n. August, p. 1–29, 2018.

APG IV, A. P. G. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 181, n. 1, p. 1–20, 2016.

APPOLINÁRIO, V.; OLIVEIRA FILHO, A. T.; GUILHERME, F. A. G. Tree population and community dynamics in a Brazilian tropical semideciduous forest. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 28, n. 2, p. 347–360, 2005.

AQUINO, F. D. G.; WALTER, B. M. T.; RIBEIRO, J. F. Dinâmica de populações de espécies lenhosas de Cerrado, Balsas, Maranhão. **Revista Árvore**, v. 31, n. 5, p. 793–803, 2007.

BERNHARDT-ROMERMANN, M.; ROMERMANN, C.; SPERLICH, S.; SCHMIDT, W. Explaining grassland biomass – the contribution of biodiversity and climate depends on fertilisation and mowing frequency. **Journal of Applied Ecology**, v. 48, p. 1088–1097, 2011.

BRIENEN, R. J. W.; PHILLIPS, O. L.; FELDPAUSCH, T. R.; et al. Long-term decline of the Amazon carbon sink. **Nature**, v. 519, n. 7543, p. 344–348, 2015.

BUSTAMANTE, M. M. C.; NOBRE, C. A.; SMERALDI, R.; et al. Estimating greenhouse gas emissions from cattle raising in Brazil. **Climatic Change**, v. 115, n. 3–4, p. 559–577, 2012.

CAMILOTTI, D. C.; CRISTINA, T.; PAGOTTO, S.; ARAUJO, A. C. Análise da vegetação arbórea de um remanescente de Cerradão. **Iheringia**, v. 66, n. 1, p. 31–46, 2011.

- CARVALHO, F. A. **Dinâmica da vegetação arbórea de uma Floresta estacional decidual sobre afloramentos calcários no Brasil Central**. Tese, 2009. Universidade de Brasília (UnB).
- CHAVE, J.; COOMES, D.; JANSEN, S.; LEWIS, S. L.; *et al.* Towards a worldwide wood economics spectrum. **Ecology Letters**, v. 12, n. 4, p. 351–366, 2009.
- CORRÊA, B. S.; BERG, E. VAN DEN. Estudo da dinâmica da população de *Xylopia brasiliensis* Sprengel em relação a parâmetros populacionais e da comunidade em uma floresta de galeria em Itutinga, MG, Brasil. **Cernea**, Lavras, v. 8, n. 1, p. 1–12, 2002.
- CUNHA, A. P. M. A.; ZERI, M.; LEAL, K. D.; *et al.* Extreme drought events over Brazil from 2011 to 2019. **Atmosphere**, v. 10, n. 11, 2019.
- EITEN, G. The cerrado vegetation of Brazil. **The Botanical Review**, v. 38, p. 201–341, 1972.
- ESQUIVEL-MUELBERT, A.; BAKER, T. R.; DEXTER, K. G.; *et al.* Compositional response of Amazon forests to climate change. **Global Change Biology**, v. 25, n. 1, p. 39–56, 2019.
- EYRING, V.; GILLETT, N. P.; RAO, K. M. A.; *et al.* Human influence on the climate system. In: Veronika Eyring; Nathan P. Gillett; Krishna M. Achuta Rao; *et al.* (Orgs.); **Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge University Press. p.152, 2021.
- FELFILI, J. M. Diversity, structure and dynamics of a gallery forest in central Brazil. **Vegetation**, v. 117, p. 1–15, 1995a.
- FELFILI, J. M. Growth, recruitment and mortality in the Gama gallery forest in central Brazil over a six-year period (1985–1991). **Journal of Tropical Ecology**, v. 11, n. 1, p. 67–83, 1995b.
- FELFILI, J. M.; CARVALHO, F. A.; HAIDAR, R. F. **Manual para o monitoramento de parcelas permanentes nos biomas Cerrado e Pantanal**. Universidade de Brasília Departamento de Engenharia Florestal, n. 1. February 2015, p. 51, 2005.
- FERRI, M. G.; WARMING, E. **Lagoa Santa e a vegetação de cerrados brasileiros**. São Paulo: USP, 1973.
- FONTES, C. G.; WALTER, B. M. T. Dynamics of the arboreal component in a swamp gallery forest (Brasília, Federal) District over an eight year period [Dinâmica do componente arbóreo de uma mata de galeria inundável (Brasília, Distrito Federal) em um período de oito anos]. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 34, n. 2, p. 145–158, 2011.
- FORZZA, R. C.; LEITMAN, P. M.; COSTA, A. F.; *et al.* **Lista de espécies da Flora do Brasil**. RJ: Jardim Botânico, 2021. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/listaBrasil/ConsultaPublicaUC/ConsultaPublicaUC.do#CondicaoTaxonCP>>. Acesso em: 1 março. 2021.

- FRANÇOSO, R. D.; BRANDÃO, R.; NOGUEIRA, C. C.; *et al.* Habitat loss and the effectiveness of protected areas in the Cerrado Biodiversity Hotspot. **Natureza e Conservação**, v. 13, n. 1, p. 35–40, 2015.
- GOMES, L.; LENZA, E.; SOUCHIE, F. F.; *et al.* Long-term post-fire resprouting dynamics and reproduction of woody species in a Brazilian savanna. **Basic and Applied Ecology**, v. 56, p. 58–71, 2021.
- GORELICK, N.; HANCHER, M.; DIXON, M.; *et al.* Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. **Remote Sensing of Environment**, v. 202, p. 18–27, 2017.
- HARRIS, I. C.; JONES, P. D.; OSBORN, T. CRU TS4.04: Climatic Research Unit (CRU) Time-Series (TS) version 4.04 of high-resolution gridded data of month-by-month variation in climate (Jan. 1901- Dec. 2019). Disponível em: <<https://catalogue.ceda.ac.uk/uuid/89e1e34ec3554dc98594a5732622bce9>>. Acesso em: 01 mar. 2021.
- HIGUCHI, P.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; DA SILVA, A. C.; *et al.* Dinâmica da comunidade arbórea em um fragmento de floresta estacional semidecidual montana em lavras, minas gerais, em diferentes classes de solos. **Revista Arvore**, v. 32, n. 3, p. 417–426, 2008.
- HOFMANN, G. S.; CARDOSO, M. F.; ALVES, R. J. V.; *et al.* The Brazilian Cerrado is becoming hotter and drier. **Global Change Biology**, v. 27, n. 17, p. 4060–4073, 2021.
- HOUGHTON, R. A. Biomass. **Encyclopedia of Ecology**. p. 448–453, 2008. Elsevier.
- HUBAU, W.; LEWIS, S. L.; PHILLIPS, O. L.; *et al.* Asynchronous carbon sink saturation in African and Amazonian tropical forests. **Nature**, v. 579, n. 7797, p. 80–87, 2020.
- HUMMEL, S. Size-density relations in tropical forests: A role for research. **Journal of Tropical Forest Science**, v. 14, n. 2, p. 277, 2002.
- HUNTER, M. O.; KELLER, M.; MORTON, D.; *et al.* Structural Dynamics of Tropical Moist Forest Gaps. (R. Zang, org.). **PLOS ONE**, v. 10, n. 7, p. e0132144, 2015.
- Instituto de Pesquisas Espaciais (INPE). Coordenação-Geral de Observação da Terra (CGOBT). Projeto PRODES. **Incrementos de desmatamento – Cerrado - Estados**. Disponível em: <<http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/app/dashboard/deforestation/biomes/cerrado/increments>>. Acesso em: 4 abr. 2021.
- KEELING, H. C.; PHILLIPS, O. L. The global relationship between forest productivity and biomass. **Global Ecology and Biogeography**, v. 16, n. 5, p. 618–631, 2007.
- KERSHAW, J. A.; DUCEY, M. J.; BEERS, T. W.; HUSCH, B. **Forest Mensuration**. Chichester, UK: John Wiley & Sons, Ltd, 2016.
- KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. A conservação do Cerrado brasileiro. **Megadiversidade**, v. 1, p. 147–155, 2005.

KLINK, C. A.; MOREIRA, A. G. The role and current human occupation and land-use. In: P. S. OLIVIERA; R. J. MARQUIS (Orgs.); **The Cerrado of Brazil**. Ecology and natural history of a neotropical savanna. 1o ed, p.88–96, 2002. New York: Columbia University Press.

KOPPEN, W. G.; GEIGER, R. M. Handbuch der Klimatologie. **Bulletin of the American Geographical Society**, v. 43, n. 12, p. 935, 1936. Disponível em: <<https://www.jstor.org/stable/200498?origin=crossref>>. .

KORNING, J.; BALSLEV, H. Growth and mortality of trees in Amazonian tropical rain forest in Ecuador. **Journal of Vegetation Science**, v. 5, n. 1, p. 77–86, 1994.

KUNZ, S. H.; IVANAUSKAS, N. M.; MARTINS, S. V. Estrutura fitossociológica de uma área de cerrado em Canarana, Estado do Mato Grosso, Brasil. **Acta Scientiarum - Biological Sciences**, v. 31, n. 3, p. 255–261, 2009.

LETCHER, S. G.; CHAZDON, R. L. Rapid recovery of biomass, species richness, and species composition in a forest chronosequence in Northeastern Costa Rica. **Biotropica**, v. 41, n. 5, p. 608–617, 2009.

LEWIS, S.L.; LLOYD, J.; SITCH, S.; MITCHARD, E. T. A.; LAURANCE, W. F. Changing ecology of tropical forests: Evidence and drivers. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 40, n. February, p. 529–549, 2009a.

LEWIS, S. L.; LOPEZ-GONZALEZ, G.; SONKÉ, B.; *et al.* Increasing carbon storage in intact African tropical forests. **Nature**, v. 457, n. 7232, p. 1003–1006, 2009b.

LEWIS, S. L.; MALHI, Y.; PHILLIPS, O. L. Fingerprinting the impacts of global change on tropical forests. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 359, n. 1443, p. 437–462, 2004a.

LEWIS, S. L.; PHILLIPS, O. L.; BAKER, T. R.; *et al.* Concerted changes in tropical forest structure and dynamics: evidence from 50 South American long-term plots. (Y. Malhi & O. L. Phillips, Orgs.) *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, v. 359, n. 1443, p. 421–436, 2004b.

LLOYD, J.; GOULDEN, M. L.; OMETTO, J. P.; *et al.* **Ecophysiology of forest and savanna vegetation**, p.463–484, 2009.

LOPES, S. D. F.; SCHIAVINI, I. Dinâmica da comunidade arbórea de mata de galeria da Estação Ecológica do Panga, Minas Gerais, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 21, n. 2, p. 249–261, 2007.

MAASS, M.; BURGOS, A. Water Dynamics at the Ecosystem Level in Seasonally Dry Tropical Forests. **Seasonally Dry Tropical Forests**. p.141–156, 2011.

MACHADO, E. L. M.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. DE. Spatial patterns of tree community dynamics are detectable in a small (4 ha) and disturbed fragment of the Brazilian Atlantic forest. **Acta Botanica Brasilica**, v. 24, n. 1, p. 250–261, 2010.

MAIA, V. A.; SANTOS, A. B. M.; DE AGUIAR-CAMPOS, N.; *et al.* The carbon sink of tropical seasonal forests in southeastern Brazil can be under threat. **Science Advances**, v. 6, n. 51, p. 1–12, 2020.

- MARIMON, B. S.; MARIMON-JUNIOR, B. H.; FELDPAUSCH, T. R.; et al. Disequilibrium and hyperdynamic tree turnover at the forest-cerrado transition zone in southern Amazonia. **Plant Ecology and Diversity**, v. 7, n. 1–2, p. 281–292, 2014.
- MARIMON JUNIOR, B. H.; HARIDASAN, M. Comparação da vegetação arbórea e características edáficas de um cerradão e um cerrado sensu stricto em áreas adjacentes sobre solo distrófico no leste de Mato Grosso, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 19, n. 4, p. 913–926, 2005.
- MARÍN-SPIOTTA, E.; OSTERTAG, R.; SILVER, W. L. Long-term patterns in tropical reforestation: Plant community composition and aboveground biomass accumulation. **Ecological Applications**, v. 17, n. 3, p. 828–839, 2007.
- MARTINS, S. V.; ROGRIGUES, R. R. Gap-phase regeneration in a semideciduous mesophytic forest, south-eastern Brazil. **Plant Ecology**, v. 163, n. 1, p. 51–62, 2002.
- MCDOWELL, N.; ALLEN, C. D.; ANDERSON-TEIXEIRA, K.; et al. Drivers and mechanisms of tree mortality in moist tropical forests. **New Phytologist**, v. 219, n. 3, p. 851–869, 2018.
- DE MEIRA JUNIOR, M. S.; PINTO, J. R. R.; RAMOS, N. O.; et al. The impact of long dry periods on the aboveground biomass in a tropical forests: 20 years of monitoring. **Carbon Balance and Management**, v. 15, n. 1, p. 1–14, 2020.
- MEWS, H. A.; MARIMON, B. S.; PINTO, J. R. R.; SILVÉRIO, D. V. Dinâmica estrutural da comunidade lenhosa em floresta estacional semidecidual na transição Cerrado-Floresta Amazônica, Mato Grosso, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 25, n. 4, p. 845–857, 2011.
- MIGUEL, E. P.; REZENDE, A.V.; LEAL, F. A.; et al. Floristic, structural, and allometric equations to estimate arboreal volume and biomass in a cerradão site. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 38, n. 4, p. 1691–1702, 2017a.
- MIGUEL, E. P.; REZENDE, A. V.; PEREIRA, R. S.; et al. Modeling and prediction of volume and aerial biomass of the tree vegetation in a Cerradão Area of Central Brazil. **Interciencia**, v. 42, n. 1, p. 21–27, 2017b.
- MORAIS, V. A.; SCOLFORO, J. R. S.; SILVA, C. A. *et al.* Carbon and biomass stocks in a fragment of cerradão in Minas Gerais state, Brazil. **CERNE**, v. 19, n. 2, p. 237–245, 2013.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. .; DA FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. February, p. 853–858, 2000.
- NAEEM, S.; THOMPSON, L. J.; LAWLER, S. P.; LAWTON, J. H.; WOODFIN, R. M. Declining biodiversity can alter the performance of ecosystems. **Nature**, v. 368, n. 6473, p. 734–737, 1994.
- NOOJIPADY, P.; MORTON, C. D.; MACEDO, N. M.; *et al.* Forest carbon emissions from cropland expansion in the Brazilian Cerrado biome. **Environmental Research Letters**, v. 12, n. 2, 2017.

- OBERLEITNER, F.; EGGER, C.; OBERDORFER, S.; et al. Recovery of aboveground biomass, species richness and composition in tropical secondary forests in SW Costa Rica. **Forest Ecology and Management**, v. 479, n. September 2020, 2021.
- OLIVEIRA-FILHO, A.; RATTER, J. A.; OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. Vegetation Physiognomies and Woody Flora of the Cerrado Biome. In: P. S. Oliveira; R. J. Marquis (orgs.); **The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna**. Columbia University Press. p.91–120, 2002.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T.; MELLO, J. M.; SCOLFORO, J. R. S. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in south-eastern Brazil over a five-year period (1987–1992). **Plant Ecology formerly 'Vegetation'**, v. 131, n. 1, p. 45–66, 1997.
- DE OLIVEIRA, A. P.; FELFILI, J. M. Dinâmica da comunidade arbórea de uma mata de galeria do Brasil Central em um período de 19 anos (1985-2004). **Revista Brasileira de Botânica**, v. 31, n. 4, p. 597–610, 2008.
- OLIVEIRA, G. M. V. **Densidade da madeira em Minas Gerais: amostragem, espacialização e relação com variáveis ambientais**. Tese (Doutorado), p. 125, 2014.
- PALMER, W. C. Meteorological drought. **US Weather Bureau**, v. 45, n. 1, p. 1–65, 1965.
- PÉLLICO NETTO, S.; BRENA, D. A. **Inventário Florestal**. Curitiba: UFPR, 1997.
- PEREIRA-SILVA, E. F. L.; SANTOS, J. E. DOS; KAGEYAMA, P. Y.; HARDT, E. Florística e fitossociologia dos estratos arbustivo e arbóreo de um remanescente de cerradão em uma Unidade de Conservação do Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 27, n. 3, p. 533–544, 2004.
- PÉREZ-HARGUINDEGUY, N.; DÍAZ, S.; GARNIER, E. *et al.* Corrigendum to: New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. **Australian Journal of Botany**, v. 64, n. 8, p. 715, 2016.
- PESSOA, S. DE V. A.; DE ARAUJO, D. S. D. Tree community dynamics in a submontane forest in southeastern Brazil: Growth, recruitment, mortality and changes in species composition over a seven-year period. **Acta Botanica Brasilica**, v. 28, n. 2, p. 190–197, 2014.
- PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Functional diversity: Back to basics and looking forward. **Ecology Letters**, v. 9, n. 6, p. 741–758, 2006.
- PHILLIPS, O. L.; ARAGÃO, L. E. O. C.; LEWIS, S. L.; et al. Drought sensitivity of the amazon rainforest. **Science**, v. 323, n. 5919, p. 1344–1347, 2009.
- PHILLIPS, O. L.; BAKER, T. R.; ARROYO, L.; et al. Pattern and process in Amazon tree turnover, 1976–2001. (Y. Malhi & O. L. Phillips, Orgs.) *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, v. 359, n. 1443, p. 381–407, 2004.
- PHILLIPS, O. L.; LEWIS, S. L.; BAKER, T. R.; CHAO, K.-J.; HIGUCHI, N. The changing Amazon forest. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 363, n. 1498, p. 1819–1827, 2008.

- PHILLIPS, O. L.; LEWIS, S. L.; HIGUCHI, N.; BAKER, T. **Recent Changes in Amazon Forest Biomass and Dynamics**. p.191–224, 2016.
- POORTER, L.; BONGERS, F.; AIDE, T. M.; et al. Biomass resilience of Neotropical secondary forests. **Nature**, v. 530, n. 7589, p. 211–214, 2016.
- LE QUÉRÉ, C.; ANDREW, R. M.; CANADELL, J. G.; et al. Global Carbon Budget 2016. **Earth System Science Data**, v. 8, n. 2, p. 605–649, 2016.
- RATTER, J. A. Some notes on two types of cerradão occurring in north eastern Mato Grosso. In: M. G. Ferri (org.); **III Simpósio sobre o Cerrado**. São Paulo: Ed. Edgard Blucher LTDA, p.100–102, 1971.
- RÉJOU-MÉCHAIN, M.; TANGUY, A.; PIPONIOT, C.; CHAVE, J.; HÉRAULT, B. biomass : an R package for estimating above-ground biomass and its uncertainty in tropical forests. (S. Goslee, org.). **Methods in Ecology and Evolution**, v. 8, n. 9, p. 1163–1167, 2017.
- RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. In: Embrapa Cerrados (org.); **Cerrado: Ecologia e Flora**. Brasília - DF: Embrapa Informação Tecnológica, p.151–212, 2008..
- RODRIGUES, R. F.; DE ARAÚJO, G. M. Estrutura da vegetação e características edáficas de um cerradão em solo distrófico e em solo mesotrófico no triângulo mineiro. **Bioscience Journal**, v. 29, n. 6, p. 2013–2029, 2013.
- ROITMAN, I.; FELFILI, J. M.; REZENDE, A. V. Tree dynamics of a fire-protected cerrado sensu stricto surrounded by forest plantations, over a 13-year period (1991-2004) in Bahia, Brazil. **Plant Ecology**, v. 197, n. 2, p. 255–267, 2008.
- SALIS, S. M.; ASSIS, M. A.; MARA, S.; CRISPIM, A.; CASAGRANDE, J. C. Distribuição e abundância de espécies arbóreas em cerradões no Pantanal, Estado do Mato Grosso do Sul, Brasil. n. **Braz. J. Bot**, v. 29, n. 3, p. 339–352, 2006.
- SANO, E. E.; ROSA, R.; BRITO, J. L. S.; FERREIRA, L. G. Mapeamento semidetalhado do uso da terra do Bioma Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 43, n. 1, p. 153–156, 2008.
- SANO, E. E.; ROSA, R.; SCARAMUZZA, C. A. DE M.; et al. Land use dynamics in the Brazilian Cerrado in the period from 2002 to 2013. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 54, 2019.
- SANTOS, H. G.; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C.; et al. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 3o ed. Brasília, Brazil: Embrapa, 2013.
- SCHIMEL, D.; STEPHENS, B. B.; FISHER, J. B. Effect of increasing CO₂ on the terrestrial carbon cycle. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 112, n. 2, p. 436–441, 2015.
- SCHNITZER, S. A.; CARSON, W. P. Treefall Gaps and the Maintenance of Species Diversity in a Tropical Forest. **Ecology**, v. 82, n. 4, p. 913, 2001.
- SCOLFORO, J. R. S.; MELO, J. M. **Inventário florestal**. Lavras, MG: UFLA/FAEPE, 2006.

- SENEVIRATNE, S. I.; ZHANG, X.; ADNAN, M.; et al. Weather and climate extreme events in a changing climate. In: Sonia I. Seneviratne; Xuebin Zhang; Muhammad Adnan; et al. (Orgs.); **Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge University Press. p.345, 2021.
- SHEIL, D.; BURSLEM, D. F. R. P.; ALDER, D. The interpretation and misinterpretation of mortality rate measures. **The Journal of Ecology**, v. 83, n. 2, p. 331, 1995.
- SHEIL, D.; JENNINGS, S.; SAVILL, P. Long-term permanent plot observations of vegetation dynamics in Budongo, a Ugandan rain forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 16, n. 6, p. 865–882, 2000.
- SILVA, C. J. DA. **Densidade básica e potencial energético de espécies lenhosas do cerrado do estado de Tocantins**. Tese (Doutorado), p. 66, 2014.
- SILVA, L. S. DA; OTONI, T. J. O.; VIEIRA, A. D.; *et al.* Variações temporais na estrutura em fitofisionomias de Cerrado e Floresta Estacional Semidecidual em Curvelo, MG. **Ciência Florestal**, v. 30, n. 3, p. 730–742, 2020.
- SILVA, M. R.; ARAÚJO, G. M. DE. Dinâmica da comunidade arbórea de uma floresta semidecidual em Uberlândia, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 23, n. 1, p. 49–56, 2009.
- SILVEIRA, E. M. DE O.; TERRA, M. C. N. S.; ACERBI-JÚNIOR, F. W.; SCOLFORO, J. R. S. Estimating Aboveground Biomass Loss from Deforestation in the Savanna and Semi-arid Biomes of Brazil between 2007 and 2017. **Forest Degradation Around the World**. p.1–17, 2019.
- SOLÓRZANO, A.; PINTO, J. R. R.; FELFILI, J. M.; HAY, J. DU V. Perfil florístico e estrutural do componente lenhoso em seis áreas de cerradão ao longo do bioma Cerrado. **Acta Botanica Brasilica**, v. 26, n. 2, p. 328–341, 2012.
- SOUZA, A. L. DE; BOINA, A.; SOARES, C. P. B.; et al. Estrutura fitossociológica, estoques de volume, biomassa, carbono e dióxido de carbono em Floresta Estacional Semidecidual. **Revista Árvore**, v. 36, n. 1, p. 169–179, 2012.
- SOUZA, Y. F. de. **Equações alométricas para estimativa de volume e biomassa em diferentes fitofisionomias do Cerrado**. 123 f., il. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade de Brasília, Brasília, 2020.
- SWAINE, M. D.; LIEBERMAN, D.; PUTZ, F. E. The dynamics of tree populations in tronical forest: A review. **Journal of Tropical Ecology**, v. 3, n. 4, p. 359–366, 1987.
- TERRA, M. DE C. N. S.; SANTOS, R. M. DO.; PRADO-JÚNIOR, J. A. D.; et al. Water availability drives gradients of tree diversity, structure and functional traits in the Atlantic-Cerrado-Caatinga transition, Brazil. **Journal of Plant Ecology**, v. 11, n. 6, p. 803–814, 2018.
- TERRER, C.; JACKSON, R. B.; PRENTICE, I. C.; et al. Nitrogen and phosphorus constrain the CO₂ fertilization of global plant biomass. **Nature Climate Change**, v. 9, n. 9, p. 684–689, 2019.

THOMAS, R. Q.; CANHAM, C. D.; WEATHERS, K. C.; GOODALE, C. L. Increased tree carbon storage in response to nitrogen deposition in the US. **Nature Geoscience**, v. 3, n. 1, p. 13–17, 2010.

TILMAN, D. Functional Diversity. **Encyclopedia of Biodiversity**, n. 3, 2001a.

TILMAN, D.; KNOPS, J.; WEDIN, D. *et al.* The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. **Science**, v. 277, n. 5330, p. 1300–1302, 1997.

TILMAN, D.; REICH, P. B.; KNOPS, J.; *et al.* Diversity and productivity in a long-term grassland experiment. **Science** (New York, N.Y.), v. 294, n. 5543, p. 843–845, 2001b.

TOCANTINS. **Lei nº 1.224, de 11 de maio de 2001**. Cria o Parque Estadual do Lajeado e adota outras providências. Disponível em: <<https://leisestaduais.com.br/to/lei-ordinaria-n-1224-2001-tocantins-cria-o-parque-estadual-do-lajeado-e-adota-outras-providencias>>. Acesso em: 4 abr. 2021.

VALE, A. T. D.; BRASIL, M. A. M.; LEÃO, A. L. Quantificação e caracterização energética da madeira e casca de espécies do cerrado. **Ciência Florestal**, v. 12, n. 1, p. 71, 2002.

VILANOVA, E.; RAMÍREZ-ANGULO, H.; TORRES-LEZAMA, A.; *et al.* Environmental drivers of forest structure and stem turnover across Venezuelan tropical forests. **PLoS ONE**, v. 13, n. 6, p. 1–27, 2018.

WANG, F.; DING, Y.; SAYER, E. J. *et al.* Tropical forest restoration: Fast resilience of plant biomass contrasts with slow recovery of stable soil C stocks. **Functional Ecology**, v. 31, n. 12, p. 2344–2355, 2017.

YANOVIK, S. P.; GORA, E. M.; BITZER, P. M. *et al.* Lightning is a major cause of large tree mortality in a lowland neotropical forest. **New Phytologist**, v. 225, n. 5, p. 1936–1944, 2020.

ZAR, J. H. **Biostatistical Analysis**. 4o ed. New Jersey: Prentice Hall, 1999.

ZHU, K.; ZHANG, J.; NIU, S.; CHU, C.; LUO, Y. Limits to growth of forest biomass carbon sink under climate change. **Nature Communications**, v. 9, n. 1, 2018.

2.9. APÊNDICES

Apêndice 1. Densidades da madeira (WD) das espécies lenhosas amostradas em 2012 e 2020 na área de Cerradão no Parque Estadual do Lajeado, Palmas – Tocantins.

Espécie	Família	WD	Precisão	Referência
<i>Agonandra brasiliensis</i>	Opiliaceae	0,82	Espécie	Chave <i>et al.</i> , (2009); Réjou-Méchain <i>et al.</i> , (2017)
<i>Andira cordata</i>	Fabaceae	0,77	Gênero	Chave <i>et al.</i> , (2009); Réjou-Méchain <i>et al.</i> , (2017)
<i>Aniba heringerii</i>	Lauraceae	0,59	Gênero	Chave <i>et al.</i> , (2009); Réjou-Méchain <i>et al.</i> , (2017)
<i>Aspidosperma macrocarpon</i>	Apocynaceae	0,71	Espécie	Chave <i>et al.</i> , (2009); Réjou-Méchain <i>et al.</i> , (2017)
<i>Bocageopsis multiflora</i>	Annonaceae	0,61	Espécie	Silva, (2014)
<i>Bowdichia virgilioides</i>	Fabaceae	0,86	Espécie	Chave <i>et al.</i> , (2009); Réjou-Méchain <i>et al.</i> , (2017)
<i>Buchenavia tetraphylla</i>	Combretaceae	0,62	Espécie	Chave <i>et al.</i> , (2009); Réjou-Méchain <i>et al.</i> , (2017)
<i>Byrsonima crassifolia</i>	Malpighiaceae	0,58	Espécie	Chave <i>et al.</i> , (2009); Réjou-Méchain <i>et al.</i> , (2017)
<i>Byrsonima pachyphylla</i>	Malpighiaceae	0,68	Espécie	Silva, (2014)
<i>Byrsonima sericea</i>	Malpighiaceae	0,72	Espécie	Silva, (2014)
<i>Caryocar coriaceum</i>	Caryocaraceae	0,69	Gênero	Chave <i>et al.</i> , (2009); Réjou-Méchain <i>et al.</i> , (2017)
<i>Casearia arborea</i>	Salicaceae	0,57	Espécie	Chave <i>et al.</i> , (2009); Réjou-Méchain <i>et al.</i> , (2017)
<i>Copaifera langsdorffii</i>	Fabaceae	0,65	Espécie	Chave <i>et al.</i> , (2009); Réjou-Méchain <i>et al.</i> , (2017)
<i>Alibertia sessilis</i>	Rubiaceae	0,68	Gênero	Chave <i>et al.</i> , (2009); Réjou-Méchain <i>et al.</i> , (2017)
<i>Dalbergia miscolobium</i>	Fabaceae	0,62	Espécie	Oliveira, (2014)
<i>Davilla elliptica</i>	Dilleniaceae	0,49	Espécie	Oliveira, (2014)
<i>Schefflera morototoni</i>	Araliaceae	0,46	Espécie	Chave <i>et al.</i> , (2009); Réjou-Méchain <i>et al.</i> , (2017)
<i>Dimorphandra gardineriana</i>	Fabaceae	0,79	Gênero	Chave <i>et al.</i> , (2009); Réjou-Méchain <i>et al.</i> , (2017)
<i>Diospyros sericea</i>	Ebenaceae	0,60	Espécie	Oliveira, (2014)
<i>Emmotum nitens</i>	Metteniusaceae	0,93	Espécie	Chave <i>et al.</i> , (2009); Réjou-Méchain <i>et al.</i> , (2017)
<i>Eriotheca gracilipes</i>	Malvaceae	0,47	Espécie	Oliveira, (2014)

Espécie	Família	WD	Precisão	Referência
<i>Eriotheca pubescens</i>	Malvaceae	0,50	Espécie	Oliveira, (2014)
<i>Erythroxylum squamatum</i>	Erythroxylaceae	0,71	Espécie	Oliveira, (2014)
<i>Hancornia speciosa</i>	Apocynaceae	0,68	Espécie	Oliveira, (2014)
<i>Handroanthus serratifolius</i>	Bignoniaceae	0,92	Espécie	Chave <i>et al.</i> , (2009); Réjou-Méchain <i>et al.</i> , (2017)
<i>Heteropterys byrsonimifolia</i>	Malpighiaceae	0,61	Espécie	Oliveira, (2014)
<i>Himatanthus sucuuba</i>	Apocynaceae	0,49	Espécie	Oliveira, (2014)
<i>Hirtella glandulosa</i>	Chrysobalanaceae	0,93	Espécie	Chave <i>et al.</i> , (2009); Réjou-Méchain <i>et al.</i> , (2017)
<i>Hymenaea stigonocarpa</i>	Fabaceae	0,90	Espécie	Chave <i>et al.</i> , (2009); Réjou-Méchain <i>et al.</i> , (2017)
<i>Hymenolobium petraeum</i>	Fabaceae	0,71	Espécie	Chave <i>et al.</i> , (2009); Réjou-Méchain <i>et al.</i> , (2017)
<i>Inga alba</i>	Fabaceae	0,61	Espécie	Silva, (2014)
<i>Inga cylindrica</i>	Fabaceae	0,48	Espécie	Chave <i>et al.</i> , (2009); Réjou-Méchain <i>et al.</i> , (2017)
<i>Kielmeyera coriacea</i>	Calophyllaceae	0,56	Espécie	Oliveira, (2014)
<i>Kielmeyera lathrophyton</i>	Calophyllaceae	0,67	Espécie	Chave <i>et al.</i> , (2009); Réjou-Méchain <i>et al.</i> , (2017)
<i>Lafoensia pacari</i>	Lythraceae	0,80	Espécie	Chave <i>et al.</i> , (2009); Réjou-Méchain <i>et al.</i> , (2017)
<i>Licania egleri</i>	Chrysobalanaceae	0,64	Espécie	Souza, (2020)
<i>Licania kunthiana</i>	Chrysobalanaceae	0,88	Espécie	Chave <i>et al.</i> , (2009); Réjou-Méchain <i>et al.</i> , (2017)
<i>Licania octandra</i>	Chrysobalanaceae	0,76	Espécie	Silva, (2014)
<i>Mabea fistulifera</i>	Euphorbiaceae	0,64	Espécie	Silva, (2014)
<i>Machaerium acutifolium</i>	Fabaceae	1,12	Espécie	Chave <i>et al.</i> , (2009); Réjou-Méchain <i>et al.</i> , (2017)
<i>Maprounea guianensis</i>	Euphorbiaceae	0,70	Espécie	Silva, (2014)
<i>Matayba guianensis</i>	Sapindaceae	0,81	Espécie	Silva, (2014)
<i>Mezilaurus itauba</i>	Lauraceae	0,73	Espécie	Silva, (2014)
<i>Miconia albicans</i>	Melastomataceae	0,69	Espécie	Silva, (2014)
<i>Miconia cuspidata</i>	Melastomataceae	0,88	Espécie	Silva, (2014)
<i>Mouriri glazioviana</i>	Melastomataceae	0,84	Gênero	Chave <i>et al.</i> , (2009); Réjou-Méchain <i>et al.</i> , (2017)
<i>Mouriri pusa</i>	Melastomataceae	0,84	Gênero	Chave <i>et al.</i> , (2009); Réjou-Méchain <i>et al.</i> , (2017)
<i>Myrcia fenzliana</i>	Myrtaceae	0,73	Espécie	Silva, (2014)

Continua...

Espécie	Família	WD	Precisão	Referência
<i>Myrcia splendens</i>	Myrtaceae	0,80	Espécie	Chave <i>et al.</i> , (2009); Réjou-Méchain <i>et al.</i> , (2017)
<i>Ocotea canaliculata</i>	Lauraceae	0,48	Espécie	Chave <i>et al.</i> , (2009); Réjou-Méchain <i>et al.</i> , (2017)
<i>Ouratea hexasperma</i>	Ochnaceae	0,63	Espécie	Silva, (2014)
<i>Parkia platycephala</i>	Fabaceae	0,69	Espécie	Silva, (2014)
<i>Physocalymma scaberrimum</i>	Lythraceae	0,85	Espécie	Chave <i>et al.</i> , (2009); Réjou-Méchain <i>et al.</i> , (2017)
<i>Plathymenia reticulata</i>	Fabaceae	0,50	Espécie	Chave <i>et al.</i> , (2009); Réjou-Méchain <i>et al.</i> , (2017)
<i>Pouteria ramiflora</i>	Sapotaceae	0,77	Espécie	Silva, (2014)
<i>Protium heptaphyllum</i>	Burseraceae	0,63	Espécie	Chave <i>et al.</i> , (2009); Réjou-Méchain <i>et al.</i> , (2017)
<i>Qualea grandiflora</i>	Vochysiaceae	0,61	Espécie	Oliveira, (2014)
<i>Qualea parviflora</i>	Vochysiaceae	0,73	Espécie	Silva, (2014)
<i>Roupala montana</i>	Proteaceae	0,78	Espécie	Chave <i>et al.</i> , (2009); Réjou-Méchain <i>et al.</i> , (2017)
<i>Rourea induta</i>	Connaraceae	0,47	Espécie	Vale <i>et al.</i> , (2002)
<i>Sacoglottis guianensis</i>	Humiriaceae	0,67	Espécie	Silva, (2014)
<i>Simarouba versicolor</i>	Simaroubaceae	0,44	Espécie	Chave <i>et al.</i> , (2009); Réjou-Méchain <i>et al.</i> , (2017)
<i>Sclerolobium paniculatum</i>	Fabaceae	0,74	Espécie	Silva, (2014)
<i>Tapirira guianensis</i>	Anacardiaceae	0,57	Espécie	Silva, (2014)
<i>Thyrsodium spruceanum</i>	Anacardiaceae	0,64	Espécie	Chave <i>et al.</i> , (2009); Réjou-Méchain <i>et al.</i> , (2017)
<i>Vatairea macrocarpa</i>	Fabaceae	0,79	Espécie	Chave <i>et al.</i> , (2009); Réjou-Méchain <i>et al.</i> , (2017)
<i>Virola sebifera</i>	Myristicaceae	0,65	Espécie	Silva, (2014)
<i>Vochysia gardneri</i>	Vochysiaceae	0,38	Espécie	Silva, (2014)
<i>Xylopia aromatica</i>	Annonaceae	0,59	Espécie	Silva, (2014)
<i>Ferdinandusa elliptica</i>	Rubiaceae	0,65	Espécie	Silva, (2014)

Apêndice 2. Série temporal de janeiro 2001 a dezembro de 2019 com valores mensais do índice de severidade de seca de Palmer (PDSI) para a região do Parque Estadual do Lajeado, Palmas – Tocantins. Fonte: Gorelick *et al.*, (2017)

Mês/ ano	PDSI																		
jan/ 01	1.23	jan/ 03	-2.88	jan/ 05	-2.89	jan/ 07	-2.11	jan/ 09	-3.38	jan/ 11	-3.51	jan/ 13	-1.67	jan/ 15	-1.72	jan/ 17	-6.02	jan/ 19	-2.10
fev/ 01	-1.68	fev/ 03	-3.18	fev/ 05	-2.70	fev/ 07	-0.85	fev/ 09	-3.09	fev/ 11	-2.33	fev/ 13	-1.97	fev/ 15	-2.21	fev/ 17	-4.67	fev/ 19	-1.80
mar/ 01	-0.97	mar/ 03	-2.23	mar/ 05	3.00	mar/ 07	-1.61	mar/ 09	-3.05	mar/ 11	-1.09	mar/ 13	-0.88	mar/ 15	-1.92	mar/ 17	-4.57	mar/ 19	-1.80
abr/ 01	-1.47	abr/ 03	-2.00	abr/ 05	2.10	abr/ 07	-1.56	abr/ 09	-1.27	abr/ 11	2.52	abr/ 13	-1.36	abr/ 15	1.92	abr/ 17	-4.61	abr/ 19	-0.80
mai/ 01	-1.07	mai/ 03	-1.27	mai/ 05	3.04	mai/ 07	-1.43	mai/ 09	4.00	mai/ 11	2.06	mai/ 13	-0.97	mai/ 15	1.72	mai/ 17	-4.71	mai/ 19	-0.80
jun/ 01	-0.68	jun/ 03	-1.03	jun/ 05	2.97	jun/ 07	-1.47	jun/ 09	4.22	jun/ 11	1.62	jun/ 13	-0.78	jun/ 15	1.36	jun/ 17	-4.64	jun/ 19	-0.90
jul/ 01	-0.62	jul/ 03	-0.90	jul/ 05	2.88	jul/ 07	-1.54	jul/ 09	4.31	jul/ 11	1.24	jul/ 13	-0.75	jul/ 15	0.98	jul/ 17	-4.99	jul/ 19	-0.80
ago/ 01	-0.81	ago/ 03	1.27	ago/ 05	2.56	ago/ 07	-1.79	ago/ 09	4.25	ago/ 11	0.69	ago/ 13	-0.94	ago/ 15	-0.51	ago/ 17	-5.13	ago/ 19	-1.10
set/ 01	-0.78	set/ 03	0.89	set/ 05	2.30	set/ 07	-1.74	set/ 09	3.95	set/ 11	-1.93	set/ 13	-1.54	set/ 15	-1.68	set/ 17	-6.01	set/ 19	-1.40
out/ 01	0.30	out/ 03	-1.19	out/ 05	0.89	out/ 07	-2.83	out/ 09	4.64	out/ 11	-1.90	out/ 13	-2.02	out/ 15	-3.06	out/ 17	-7.25	out/ 19	-1.80
nov/ 01	1.09	nov/ 03	-1.11	nov/ 05	-1.89	nov/ 07	-3.34	nov/ 09	5.31	nov/ 11	-1.56	nov/ 13	-2.28	nov/ 15	-4.51	nov/ 17	-6.99	nov/ 19	-2.00
dez/ 01	1.47	dez/ 03	-2.00	dez/ 05	-1.30	dez/ 07	-4.17	dez/ 09	5.36	dez/ 11	-1.42	dez/ 13	-0.72	dez/ 15	-5.94	dez/ 17	-6.78	dez/ 19	-2.90
jan/ 02	3.71	jan/ 04	-1.36	jan/ 06	-2.35	jan/ 08	-3.55	jan/ 10	5.19	jan/ 12	-0.58	jan/ 14	-1.07	jan/ 16	-5.77	jan/ 18	-7.10		

Mês/ ano	PDSI	Mês/ ano	PDSI																
fev/ 02	1.88	fev/ 04	1.77	fev/ 06	-2.70	fev/ 08	-3.14	fev/ 10	3.81	fev/ 12	1.48	fev/ 14	-0.65	fev/ 16	-7.30	fev/ 18	-5.70		
mar/ 02	0.93	mar/ 04	2.09	mar/ 06	-1.40	mar/ 08	-2.59	mar/ 10	4.64	mar/ 12	-0.88	mar/ 14	-0.68	mar/ 16	-7.08	mar/ 18	-4.80		
abr/ 02	-2.20	abr/ 04	2.15	abr/ 06	2.53	abr/ 08	-1.53	abr/ 10	3.98	abr/ 12	-0.91	abr/ 14	-1.09	abr/ 16	-7.27	abr/ 18	-2.70		
mai/ 02	-1.93	mai/ 04	1.40	mai/ 06	2.82	mai/ 08	-1.49	mai/ 10	3.66	mai/ 12	0.50	mai/ 14	-0.96	mai/ 16	-6.81	mai/ 18	-3.00		
jun/ 02	-1.89	jun/ 04	0.90	jun/ 06	2.67	jun/ 08	-1.51	jun/ 10	3.13	jun/ 12	1.16	jun/ 14	-1.02	jun/ 16	-6.13	jun/ 18	-3.10		
jul/ 02	-1.85	jul/ 04	-1.06	jul/ 06	2.45	jul/ 08	-1.57	jul/ 10	2.49	jul/ 12	1.14	jul/ 14	-1.16	jul/ 16	-5.92	jul/ 18	-3.40		
ago/ 02	-2.04	ago/ 04	-1.22	ago/ 06	2.11	ago/ 08	-1.74	ago/ 10	1.71	ago/ 12	0.79	ago/ 14	-1.43	ago/ 16	-5.94	ago/ 18	-3.50		
set/ 02	-0.69	set/ 04	-2.06	set/ 06	2.41	set/ 08	-2.02	set/ 10	-1.90	set/ 12	-1.16	set/ 14	-1.23	set/ 16	-4.91	set/ 18	-3.80		
out/ 02	-1.67	out/ 04	-2.08	out/ 06	2.39	out/ 08	-3.13	out/ 10	-2.33	out/ 12	-2.09	out/ 14	-2.20	out/ 16	-5.01	out/ 18	-3.50		
nov/ 02	-2.40	nov/ 04	-2.58	nov/ 06	1.95	nov/ 08	-2.95	nov/ 10	-3.38	nov/ 12	-1.74	nov/ 14	-1.73	nov/ 16	-5.56	nov/ 18	-2.70		
dez/ 02	-2.90	dez/ 04	-3.18	dez/ 06	1.00	dez/ 08	-2.83	dez/ 10	-4.15	dez/ 12	-2.60	dez/ 14	-1.04	dez/ 16	-5.89	dez/ 18	-1.70		
jan/ 01	1.23	jan/ 03	-2.88	jan/ 05	-2.89	jan/ 07	-2.11	jan/ 09	-3.38	jan/ 11	-3.51	jan/ 13	-1.67	jan/ 15	-1.72	jan/ 17	-6.02		

Apêndice 3. Resultados de número de indivíduos e área basal de trabalhos de monitoramento de vegetação no bioma Cerrado. Físio: Fisionomia [CD: Cerradão, C.s.s.: Cerrado sentido restrito; FED: Floresta Estacional Decidual; FES: Floresta Estacional Semidecidual; MG: Mata de Galeria]; R.: Taxa de recrutamento de indivíduos (%.ano⁻¹); M.: Taxa de mortalidade de indivíduos (%.ano⁻¹); G.L. i: Se a diferença entre taxas foi de ganho ou de perda de indivíduos [G: Ganho; P: Perda]; G Ab: Taxa de ganho em área basal (%.ano⁻¹); P Ab: Taxa de perda em área basal (%.ano⁻¹); G.L. Ab: Se a diferença entre taxas foi de ganho ou de perda [G: Ganho; P: Perda]; Degra.: Presença de degradação [1- fogo; 2- El niño 2005; 3- lianas; 4- El niño 1997]; Solo: [LVD: Latossolo vermelho distrófico, LAD: Latossolo amarelo distrófico; LAVD: Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico; NLD: Neossolos Litólicos Distróficos; NQO: Neossolo Quartzarênico Órtico; AVE: Argissolo Vermelho Eutrófico; CHD: Cambissolos Háplicos Distróficos; GM: Gleissolo Melâmico]; Seca: duração máxima em meses do período seco; Prec.: Precipitação média anual (mm)

Autor	Físio.	Period	R.	M.	G.L. i	G Ab	P Ab	G.L. Ab	Degra.	Estado	Latitude	Longitude	Solo	Seca	Prec.
Martins, (2021)	CD	12-20	2.88	2.6	G	3.86	2.65	G	-	TO	10°11'8.43"S	48°10'41.03"O	LVD	5	1.570
Aquino et al., (2007)	C.s.s.	95-02	3.25	2.73	G	3.39	3.47	P	1	MA	8° 29'00"S	46° 52'00"O	LAD	7	1.049
Aquino et al., (2007)	C.s.s.	95-02	5.86	4.88	G	5	2.66	G	1	MA	8° 41'00"S	46° 38'00"O	LAD	7	1.049
Carvalho, (2010)	FED	00-06	4.43	2.8	G	2.83	1.36	G	-	GO	14° 3'53.00"S	46°29'15.00"O	NLD	7	1.400
Mews et al., (2011)	C.s.s.	02-06	6.67	4.01	G	2.26	0.68	G	-	MT	14°42'28.8" S	52°21'03.9"O	LVAD	5	1.536
Mews et al. (2), (2011)	FES	03-08	2.76	3.95	P	0.54	3.77	P	2; 3	MT	14°49'32"S	52°06'20"O	LVAD	5	1.500
Miguel et al., (2011)	MG	99-06	2.86	4.31	P	4.6	3.16	G	-	MT	14°43'12.20"S	52°21'36.70"O	LVAD	5	1.400
Oliveira & Felfili, (2008)	MG	85-04	2.08	2.87	P	-	-	P	4	DF	15°56'00"s	47°55'00"O	LVD	5	1.286
Peixoto et al., (2012)	FES	06-09	0.58	4.59	P	3.63	3.22	G	1	MT	15°52'00"S	51°16'00"O	LVD	5	1.528
Peixoto et al., (2012)	FES	06-09	0.76	5.3	P	3.49	3	G	1	MT	15°52'00"S	51°16'00"O	LVD	5	1.528
Silva et al., (2020)	C.s.s.	10-15	1.13	2.13	P	3.5	1.8	G	1	MG	18°50'7.26"S	44°23'33.49"O	CHD	5	1.200
Silva et al., (2020)	CD	10-15	1.18	8.84	P	5.73	5.9	P	1	MG	18°49'56.11"S	44°23'6.42"O	CHD	5	1.200
Silva et al., (2020)	FES	11-15	1.03	2.54	P	2.08	2.1	P	-	MG	18°49'21.17"S	44°23'55.91"O	CHD	5	1.200
Silva & Araújo, (2009)	FES	90-04	4.5	4.1	G	-	-	P	-	MG	18°56'57.00"S	48°12'14.00"O	AVE	5	1.550

Autor	Fisio.	Period	R.	M.	G.L. i	G Ab	P Ab	G.L. Ab	Degra.	Estado	Latitude	Longitude	Solo	Seca	Prec.
Silva Neto et al., (2017)	C.s.s.	05-10	2,57	1,27	G	3.89	1.55	G	-	MG	17°17'55"S	43°46'26"O	LVD	5	1.187
Fontes & Walter, (2011)	MG	00-07	3,67	4,25	P	-		P	-	DF	15°54'22"S	48°00'34"O	GM	5	1.4900
Marimon et al., (2014)	CD	02-08	4,92	2,77	G	+		G	-	MT	14°41'00.00"S	52°20'00.00"O	LVAD	6	1.400
Meira Junior, (2019)	FES	10-16	7	6,35	G	3.73	4.98	P	-	MT	15°24'23.70"S	55°50'14.89"O	NQO	5	1.680
Meira Junior, (2019)	FES	10-16	4,97	5,69	P	2.46	3.21	P	1	MT	15°24'29.76"S	55°50'14.96"O	NQO	5	1.680
Roitman et al., (2008)	C.s.s.	91-04	3,72	1,93	G	+		G	-	BA	14°3'49.65"S	46°2'7.26"O	LAD	5	1.325

*Alguns trabalhos não calcularam as taxas de ganho e perda em área basal. Para esses foi verificado o valor de área basal calculada entre os períodos do monitoramento e utilizado o sinal “+” para comunidade que aumentaram em área basal e “-“ para as que perderam área basal.

Apêndice 4. Vouchers das espécies arbóreas amostradas em área de Ceradão no Parque estadual do Lajeado, Palmas – TO e depositados no Herbário UB, da Universidade de Brasília, Departamento de Botânica

Família	Espécie	Voucher
Malpighiaceae	<i>Heteropterys byrsonimifolia</i> A.Juss.	MSM112
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum squamatum</i> Sw.	MSM113
Calophyllaceae	<i>Kielmeyera latrophyton</i> Saddi	MSM114
Anacardiaceae	<i>Thyrsodeum spruceanum</i> Benth.	MSM115
Fabaceae	<i>Andira cordata</i> Arroyo ex R.T.Penn & H.C.Lima	MSM116
Fabaceae	<i>Himenolobium petraeum</i> Ducke	MSM117
Fabaceae	<i>Parkia plathycephala</i> Benth.	MSM118
Lythraceae	<i>Lafoensia pacari</i> A.St. - Hill	MSM119
Malvaceae	<i>Eriotheca pubescens</i> (Mart. & Zucc.) Schott & Endl.	MSM120
Fabaceae	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	MSM121
Dilleniaceae	<i>Davilla elliptica</i> A.St. - Hill	MSM122
Fabaceae	<i>Inga alba</i> (Sw.) Willd.	MSM123
Myristicaceae	<i>Virola sebifera</i> Aubl.	MSM124
Simaroubaceae	<i>Simarouba versicolor</i> A.St. - Hil.	MSM125
Calophyllaceae	<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc.	MSM126
Malpighiaceae	<i>Byrsonima pachyphylla</i> A.Juss.	MSM127
Salicaceae	<i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb.	MSM128
Araliaceae	<i>Didymopanax morototoni</i> (Aubl.) Decne. & Planch.	MSM129
Euphorbiaceae	<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	MSM130
Bignoniaceae	<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S.O.Grose	MSM131
Fabaceae	<i>Tachigali vulgaris</i> L.G.Silva & H.C.Lima	MSM132
Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	MSM133
Burseraceae	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	MSM134
Fabaceae	<i>Plathymenia reticulata</i> Benth.	MSM135
Vochysiaceae	<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	MSM136
Fabaceae	<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne	MSM137
Fabaceae	<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth.	MSM138
Caryocaraceae	<i>Caryocar coriaceum</i> Wittm.	MSM139
Fabaceae	<i>Plathymenia reticulata</i> Benth.	MSM140
Annonaceae	<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.	MSM141
Combretaceae	<i>Buchenavia teatrphylla</i> (Aubl.) R.A. Howard	MSM142
Rubiaceae	<i>Cordia sessilis</i> (Vell.) Kuntze	MSM143
Melastomataceae	<i>Mouriri glazioviana</i> Cogn	MSM144
Ochnaceae	<i>Ouratea hexasperma</i> (A.St. - Hill.) Baill	MSM145
Fabaceae	<i>Vatairea macrocarpa</i> (Benth.) Ducke	MSM146
Malvaceae	<i>Eriotheca gracilipes</i> (K.Schum.) A.Robyns	MSM147
Apocynaceae	<i>Hancornia speciosa</i> Gomes	MSM148
Fabaceae	<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	MSM149

Família	Espécie	Voucher
Humiriaceae	<i>Sacoglorttis guianensis</i> Benth.	MSM150
Lauraceae	<i>Mezilaurus itauba</i> (Meisn.) Taub. ex Mez	MSM151
Chrysobalanaceae	<i>Hirtella glandulosa</i> Spreng.	MSM152
Euphorbiaceae	<i>Mabea fistulifera</i> Mart.	MSM153
Annonaceae	<i>Bocageopsis mattogrossensis</i> (R.E.Fr.) R.E.Fr.	MSM154
Sapotaceae	<i>Pouteria glomerata</i> (Miq.) Radlk	MSM155
Apocynaceae	<i>Aspidosperma macrocarpon</i> Mart. & Zucc.	MSM156
Metteniusaceae	<i>Emmoton nitens</i> (Benth.) Miers	MSM157
Fabaceae	<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	MSM158
Vochysiaceae	<i>Qualea parviflora</i> Mart.	MSM159
Chrysobalanaceae	<i>Licania egleri</i> Prance	MSM160
Calophyllaceae	<i>Kielmeyera latrophyton</i> Saddi	MSM161
Ebenaceae	<i>Diospyros sericea</i> A.D.C.	MSM162
Malpighiaceae	<i>Byrsonima crassifolia</i> (L.) Kunth	MSM163
Connaraceae	<i>Rourea induta</i> Planch.	MSM164
Vochysiaceae	<i>Vochysia gardneri</i> Warm.	MSM165
Apocynaceae	<i>Himatanthus sucuuba</i> (Spruce ex Müll. Arg.) Woodson	MSM166
Fabaceae	<i>Dimorphandra gardneriana</i> Tul	MSM167
Myrtaceae	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	MSM168
Malpighiaceae	<i>Byrsonima sericea</i> DC.	MSM169
Melastomataceae	<i>Mouriri pusa</i> Gardner	MSM170
Myrtaceae	<i>Myrcia fenzliana</i> O.Berg	MSM171
Chrysobalanaceae	<i>Licania kunthiana</i> Hook.f.	MSM172
Chrysobalanaceae	<i>Licania octandra</i> (Hoffmans. Ex. Roem & Schult.) Kuntze	MSM173
Chrysobalanaceae	<i>Licania octandra</i> (Hoffmans. Ex. Roem & Schult.) Kuntze	MSM174
Malpighiaceae	<i>Byrsonima sericea</i> DC.	MSM175
Fabaceae	<i>Parkia plathycephala</i> Benth.	MSM176
Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	MSM177
Melastomataceae	<i>Miconia cuspidata</i> Naumdin	MSM178

3. O ACÚMULO DE BIOMASSA EM CERRADÃO É REGIDO PELA TEORIA DE PROPORÇÃO DE MASSA

3.1. RESUMO

Florestas são ecossistemas com potencial de mitigação do aquecimento global, por meio do acúmulo de CO₂ na forma de biomassa. Dessa forma, o entendimento do funcionamento desse processo ecossistêmico e de seus mediadores é crucial. O uso da diversidade funcional, por meio de atributos e métricas funcionais, tem se apresentado como uma ferramenta com elevado potencial para explicar diversos processos ecossistêmicos. O objetivo do presente capítulo foi investigar o papel de características funcionais no acúmulo de biomassa pela vegetação lenhosa de Cerradão, verificando a relação entre CWM (média ponderada da comunidade) de atributos funcionais e métricas funcionais com a biomassa total. Para isso, foi calculada a biomassa total de 50 assembleias e coletados cinco atributos funcionais relacionados a sobrevivência e crescimento das espécies: Área Foliar Específica (SLA), densidade da madeira (WD), área de copa (AC), diâmetro a 1,3 metros de altura máximo (DAPmáx) e altura máxima (Htmáx). Cada atributo funcional foi expresso em CWM (média ponderada pela comunidade). Foram calculadas as métricas funcionais: Riqueza funcional (FRic), Equitabilidade funcional (FEve) e Divergência funcional (FDiv). Foram verificadas as correlações entre CWM e métricas funcionais com biomassa e ajustadas regressões exponenciais. O CWM dos atributos SLA, AC, DAPmáx e Htmáx e as métricas FEve e FDiv foram significativos para explicar a biomassa. As relações significativas entre biomassa e atributos de crescimento de crescimento potencial e investimento foliar refletem a vantagem competitiva de um grupo de espécies atuando como mediadora do acúmulo de biomassa. Já a relação significativa FEve reflete que assembleias com distribuição da abundância de espécies mais equitativa no espaço funcional apresentam maior eficiência na utilização de recursos aumentando a biomassa. Por última, a relação significativa com FDiv mostra que uma parte do acúmulo de biomassa está sendo mediado pela complementariedade de nicho, em que a coexistência de espécies com atributos funcionais divergentes promove uma utilização ou repartição mais eficiente dos recursos, aumentando a biomassa aérea total. Htmáx foi a única variável significativa observada nas regressões múltiplas e as equações que utilizaram esta variável foram as que apresentaram maior valor de correlação e menor valor de AIC. A teoria de proporção de massa define que um processo ecossistêmico está relacionado, principalmente, a presença ou ausência de determinado grupo de espécies. Dessa forma, baseado nessa teoria, o acúmulo de biomassa em Cerradão foi diretamente relacionado, a presença e abundância de espécies com maior valor de Htmáx. Apesar do CWM Htmáx ser o mais indicado para explicar a variação da biomassa, os outros CWMs de atributos de crescimento potencial e de investimento foliar também apresentaram bons parâmetros de estimativa da biomassa, os quais podem ser igualmente utilizados.

Palavras-chave: complementariedade de nicho; CWM (média ponderada da comunidade); FRic (Riqueza funcional); Altura máxima; SLA.

3.2. ABSTRACT

Forests are ecosystems with the potential to mitigate global warming, through the accumulation of CO₂ in the form of biomass. Thus, understanding the functioning of this ecosystem process and its mediators is crucial. The use of functional diversity, through functional attributes and metrics, has been presented as a tool with high potential to explain various ecosystem processes. The objective of this chapter was to investigate the role of functional characteristics in the accumulation of biomass by the Cerrado woody vegetation, verifying the relationship between CWM (community weighted mean) of functional attributes and functional metrics with total biomass. For this, the total biomass of 50 assemblages was calculated and five functional attributes related to survival and growth of species were collected: Specific Leaf Area (SLA), Wood Density (WD), Canopy Area (CA), Diameter at 1.3 meters maximum height (DAPmax) and maximum height (Htmax). Each functional attribute was expressed as CWM (community weighted mean). Functional metrics were calculated: Functional richness (FRic), functional evenness (FEve) and functional divergence (FDiv). Correlations between CWM and functional metrics with biomass were checked and exponential regressions were fitted. The CWM of the attributes SLA, AC, DAPmax and HTmax and the metrics FEve and FDiv were significant in explaining biomass. The significant relationships between biomass and growth attributes of potential growth and leaf investment reflect the competitive advantage of a species group acting as a mediator of biomass accumulation. Whereas, the significant FEve relationship reflects that assemblages with more equitable species abundance distribution in functional space exhibit greater resource use efficiency by increasing biomass. Finally, the significant relationship with FDiv shows that part of the biomass accumulation is being mediated by niche complementarity, in which the coexistence of species with divergent functional attributes promotes a more efficient use or distribution of resources, increasing total aerial biomass. Htmax was the only significant variable observed in the multiple regressions, and the equations using this variable were the ones with the highest correlation value and lowest AIC value. The mass proportion theory defines that an ecosystem process is related mainly to the presence or absence of a certain group of species. Thus, based on this theory, the accumulation of biomass in Cerradão was directly related to the presence and abundance of species with higher value of Htmax. Although the CWM Htmax is the most suitable to explain the variation of biomass, the other CWMs of potential growth attributes and leaf investment also showed good parameters for estimating biomass, which can also be used.

Keywords: niche complementarity; CWM (Community Weighted Mean); FRic (Functional Richness); Maximum height; SLA

3.3. INTRODUÇÃO

Florestas são ecossistemas dinâmicos com predominância de espécies vegetais lenhosas, as quais, através da fotossíntese, acumulam carbono em forma de biomassa, exercendo importante serviço ecossistêmico diante do cenário de mudanças climáticas (Souza *et al.*, 2016; Terrer *et al.*, 2019; Hubau *et al.*, 2020). As mudanças climáticas, relacionadas ao aquecimento global, aumentaram a intensidade e frequência de desastres naturais (tempestades, furacões, ciclones, inundações), de períodos de calor extremo e de seca severa (Seneviratne *et al.*, 2021), os quais afetam diretamente a vida do ser humano, seja por danos materiais (casas, cidades), de saúde ou por diminuição das produções agropecuárias. Por isso, entender os fatores que direcionam o acúmulo de biomassa é crucial para mitigação dessas mudanças (Finegan *et al.*, 2015).

Abordagens utilizando a diversidade funcional têm gerado entendimentos mais específicos sobre processos e serviços ecossistêmicos, bem como a relação entre a biodiversidade e o acúmulo de biomassa (Díaz *et al.*, 2007; Bruelheide *et al.*, 2018; Vargas-Larreta *et al.*, 2021). Nesse sentido, a diversidade funcional refere-se tanto aos atributos funcionais das espécies, como a sua variação e distribuição entre as espécies que formam uma comunidade (Tilman *et al.*, 2001; Díaz *et al.*, 2007; 2011).

Os atributos funcionais são características (morfológicas, fisiológicas e fenológicas) da espécie, desde o nível celular até o de indivíduos total, que retratam sua capacidade competitiva (*fitness*) em um ambiente (Violle *et al.*, 2007; Pérez-Harguindeguy *et al.*, 2016). Tais características determinam como processos ecossistêmicos, como acúmulo de biomassa, das comunidades acontecem (Díaz *et al.*, 2004, 2007; Pérez-Harguindeguy *et al.*, 2016). E a forma mais tradicional de abordagem de processos ecossistêmicos utilizando atributos funcionais é por meio de valores médios, máximos ou de sua variância ponderados pela densidade de indivíduos, CWM - *Community Weighted Mean* (Garnier *et al.*, 2004; Lavorel *et al.*, 2008; Finegan *et al.*, 2015; Ali *et al.*, 2017; Terra *et al.*, 2021).

Quando o CWM dos atributos não é suficiente para explicar a variância de um processo ecológico, métricas funcionais atuam como mecanismos expressivos (Díaz *et al.*, 2007; Mason e De Bello, 2013). As métricas funcionais medem a variação, a distribuição e a divergência das espécies dentro do volume multidimensional do espaço funcional e estão diretamente relacionadas aos atributos utilizados (Mason *et al.*, 2005; Violle *et al.*, 2007; Mouchet *et al.*,

2010; Mammola *et al.*, 2021). As principais métricas de diversidade funcional são riqueza funcional (FRic), equitabilidade funcional (FEve) e divergência funcional (FDiv) (Mouchet *et al.*, 2010; Mammola *et al.*, 2021).

As correlações ou regressões entre processos ecossistêmicos, por exemplo o acúmulo de biomassa, com atributos funcionais e métricas de diversidade funcional podem ajudar a identificar e desvendar a(s) contribuição(ões) do(s) agente(s) mediador(es) de processos ecossistêmicos (Díaz *et al.*, 2007; Ali *et al.*, 2017; Vargas-Larreta *et al.*, 2021). Neste caso, quando o principal mediador é um atributo funcional, o processo é estruturado pela teoria de proporção de massa das espécies (Grime, 1998). Por outro lado, quando os mediadores são as métricas de variância funcional o processo está sendo mediado pela complementariedade de nicho e coexistência de espécies divergentes (Begon, Townsend e Harper, 2005; Mouchet *et al.*, 2010). Ou seja, na teoria de proporção de massa o processo é determinado pela presença ou ausência de espécies dominantes, as quais apresentam alta produtividade vinculada a um atributo funcional específico, como por exemplo a altura máxima (Grime, 1998). Já para a complementariedade de nicho, tem-se a coexistência de espécies que ocupam nichos distintos por apresentarem atributos funcionais divergentes, otimizando a utilização ou o compartilhamento de recursos, como luz e nutrientes, alavancando um determinado processo ecológico (Chesson, 2000; Begon, Townsend e Harper, 2005; Letten, Ke e Fukami, 2017).

Atualmente, a utilização da CWM de atributos e métricas funcionais vêm se tornando cada vez mais comuns no mundo todo (Finegan *et al.*, 2015; Ali *et al.*, 2017; Sonkoly *et al.*, 2019; Vargas-Larreta *et al.*, 2021). Para o Cerrado estudos dessa natureza foram conduzidos para verificar diferenças estratégicas entre espécies de ambientes contrastantes (Hoffmann *et al.*, 2005, 2012; Freitas, Cianciaruso e Batalha, 2012; Maracahipes *et al.*, 2018), para verificar relações entre processos ecossistêmicos e diversidade funcional (Meira Junior *et al.*, 2016; Terra *et al.*, 2018, 2021) e para verificar modificações funcionais em comunidades ao longo do tempo (Meira Junior, 2019). Porém, esses estudos foram, predominante, realizados em formações savânicas e florestas estacionais do Cerrado.

O Cerradão é uma das quatro formações florestais do bioma Cerrado, a qual está associada a áreas de interflúvios e solos bem drenados de baixa e média fertilidade, caracterizada por apresentar dossel contínuo com cobertura arbórea entre 50 e 90% e estrato herbáceo escasso ou inexistente (Eiten, 1972; Oliveira-Filho *et al.*, 2002; Ribeiro e Walter, 2008). Apesar de floristicamente semelhante as formações savânicas do bioma, nela também

ocorrem espécies características de outras formações florestais do bioma (Mata Seca e Mata de Galeria) e estruturalmente ela se assemelha mais as formações florestais (Oliveira-Filho *et al.*, 2002; Ribeiro e Walter, 2008). Nessa fisionomia, já foram conduzidos estudos florísticos, estruturais e edáficos em uma quantidade considerável (Solórzano *et al.*, 2012; Rodrigues e de Araújo, 2013; Miguel, A.V. Rezende, *et al.*, 2017). Por outro lado, poucos estudos avaliaram a produção de biomassa acima do solo (Morais *et al.*, 2013; Marimon *et al.*, 2014; Miguel *et al.*, 2017b) e, sobre diversidade funcional, encontrou-se apenas o levantamento pontual de Terra *et al.* (2018).

A partir da escassez de estudos de diversidade funcional em Cerradão e do potencial desta fisionomia em mitigar os principais agentes responsáveis pelas mudanças climáticas, este capítulo tem como objetivo investigar o papel de características funcionais de espécies arbóreas no acúmulo de biomassa em Cerradão, verificando a relação entre CWM de atributos funcionais e métricas funcionais com a biomassa aérea total.

3.4. MATERIAL E MÉTODOS

3.4.1. Área de estudo

Ver tópico 2.4.1.

3.4.2. Amostragem da vegetação

A amostragem foi realizada de forma sistemática com transectos subdivididos em parcelas (Péllico Netto e Brena, 1997; Kershaw *et al.*, 2016). Foram amostrados oito transectos com de 20 m de largura e comprimentos variados (de 40 a 220 m), posicionados com 60 m de distância entre si. Cada transecto foi subdividido em parcelas de 400 m² (20 m x 20 m), totalizando 50 parcelas, as quais somam dois hectares de amostragem. Conforme sugestão metodológica para monitoramento de vegetação de Cerradão (Felfili, Carvalho e Haidar, 2005).

Todos os indivíduos lenhosos vivos, excetos lianas, com diâmetro a 1,30 metros de altura do solo (DAP) \geq 5,0 cm foram amostrados e registrados seus valores de DAP, altura total (HT) e identificação botânica. A altura dos indivíduos foi mensurada com auxílio de uma régua telescópica de 18 m. Alturas superiores a 18 m foram estimadas visualmente, tomando como referência a própria régua. Para indivíduos que apresentaram tronco múltiplo (bifurcados)

acima do nível do solo, foi utilizado como referência o diâmetro médio quadrático e a altura de Lorey, baseada na área basal e altura de cada bifurcação (Kershaw *et al.*, 2016).

As espécies foram tratadas em famílias com base no sistema de classificação APG IV - *Angiosperm Phylogeny Group* (APG IV, 2016). O nome da espécie aceito e a sinonímia botânica foram verificadas na Lista de Flora do Brasil 2020 do Jardim Botânico do Rio de Janeiro (FORZZA *et al.*, 2021).

O conjunto de espécies que compunha cada uma das 50 parcelas, serão tratados como assembleias. Portanto, a amostragem total contou com 50 assembleias de espécies.

3.4.3. Estimativa de biomassa

A biomassa de cada parcela foi calculada somando a biomassa de todos indivíduos vivos que a compunham, totalizando 50 assembleias. A biomassa por indivíduo foi obtida mediante a Equação (1), a qual foi desenvolvida para áreas de Cerradão (Souza, 2020).

$$B = \frac{(231600 + 11600 * (DAP^3 * Ht * d)^{0,71}}{(231600 + (DAP^3 * Ht * d)^{0,71}} \quad r = 0.98 \quad \text{Equação (1)}$$

Onde: B= Biomassa por indivíduo; DAP= Diâmetro a altura do Peito (1.30 m); Ht= Altura total; d= densidade da madeira.

3.4.4. Coleta e processamento dos atributos funcionais

O manual de padronização da coleta de atributos funcionais prevê uma quantidade mínima de indivíduos para cada atributo funcional, sendo pelo menos dez indivíduos para altura máxima e cinco indivíduos para atributos foliares sempre que possível (Pérez-Harguindeguy *et al.*, 2016). Além disso, para as estimativas relacionando diversidade funcional e produção primária deve-se considerar, pelo menos, a quantidade de espécies que representam juntas 80% da biomassa total ou da densidade da comunidade (Pakeman e Quested, 2007; Pérez-Harguindeguy *et al.*, 2016). Aumentar essa porcentagem representa um aumento na precisão da estimativa almejada, a qual deve ser balanceada com o esforço (humano e financeiro) de coleta dos atributos (Pakeman e Quested, 2007).

Para alcançar 80% da biomassa acima do solo seriam necessárias 14 espécies (20,28% da riqueza total). No entanto, parte considerável das espécies e de possível variação dos

atributos não seriam mensuradas, nem considerada para explicar a biomassa total. Assim, decidiu-se avaliar os atributos funcionais de todas as 69 espécies registradas na área. Com isso, considerando a densidade de indivíduos das espécies dentro da amostragem, para 23 espécies (33% da riqueza) não foi possível coletar atributos foliares contemplando cinco indivíduos e para 34 (49% da riqueza) não foi possível coletar a altura máxima contemplando 10 indivíduos (Tabela 5).

Foram avaliados cinco atributos funcionais [Área Foliar Específica (*Specific Leaf Area* - SLA), densidade da madeira (*Wood Density* - WD), área de copa (AC), diâmetro a altura do peito máximo (DAPmáx) e altura máxima (Htmáx)], relacionados com o crescimento e sobrevivência das espécies lenhosas e, conseqüentemente, com a biomassa aérea (Poorter e Rozendaal, 2008; Wright, 2010; Finegan *et al.*, 2015; Pérez-Harguindeguy *et al.*, 2016). Sempre que possível, mediu-se no mínimo dez indivíduos para Htmáx e DAPmáx, e cinco indivíduos para SLA e AC.

Para medição do SLA foram coletadas por indivíduos de cada espécie cinco folhas maduras, expostas ao sol, sem sintomas evidentes de patógenos e herbivoria (Pérez-Harguindeguy *et al.*, 2016). As folhas coletadas foram digitalizadas, considerando pecíolo e raque e evitando sobreposições entre folhas ou lâminas foliares enroladas. Depois, foi calculada a área foliar com *software* imageJ do pacote *LeafArea* (Katabuchi, 2015) na plataforma R (R Core Team, 2021). Após digitalizadas, todas as folhas foram armazenadas em sacos de papel e colocadas em estufa 70°C por 72 horas (Pérez-Harguindeguy *et al.*, 2016). Sequencialmente, foi obtido o peso das folhas secas. O SLA foi calculado dividindo a área foliar verde por seu peso seco (mm²/mg) (Pérez-Harguindeguy *et al.*, 2016). Por último, considerou-se a média do atributo em função do número de indivíduos amostrados para cada espécie.

A densidade da madeira foi obtida a partir de dados secundários disponíveis na literatura. Alguns valores foram obtidos em trabalhos que utilizaram amostras de árvores do Cerrado, inclusive dentro da área de estudo, Vale, Brasil e Leão, (2002); Oliveira, (2014); Silva, (2014) e Souza, (2020) e outros foram obtidos em banco de dados pantropical, restrito ao grupo da América do Sul, pela função “*getWoodDensity*” do pacote BIOMASS do software R (Chave, *et al.*, 2009; Réjou-Méchain *et al.*, 2017). Para sete espécies não foi possível encontrar a densidade em nível de espécie, para estas foi utilizada a densidade média da madeira em nível

de gênero (Chave *et al.*, 2009; Réjou-Méchain *et al.*, 2017). O Apêndice 1 apresenta os valores de densidade da madeira de cada espécie registrada no Cerradão do PEL.

A área de copa (AC) foi obtida pelo cálculo da área de um círculo ($\pi * [\frac{R1+R2}{2}]^2$). Para tal, foram medidos em campo o comprimento da projeção da copa em dois sentidos, a primeira no sentido do maior comprimento de projeção da copa e a segunda transversalmente à primeira (Machado e Figueiredo Filho, 2006). Foram mensuradas a copa de 409 indivíduos distribuídos em 69 espécies, em diferentes classes de DAP.

Para a determinação do valor máximo do diâmetro e da altura total foram consideradas todas as árvores vivas amostradas no inventário florestal. O valor do diâmetro máximo foi obtido utilizando o DAP mensurado em campo e posteriormente calculado o DAPmáx de cada espécie. O mesmo procedimento foi adotado para a altura máxima de cada espécie; entretanto, considerou-se como altura máxima a altura a 95% da distribuição hipsométrica (Souza *et al.*, 2016).

3.4.5. Média ponderada pela comunidade e métricas funcionais

Com base no conjunto de espécies que compõem cada parcela, seus respectivos atributos funcionais e número de indivíduos de cada espécie foram calculadas as médias ponderadas da comunidade (*community weighted mean* – CWM) (Lavorel *et al.*, 2008). O CWM representa a média de um atributo funcional ponderado pela abundância de indivíduos de cada espécie (Garnier *et al.*, 2004; Lavorel *et al.*, 2008). O índice CWM foi calculado por atributo e, portanto, foram considerados cinco CWMs (CWM_DAPmáx, CWM_Htmáx, CWM_AC, CWM_WD e CWM_SLA).

Adicionalmente foram calculadas a Riqueza Funciona (FRic), Equitabilidade Funcional (FEve) e Divergência Funciona (FDiv), que são as três principais facetas da diversidade funcional (Mason *et al.*, 2005; Villéger, Mason e Mouillot, 2008; Mouchet *et al.*, 2010). As métricas funcionais representam um tipo de medição do espaço funcional. Ou seja, FRic representa o volume funcional ocupado pelas espécies, representando as exterminadas entre valores de atributos funcionais; FEve é diretamente proporcional a regularidade da distribuição das abundâncias das espécies dentro do espaço funcional; e FDiv mede a distância entre as espécies no espaço funcional, detectando a variação de traços entre as espécies, maiores valores dessa métrica representam assembleias com coexistência de espécies abundantes com atributos

funcionais divergentes (Mason *et al.*, 2005; Villéger, Mason e Mouillot, 2008; Mouchet *et al.*, 2010).

Tanto o CWM como as métricas funcionais foram calculados utilizando o pacote FD (Laliberté, Legendre e Bill, 2015), na plataforma R (R Core Team, 2021).

3.4.6. Correlação e regressões

Com os resultados de biomassa, CWM dos atributos funcionais e métricas funcionais de cada parcela, foi realizada a análise de correlação de Spearman (Spearman, 1904). Tais correlações foram verificadas na plataforma Rstudio (R Core Team, 2021) por meio da função `corr.test(method="spearman")`.

Para os atributos e métricas funcionais com correlação significativa com a biomassa acima do solo, foram ajustadas regressões de modelos exponenciais bivariados (compostos por uma variável dependente e uma independente), com cada atributo e métrica em separado, tendo como variável dependente a biomassa (Tabela 7). Optou-se pela escolha de modelos exponenciais devido ao comportamento exponencial da distribuição do CWM dos atributos e das métricas funcionais em relação à biomassa (ver Figura 12 e Figura 13). Os atributos e métricas que apresentaram p-valor significativo ($p < 0,05$) para explicar a variância da biomassa foram associados entre si, em regressões exponenciais múltiplas (uma variável dependente e duas variáveis independentes), a fim de verificar colinearidade entre as variáveis independentes. Com base no maior valor de correlação entre biomassa real e biomassa estimada e no menor valor de AIC (Akaike, 1998), foi escolhida a regressão que explicava a maior parte da variância da biomassa para vegetação (Díaz *et al.*, 2007; Finegan *et al.*, 2015). Os modelos ajustados podem ser conferidos na Tabela 7. Os ajustes das regressões não lineares foram feitos na plataforma R (R Core Team, 2021) utilizando pacote `minpack.lm`, função `nlsLM` (Elzhov *et al.*, 2016).

3.5. RESULTADOS

A densidade absoluta da comunidade total foi de 1163 indivíduos vivos por hectare, distribuídos em 69 espécies e a biomassa acima do solo de 76,82 Mg/ha (Tabela 5). Em termos médios, os valores dos atributos funcionais para comunidade total (69 espécies) foram de 11 m para a Htmáx, 17,5 m² para AC, 23 cm para DAPmáx, 94 mm².mg⁻¹ para o SLA e 0,68 para WD.

Considerando o grupo de espécies que juntas representaram 90% da biomassa (21 espécies – 30% da riqueza; e 963 ind.ha⁻¹ – 82% da densidade absoluta), o atributo Htmáx variou de 7 a 21 m, com valor médio de 15 m; a AC variou de 6,80 a 64 m², com valor médio de 31 m²; o DAPmáx variou de 12 a 55 cm, com média de 39 cm; o SLA variou de 51,06 a 164,34 mg.mm⁻², com média de 87,88 mg.mm⁻²; e a WD variou de 0,44 a 0,93 g.cm⁻³, com média de 0,70 g.cm⁻³. E considerando o grupo das espécies que representaram 80% da biomassa (14 espécies – 20,2% da riqueza; e 725 ind.ha⁻¹ – 62,33% da densidade absoluta), o atributo Htmáx variou de 10 a 21 m, com valor médio de 15 m; a AC variou de 10 a 64 m², com valor médio de 37 m²; o DAPmáx variou de 22 a 55 cm, com média de 42 cm; o SLA variou de 63,20 a 164,34 mg.mm⁻², com média de 88 mg.mm⁻²; e a WD variou de 0,48 a 0,90 g.cm⁻³, com média de 0,72 g.cm⁻³. Os valores dos atributos funcionais das espécies, assim como suas densidades absolutas (número de indivíduos por hectare), frequências (porcentagem de parcelas em que a espécie foi registrada) e biomassa (Mg.ha⁻¹) estão apresentados na Tabela 5, no qual as espécies estão organizadas por ordem decrescente da biomassa e separadas nos três grupos 80, 90 e 100% da biomassa total.

Vale destacar que dentro do conjunto de espécies que representam até 90% da biomassa foram verificadas espécies como *Emmotum nitens*, *Tapirira guianensis*, *Parkia platycephala*, *Mezilaurus itauba*, *Bowdichia virgilioides* as quais apresentam altos valores de atributos crescimento potencial (Htmáx, AC, DAPmáx) e de SLA, assim como *Myrcia fenzliana*, *Xylopia aromática*, *Qualea parviflora*, as quais apresentaram menores valores para os mesmos atributos (Tabela 5). Essas espécies foram amostradas ocorrendo simultaneamente em mais de uma assembleia da vegetação.

O CWM médio das 50 assembleias para o atributo Htmáx foi de 13,18 m, para AC foi de 25,63 m², para DAPmáx foi de 33,15 cm, para SLA foi de 95,31 mm².mg e para WD foi de

0,69 g.cm³. Já as para as métricas funcionais, o valor médio das 50 assembleias foi de 0,08 para FRic; 0,73 para FEve e 0,75 para FDiv. Valores médios, mínimos, máximos e o desvio padrão dos CWMs de cada atributo funcional, das métricas funcionais e da biomassa de todas as assembleias estão resumidos na Tabela 6.

Tabela 5. Espécies lenhosas amostradas na vegetação de Cerradão no PEL, Palmas – TO, suas respectivas quantidades de indivíduos, frequência de parcela que foram amostradas, biomassa e atributos funcionais significativos para explicar a biomassa. Ni: Número de indivíduos amostrados em 2 ha de levantamento; FA: Frequência absoluta de parcelas em %; DA: Densidade Absoluta (Nº de indivíduos/hectare); Htmáx: Altura máxima em metros. DAPmáx: Diâmetro a 1,3 m de altura do solo máximo; SLA: Área folia específica; WD: densidade da madeira

Espécie	Ni	FA (%)	DA (ind/ha)	Biomassa (MG/ha)	Htmáx (m)	AC (m ²)	DAPmáx (cm)	SLA (mm ² ,mg ⁻¹)	WD (g,cm ³)	% da Biomassa
<i>Emmotum nitens</i>	221	90	110,50	14,29	16,00	52,42	53,00	164,34	0,93	80%
<i>Tapirira guianensis</i>	150	76	75,00	6,06	15,00	37,11	48,83	92,11	0,57	
<i>Myrcia fenzliana</i>	307	80	153,50	5,86	9,95	10,03	28,27	66,47	0,73	
<i>Parkia platycephala</i>	46	52	23,00	4,99	14,75	63,99	51,94	103,79	0,69	
<i>Ocotea canaliculata</i>	111	82	55,50	4,17	15,50	36,69	45,40	80,98	0,48	
<i>Mezilaurus itauba</i>	77	40	38,50	4,13	16,40	40,46	55,10	101,90	0,73	
<i>Caryocar coriaceum</i>	47	50	23,50	3,82	15,40	32,99	51,00	88,10	0,69	
<i>Tachigale vulgaris</i>	40	46	20,00	3,50	19,10	58,93	40,50	63,19	0,74	
<i>Xylopia aromatica</i>	175	88	87,50	3,35	14,65	18,75	22,01	78,50	0,59	
<i>Qualea parviflora</i>	92	66	46,00	2,45	11,45	15,43	40,00	67,40	0,73	
<i>Pouteria ramiflora</i>	24	30	12,00	2,37	16,85	44,99	53,00	74,02	0,77	
<i>Sacoglottis guianensis</i>	103	62	51,50	2,35	14,00	32,77	37,00	73,81	0,67	
<i>Miconia cuspidata</i>	66	42	33,00	2,04	16,00	30,27	22,50	101,88	0,88	
<i>Bowdichia virgilioides</i>	11	20	5,50	1,78	21,00	46,29	47,80	80,77	0,86	
<i>Byrsonima sericea</i>	70	66	35,00	1,75	14,00	41,28	28,07	78,91	0,72	90%
<i>Simarouba versicolor</i>	49	48	24,50	1,34	16,60	25,55	39,40	60,81	0,44	
<i>Maprounea guianensis</i>	64	54	32,00	1,34	13,85	21,43	39,00	128,50	0,70	
<i>Bocageopsis multiflora</i>	73	54	36,50	1,26	16,00	10,74	26,80	107,71	0,61	
<i>Miconia albicans</i>	187	70	93,50	0,89	7,00	6,83	12,30	100,78	0,69	
<i>Diospyros sericea</i>	10	12	5,00	0,89	17,55	26,04	47,00	79,27	0,60	
<i>Mouriri pusa</i>	3	6	1,50	0,65	14,95	16,64	44,00	51,06	0,84	
<i>Aniba cf. heringerii</i>	15	20	7,50	0,65	15,49	15,90	35,73	98,87	0,59	100%

Espécie	Ni	FA (%)	DA (ind/ha)	Biomassa (MG/ha)	Htmáx (m)	AC (m²)	DAPmáx (cm)	SLA (mm²,mg⁻¹)	WD (g,cm³)	% da Biomassa
<i>Machaerium acutifolium</i>	9	14	4,50	0,58	13,00	14,52	27,80	92,30	1,12	
<i>Inga alba</i>	24	22	12,00	0,53	16,93	21,98	21,00	115,02	0,61	
<i>Physocalymma scaberrimum</i>	5	6	2,50	0,45	14,60	18,04	31,49	122,82	0,85	
<i>Qualea grandiflora</i>	21	36	10,50	0,41	10,00	12,33	24,50	88,33	0,61	
<i>Vatairea macrocarpa</i>	29	40	14,50	0,39	11,00	8,65	19,30	86,91	0,79	
<i>Didymopanax morototoni</i>	2	4	1,00	0,38	14,98	85,48	45,20	73,03	0,46	
<i>Virola sebifera</i>	19	26	9,50	0,36	14,10	14,02	20,60	95,86	0,65	
<i>Plathymenia reticulata</i>	9	18	4,50	0,34	11,00	13,77	31,00	155,40	0,50	
<i>Licania egleri</i>	9	12	4,50	0,30	17,20	16,66	29,30	74,16	0,64	
<i>Licania octandra</i>	19	20	9,50	0,29	11,75	11,27	20,00	92,04	0,76	
<i>Himatanthus sucuuba</i>	7	12	3,50	0,25	15,70	10,37	24,50	90,85	0,49	
<i>Erythroxylum squamatum</i>	43	38	21,50	0,22	8,00	17,82	12,84	120,95	0,71	
<i>Matayba guianensis</i>	17	18	8,50	0,19	11,70	16,64	19,70	137,10	0,81	
<i>Kielmeyera lathrophyton</i>	6	10	3,00	0,19	9,98	5,01	21,20	89,27	0,67	
<i>Ouratea hexasperma</i>	23	30	11,50	0,16	6,45	6,07	19,33	81,73	0,63	
<i>Byrsonima pachyphylla</i>	12	16	6,00	0,13	9,50	9,69	14,50	53,62	0,68	
<i>Vochysia gardneri</i>	19	22	9,50	0,13	9,55	10,66	14,80	58,01	0,38	
<i>Aspidosperma macrocarpon</i>	10	20	5,00	0,12	11,28	7,51	14,60	75,65	0,71	
<i>Dalbergia miscolobium</i>	4	8	2,00	0,12	11,40	7,40	21,70	148,26	0,62	
<i>Protium heptaphyllum</i>	10	10	5,00	0,10	10,55	13,14	14,60	107,08	0,63	
<i>Hirtella glandulosa</i>	1	2	0,50	0,08	10,86	10,43	20,02	122,54	0,93	
<i>Hancornia speciosa</i>	11	14	5,50	0,06	7,00	7,04	14,00	116,35	0,68	
<i>Mabea fistulifera</i>	3	6	1,50	0,06	13,80	18,02	15,00	123,31	0,64	

Espécie	Ni	FA (%)	DA (ind/ha)	Biomassa (MG/ha)	Htmáx (m)	AC (m²)	DAPmáx (cm)	SLA (mm²,mg⁻¹)	WD (g,cm³)	% da Biomassa
<i>Byrsonima crassifolia</i>	5	10	2,50	0,05	8,20	10,64	11,00	85,36	0,58	
<i>Myrcia splendens</i>	9	12	4,50	0,05	9,20	8,86	10,12	97,76	0,80	
<i>Lafoensia pacari</i>	5	10	2,50	0,05	10,10	2,82	12,30	155,93	0,80	
<i>Andira cordata</i>	4	6	2,00	0,04	8,43	3,43	12,30	71,88	0,77	
<i>Dimorphandra gardineriana</i>	5	10	2,50	0,04	7,50	8,69	10,80	115,00	0,79	
<i>Cordia sessilis</i>	10	14	5,00	0,04	7,05	10,68	8,00	106,37	0,68	
<i>Roupala montana</i>	2	2	1,00	0,04	10,80	8,30	13,90	74,41	0,78	
<i>Buchenavia tetraphylla</i>	1	2	0,50	0,04	16,50	23,76	14,20	102,35	0,62	
<i>Eriotheca gracilipes</i>	7	12	3,50	0,03	8,49	4,15	10,30	65,32	0,47	
<i>Handroanthus serratifolius</i>	1	2	0,50	0,02	12,00	2,69	11,00	59,48	0,92	
<i>Hymenaea stigonocarpa</i>	3	6	1,50	0,02	6,68	4,91	11,30	123,24	0,90	
<i>Mouriri glazioviana</i>	1	2	0,50	0,01	10,00	11,34	9,40	66,29	0,84	
<i>Heteropterys byrsonimifolia</i>	3	4	1,50	0,01	7,70	1,01	7,50	103,19	0,61	
<i>Agonandra brasiliensis</i>	3	6	1,50	0,01	6,45	3,33	7,60	108,16	0,82	
<i>Copaifera langsdorffii</i>	1	2	0,50	0,01	8,50	9,62	10,00	130,76	0,65	
<i>Thyrsodium spruceanum</i>	2	4	1,00	0,01	8,90	3,56	8,40	88,75	0,64	
<i>Davilla elliptica</i>	2	4	1,00	0,01	5,00	4,27	11,01	92,16	0,49	
<i>Hymenolobium cf. petraeum</i>	1	2	0,50	0,01	7,00	7,55	8,10	76,60	0,71	
<i>Casearia arborea</i>	2	4	1,00	0,01	10,83	2,41	5,50	84,92	0,57	
<i>Licania kunthiana</i>	1	2	0,50	0,00	7,00	9,62	6,00	113,03	0,88	
<i>Eriotheca pubescens</i>	1	2	0,50	0,00	6,00	2,84	6,80	62,34	0,50	
<i>Kielmeyera coriacea</i>	1	2	0,50	0,00	5,00	1,77	5,20	53,01	0,56	
<i>Rourea induta</i>	1	2	0,50	0,00	4,00	3,14	5,80	83,00	0,47	

Espécie	Ni	FA (%)	DA (ind/ha)	Biomassa (MG/ha)	Htmáx (m)	AC (m²)	DAPmáx (cm)	SLA (mm²,mg⁻¹)	WD (g,cm³)	% da Biomassa
<i>Inga cylindrica</i>	1	2	0,50	0,00	5,50	18,86	5,00	135,67	0,48	
Total	2325	-	1162,50	76,28	-	-	-	-		

Tabela 6. Valores mínimos, máximos, médios e desvio padrão dos parâmetros de CWM de cada atributo, das métricas funcionais e da biomassa para vegetação lenhosa do Cerradão no Parque Estadual do Lajeado, Palmas – TO. Htmáx: Altura máxima em metros. DAPmáx: Diâmetro a 1,3 m de altura do solo máximo; SLA: Área folia específica; WD: densidade da madeira, FRic: Riqueza funcional; FEve: Equitabilidade Funcional; FDiv: Divergência Funcional

Medida	Mínimo	Máximo	Média	Desvio padrão
CWM Htmáx (m)	10,04	15,17	13,18	1,4
CWM Copa (m²)	13,55	34,1	25,63	5,69
CWM DAPmáx (cm)	25,79	40,89	33,15	4,15
CWM SLA (mg.mm⁻²)	76,09	115,7	95,31	9,76
CWM WD (g.cm⁻³)	0,62	0,76	0,69	0,03
FRic	0,02	0,17	0,08	0,04
FEve	0,61	0,84	0,73	0,05
FDiv	0,54	0,88	0,75	0,07
Biomassa (Mg/Ha)	38,12	185,01	76,28	35,1

Foram verificadas correlações positivas e significativas variando de 62 a 67% entre os atributos Htmáx, AC, SLA, DAPmáx e a biomassa (Figura 12). Para WD não foi verificada correlação significativa. Quanto às métricas de diversidade funcional, apresentaram correlações significativas e positivas com a biomassa, FEve e FDiv (Figura 13). Para FRic não foi verificada correlação significativa. Os atributos Htmáx, AC, SLA e DAPmáx apresentaram correlação significativa e positiva entre si, variando de 76 a 94%, e as métricas FEve e FDiv apresentaram correlação significativa e positiva de 33% entre si. As figuras 12 e 13 representam duas matrizes de correlação, nas quais é possível verificar a significância da correlação (*), assim como o valor de correlação dos atributos ou métricas entre si e entre estes e a biomassa, diagonal direita das figuras. Já a diagonal esquerda das figuras representa a dispersão dos dados dos atributos funcionais e métricas funcionais entre si e dos atributos e métricas funcionais com a biomassa.

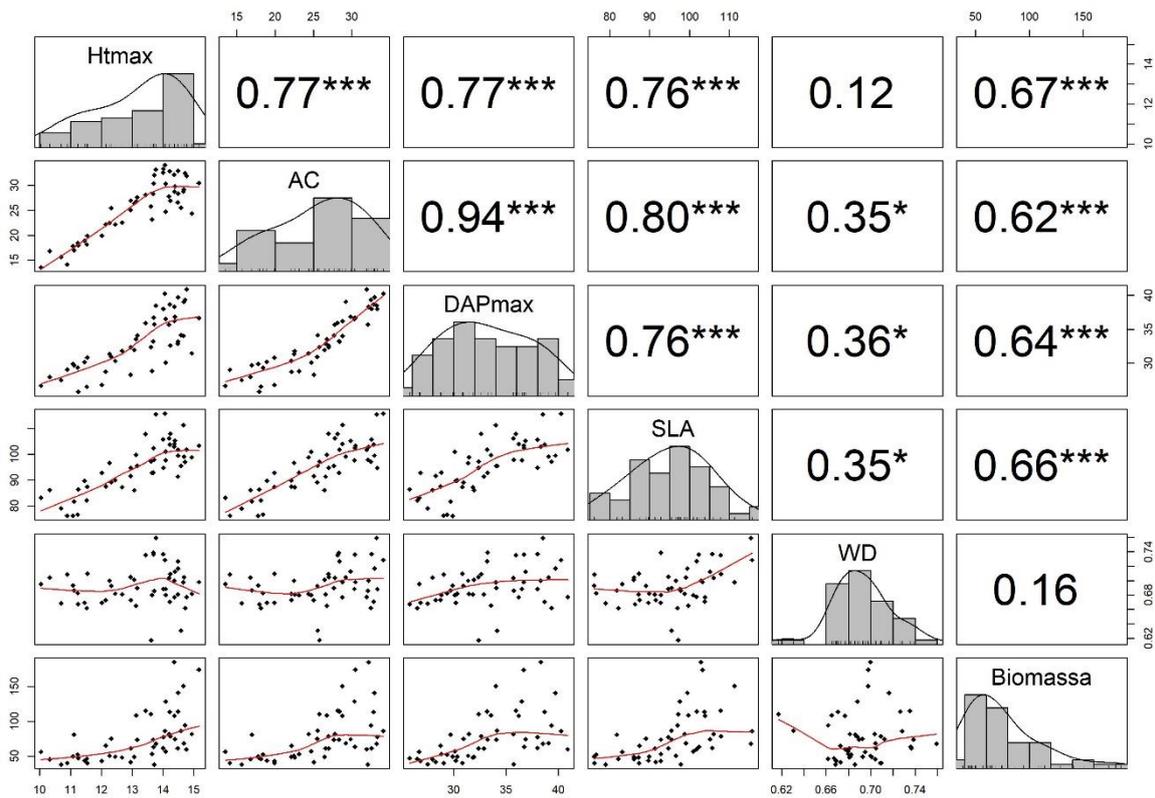


Figura 12. Correlação de Spearman entre os atributos funcionais e a biomassa aérea da comunidade lenhosa em área de Cerradão no PEL, Palmas – TO. *: correlação significativa no mínimo à 95% de probabilidade; ** ou ***: correlação significativa a pelo menos 99% da probabilidade. Htmáx: Altura máxima (m); AC: Área de copa (m²); DAPmáx: Diâmetro a 1,3 metros de altura do solo máximo (cm); SLA: Área folia específica (mm²/mg); WD: Densidade da madeira (g/cm³)

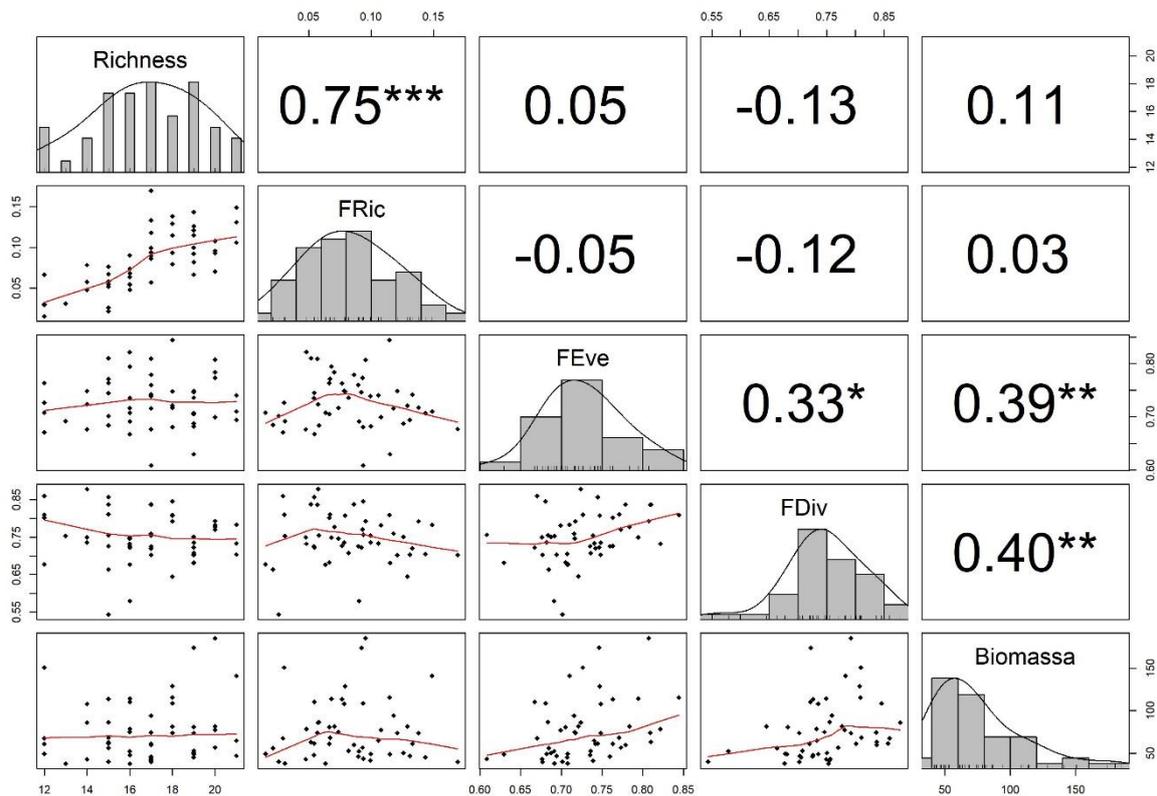


Figura 13. Correlação de spearman entre as métricas funcionais e a biomassa aérea da comunidade lenhosa em Cerradão no PEL, Palmas – TO. *: correlação significativa à 95% de probabilidade; ** ou ***: correlação significativa a pelo menos 99% da probabilidade. Richness: riqueza de espécies; FRic: Riqueza Funcional; FEve: Equitabilidade funcional; FDiv: Divergência funcional

3.5.1. CWM dos atributos funcionais

Os valores de CWMs dos atributos com correlação significativa em relação à biomassa apresentaram coeficientes significativos quando utilizados como variáveis predictoras em regressões exponenciais bivariadas. O maior coeficiente de correlação (61,70%) e menor valor de AIC (478,79) foram verificados para Htmáx. Seguida por AC (r = 54,76% e AIC = 484,89), DAPmáx (r = 53,02% e AIC = 481,96) e SLA (r = 52,88% e AIC = 486,34) (Figura 14). Além disso, pela análise visual da Figura 14, foi possível verificar que a regressão ajustada (linha vermelha) com CWM de Htmáx foi a que mais se aproximou da regressão local (linha azul) entre os CWMs dos atributos funcionais significativos.

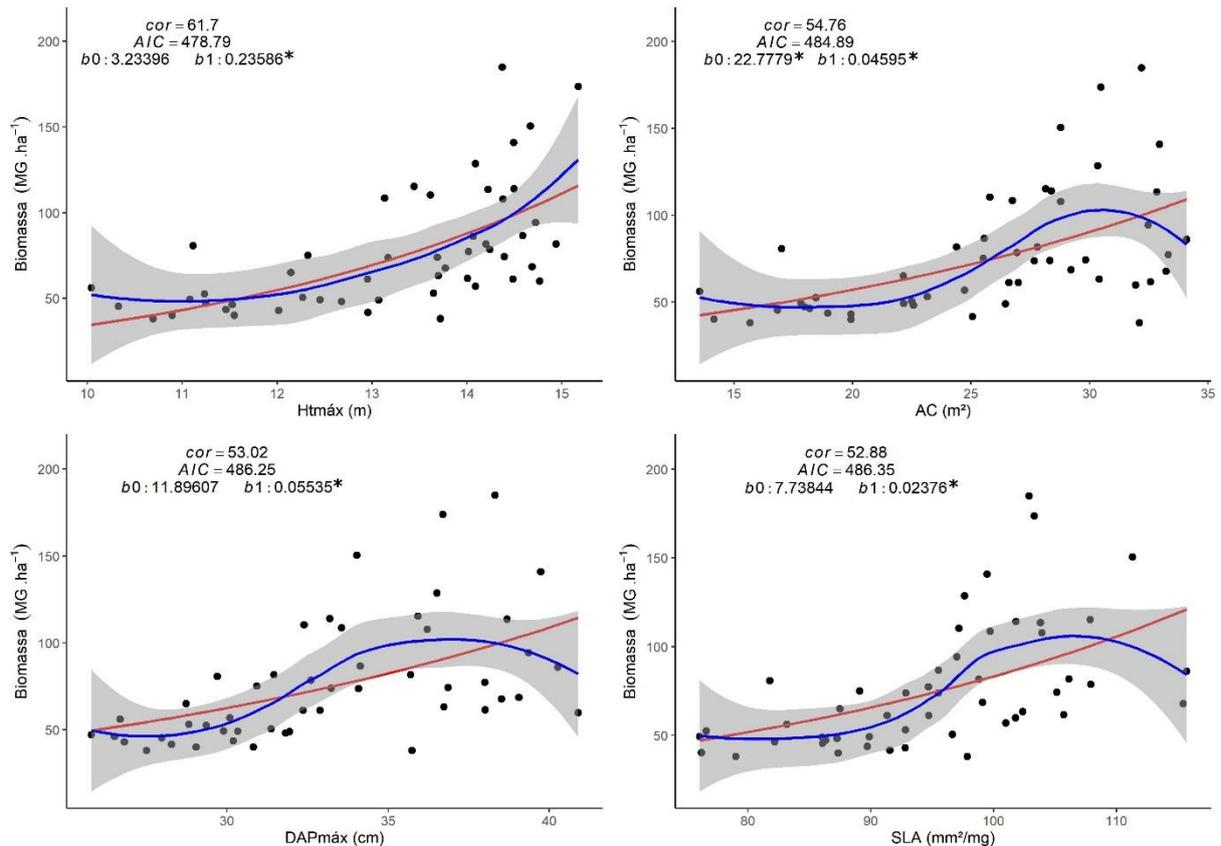


Figura 14. Distribuição dos atributos funcionais significativos em relação a biomassa, seus respectivos coeficientes de correlação, critério de informação de Akaike e os coeficientes do ajuste da regressão. *: coeficiente significativo a 95% de probabilidade; linha vermelha valores estimados por modelo exponencial ajustado; linha azul: regressão local não linear; mancha cinza intervalo de confiança da regressão local não linear.

3.5.2. Métricas de diversidade funcional

As duas métricas de diversidade funcional com correlação significativa com biomassa também apresentaram coeficientes significativos quando utilizados como variáveis preditoras em regressões exponenciais bivariadas. O maior coeficiente de correlação ($r = 34,60\%$) e menor valor de AIC ($AIC = 496,33$) foram verificados para FEve. Seguido por FDiv ($r = 29,89\%$ e $AIC = 498,03$) (Figura 15). Pela análise visual da Figura 15, foi possível verificar que a regressão ajustada (linha vermelha) com FEve foi a que mais se aproximou da regressão local (linha azul) entre as duas métricas funcionais. Entretanto, observando a dispersão dos pontos para as duas métricas, apesar da tendência exponencial, não houve um padrão de distribuição diretamente proporcionais entre os valores das métricas e os resultados de biomassa acima do solo. Além disso, os parâmetros de estimativa dos modelos com as métricas foram piores do que os verificados para os CWMs de atributos funcionais.

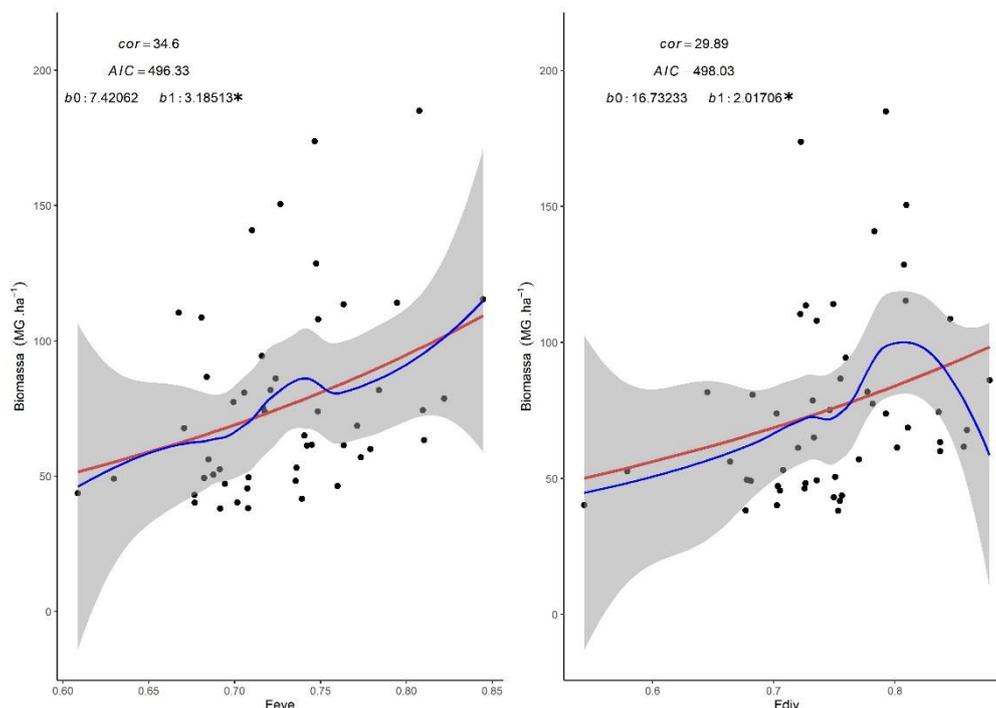


Figura 15. Distribuição das métricas funcionais significativas em relação a biomassa, seus respectivos coeficientes de correlação, critério de informação de Akaike e os coeficientes do ajuste da regressão. *: coeficiente significativo a 95% de probabilidade; linha vermelha valores estimados por modelo exponencial ajustado; linha azul: regressão local não linear; mancha cinza intervalo de confiança da regressão local não linear.

3.5.3. Regressões múltiplas

Nenhuma das combinações de duas variáveis independentes em modelos múltiplos apresentou grandes melhorias nos parâmetros de estimativas em relação aos modelos bivariados, com coeficiente de correlação e AIC variando de 55,14 a 62,67% e de 479,85 a 486,58, respectivamente. Valores próximos aos encontrados nos modelos bivariados (Tabela 7).

Além disso, quando combinados diferentes atributos e métricas funcionais nos modelos, nenhum dos modelos de regressão múltipla apresentou todos os coeficientes significativos, indicando colinearidade entre atributos e métricas funcionais. Apenas o Htmáx apresentou coeficiente significativo. Assim, os modelos múltiplos com melhores estimativas foram os que utilizaram CWM Htmáx entre as variáveis preditoras. Portanto, esta variável foi a melhor preditora da biomassa lenhosa.

Os modelos testados, assim como seus valores de coeficiente de correlação, AIC, coeficientes da regressão ajustados e seus respectivos valores de significância podem ser conferidos no Tabela 7.

Tabela 7. Modelos ajustados com CWM de atributos funcionais e métricas funcionais, seus respectivos valores de erro relativo (Syx%), coeficiente de correlação (r), valor de Akaike (AIC) e coeficientes (letras a, b, c, d). Valores de coeficientes com asterisco representam coeficientes significativos. y: Biomassa (Mg.ha⁻¹); e: constante de Euler (2,7182); Htmáx: CWM de Altura máxima (m), AC: CWM de Área de Copa (m²), DAPmáx: CWM de Diâmetro a 1,30 m de altura do solo máximo; SLA: CWM de Área Foliar Específica (mm².mg⁻¹); FEve: Equitabilidade funcional; FDiv: Divergência funcional

Modelo	Syx (%)	r	AIC	a	b	c	Regressão
$y \sim a * e^{(b*Htmáx)}$	36,60	61,70	478,79	3,23383	0,23586*		Bivariada
$y \sim a * e^{(b*AC)}$	38,90	54,76	484,89	22,77761231*	0,04594922*		Bivariada
$y \sim a * e^{(b*DAPmáx)}$	39,44	53,02	486,25	11,8928858*	0,05535741*		Bivariada
$y \sim a * e^{(b*SLA)}$	39,48	52,88	486,35	7,73844386	0,02376279*		Bivariada
$y \sim a * e^{(b*FEve)}$	43,62	34,60	496,33	7,420627	3,18513*		Bivariada
$y \sim a * e^{(b*FDiv)}$	44,37	29,89	498,03	16,732548	2,017046*		Bivariada
$y \sim a * Htmáx^b * FEve^c$	37,12	61,35	481,15	0,05368948	2,86590485	0,52546528	Múltipla
$y \sim a * Htmáx^b * FDiv^c$	37,27	60,97	481,53	0,03029656	3,02633412	0,03154944	Múltipla
$y \sim a * AC^b * FEve^c$	38,39	57,66	484,50	3,302789	1,077534	1,154161	Múltipla
$y \sim a * AC^b * FDiv^c$	38,62	56,95	485,10	0,4925678	1,4639729	-0,9932398	Múltipla
$y \sim a * DAPmáx^b * FEve^c$	38,68	56,79	485,25	0,2718172	1,7141567	1,1904628	Múltipla
$y \sim a * DAPmáx^b * FDiv^c$	39,20	55,15	486,58	0,02084187	2,28454511	-0,66244135	Múltipla
$y \sim a * SLA^b * FEve^c$	39,11	55,44	486,35	0,005144395	2,165251296	0,880985915	Múltipla
$y \sim a * SLA^b * FDiv^c$	38,67	56,82	485,22	1,75E-05	3,266437	-1,329814	Múltipla
$y \sim a * Htmáx^b * AC^c$	37,03	61,67	480,89	0,04048241	2,47563158	0,34584629	Múltipla
$y \sim a * Htmáx^b * SLA^c$	36,65	62,67	479,85	0,001909208	2,359008059	0,981464086	Múltipla
$y \sim a * AC^b * SLA^c$	38,43	57,52	484,62	0,03023671	0,73139955	1,19559376	Múltipla
$y \sim a * DAPmáx^b * AC^c$	38,88	56,15	485,77	0,4000943	0,8471221	0,7020223	Múltipla
$y \sim a * DAPmáx^b * Htmáx^c$	36,76	62,32	480,15	0,01517984	0,66894522	2,38345514	Múltipla
$y \sim a * DAPmáx^b * SLA^c$	38,33	57,86	484,36	0,003173264	1,127414318	1,3441344	Múltipla

3.6. DISCUSSÃO

Existem relações positivas significativas entre a biomassa acima do solo e a diversidade funcional em Cerradão. Sendo que, os CWMs dos atributos funcionais, com destaque para Htm_{max}, são melhores preditores da biomassa acima do solo em Cerradão que as métricas funcionais, apresentando maiores valores de correlação e menores valores de AIC. Somado a isso, na associação dos atributos e métricas funcionais em modelos de regressão múltipla, tanto FEve como FDiv deixaram de ser parâmetros significativos (Tabela 7). Apesar do menor potencial para explicar a variação da biomassa, em regressões bivariadas FEve e FDiv apresentaram relações significativas com a biomassa.

A relação positiva significativa entre biomassa acima do solo e FEve reflete assembleias com otimização do uso de recursos e, conseqüentemente, maiores chances de apresentarem maiores valores de biomassa acima do solo. Isso porque FEve é diretamente proporcional a regularidade de ocupação do espaço funcional em relação a abundância das espécies, o qual quanto mais equitativamente ocupado melhor é a utilização dos recursos (Mason *et al.*, 2005; Villéger, Mason e Mouillot, 2008; Mouchet *et al.*, 2010).

Já a relação positiva significativa com FDiv revela que parte das assembleias de Cerradão com maiores valores de biomassa, eram compostas por espécies abundantes com atributos funcionais divergentes. Como, por exemplo, assembleias com presença simultânea de espécies abundantes como *Emmotum nitens* e *Myrcia fenzliana* (Tabela 5), espécies com valores de atributos funcionais contrastantes. A coexistência de espécies com atributos funcionais distintos, pela complementariedade de nicho, aumenta a biomassa acima do solo por utilização ou repartição mais efetiva dos recursos (Begon, Townsend e Harper, 2005; Bernhardt-Romermann *et al.*, 2011; Pérez-Ramos *et al.*, 2019)

O fato dos CWMs dos atributos de crescimento potencial e do SLA terem apresentado melhores parâmetros para a estimativa de biomassa, foi por essas variáveis representarem o vigor competitivo, a sobrevivência e o crescimento das espécies (Finegan *et al.*, 2015; Pérez-Harguindeguy *et al.*, 2016; Maracahipes *et al.*, 2018). Florestas, como é o caso da vegetação do Cerradão, são ambientes de dossel fechado onde o recurso luz é limitado, com isso, estratégias de maior crescimento potencial e de menor investimento para o crescimento são simultaneamente determinantes para a sobrevivência e crescimento das espécies (Poorter e

Rozendaal, 2008; Wright, 2010; Hoffmann *et al.*, 2012; Finegan *et al.*, 2015). Além disso, relações positivas entre atributos de crescimento potencial, principalmente altura máxima, e biomassa corroboram estudos que avaliaram a capacidade do CWM de estimar propriedades e processos ecossistêmicos (Finegan *et al.*, 2015; Ali *et al.*, 2017; Terra *et al.*, 2021; Vargas-Larreta *et al.*, 2021).

Entre os CWMs de atributos funcionais, CWM Htmáx foi a melhor preditora da biomassa acima do solo. A altura máxima representa o crescimento potencial que indivíduos adultos podem atingir em um local (Poorter e Rozendaal, 2008; Pérez-Harguindeguy *et al.*, 2016). Espécies com maior potencial de crescimento vertical, possuem vantagem competitiva por luz ao atingirem estratos superiores do dossel (Poorter e Rozendaal, 2008; Finegan *et al.*, 2015; Pérez-Harguindeguy *et al.*, 2016; Maracahipes *et al.*, 2018). Ou seja, pela vantagem competitiva por recursos e maior tamanho máximo, não todas, mas espécies com maior altura máxima, possuem maiores chances de apresentarem maiores valores de biomassa.

O CWM de DAPmáx reflete o sucesso no estabelecimento/sobrevivência e do crescimento secundário de espécies nas assembleias. O DAP é uma variável fundamental em levantamentos de comunidades lenhosas, pois é de fácil medição em campo e apresenta alta correlação com outros atributos como altura (Pretzsch, 2009; Kershaw *et al.*, 2016). A correlação significativa de 77% entre CWM de Htmáx e de DAPmáx (Figura 12) revelam que predominam situações em que as duas variáveis estão intrinsecamente relacionadas nas 50 assembleias. Portanto, de modo geral, as assembleias em Cerradão que apresentam maiores valores de altura, tenderam a apresentar maiores valores de DAPmáx. Mostrando que existe uma combinação das duas variáveis para explicar a variação da biomassa. Vale ressaltar que o tempo de permanência (sobrevivência) e o acúmulo de biomassa estão diretamente relacionados com o grupo ecológico e densidade da madeira da espécie (Chave *et al.*, 2006; Letcher e Chazdon, 2009; Hubau *et al.*, 2020), podendo modificar a biomassa acumulada em relação ao DAPmáx.

Apesar de se tratar de um atributo menos utilizado na literatura, a área de copa apresentou potencial como CWM para explicar o acúmulo de biomassa na vegetação. A biomassa de copa chega a representar em média 52% da biomassa total de indivíduos arbóreos e até 58% para indivíduos maiores que 35 cm de DAP em área de Cerradão (Miguel *et al.*, 2017b).

Espécies com maior área de copa tendem a apresentar maior área foliar e maior absorção de luz, aumentando sua dominância competitiva pelo uso mais eficiente da luz, garantindo maior crescimento para espécie (Kitajima, Mulkey e Wright, 2005). Somada a isso, a plasticidade no formato de copas, relacionada a direção e extensão do crescimento de ramos em relação ao fuste principal, promove maior produção de biomassa, por ocupação otimizada dos espaços do dossel (Kitajima, Mulkey e Wright, 2005; Jucker, Bouriaud e Coomes, 2015; Pérez-Harguindeguy *et al.*, 2016; de Souza *et al.*, 2019).

A relação positiva entre SLA e biomassa encontrada em nossa pesquisa aponta para a otimização no uso da luz e o crescimento acelerado de algumas espécies, corroborando as verificações de Finegan *et al.*, (2015) e Ali *et al.* (2017). Maiores valores de SLA representam maior eficiência na captura e uso da luz, assim como menor investimento energético para produção da lâmina foliar, conferindo vantagem competitiva sobre espécies com menor SLA, em ambiente florestal (Díaz *et al.*, 2004; Pérez-Harguindeguy *et al.*, 2016; Maracahipes *et al.*, 2018). Além disso, devido às características do ambiente, espécies em florestas tendem a apresentar maior SLA (Díaz *et al.*, 2004; Hoffmann *et al.*, 2005; Pérez-Harguindeguy *et al.*, 2016; Maracahipes *et al.*, 2018).

Apesar da densidade da madeira melhorar estimativas de biomassa de espécies lenhosas e representar um trade-off entre crescimento e sobrevivência (Chave *et al.*, 2006; Pérez-Harguindeguy *et al.*, 2016; Souza, 2020), não foram verificadas relações significativas entre o CWM WD e a biomassa acima do solo nas assembleias. Diferente de verificações de Ali *et al.*, (2017), de Souza *et al.*, (2019) e Vargas-Larreta *et al.*, (2021), os quais encontraram relações significativas entre o CWM de densidade da madeira e a biomassa. A relação significativa entre essas variáveis pode ter sido afetada pela presente escala de análise, já que a variância da densidade da madeira, em valores médios, ocorre em escalas espaciais maiores, seguindo gradientes de temperatura, precipitação e características edáficas (Terra *et al.*, 2018, 2021; Oliveira *et al.*, 2021).

Quando os CWMs de atributos funcionais e métricas funcionais com relação significativa com a biomassa forma submetidos a regressões múltiplas, eles apresentaram colinearidade entre si. Altura máxima, Diâmetro máximo e Área de copa são todos atributos relacionados ao crescimento potencial e sobrevivência das espécies e que apresentaram altos valores de correlação (Figura 12).

Embora o CWM de SLA esteja mais relacionado a estratégia média de investimento em tecido foliar da espécie, ela apresentou correlação entre 76 e 80% com os atributos de tamanho potencial. Fato que pode ter levado a colinearidade com CWM dos outros atributos em regressões múltiplas. Entretanto, a correlação positiva entre CWM SLA e CWM de atributos do crescimento potencial, indica que as assembleias com maior biomassa apresentam, predominante e simultaneamente espécies de maiores dimensões e com características aquisitivas para captação de luz.

Os nossos resultados indicam que a biomassa acima do solo das assembleias de Cerradão foi regida, principalmente, pela teoria de proporção de massa, na qual um grupo de espécies dominantes (maior densidade e frequência) com atributos de vantagem competitiva mediaram o acúmulo de biomassa (Grime, 1998). Entre os atributos funcionais com relação significativa, o mais indicado para prever a biomassa foi a altura máxima (Htmáx), apesar dos demais terem apresentados boas estimativas. Dessa forma, conclui-se que assembleias compostas por espécies com maiores valores de altura potencial foram as que apresentaram maior biomassa acima do solo. Nossos resultados estão em consonância com a pesquisa de Terra *et al.* (2021) para comunidades em formações savânicas do Cerrado, na qual o CWM do DAP máximo, variável de crescimento potencial e sobrevivência, foi diretamente proporcional e explicou a maior parte da variância de biomassa.

3.7. CONCLUSÃO

O CWM de atributos de crescimento potencial e de SLA são bons preditores da biomassa acima solo em comunidades de Cerradão, sendo o CWM de altura máxima o mais indicado para essas estimativas. Entretanto, considerando a dificuldade de mensuração de altura em ambientes florestais nativos, outros atributos de crescimento potencial como área de copa e DAP máximo também podem ser utilizados. Além disso, o processo de acúmulo de biomassa é regido mais pela presença de espécies com atributos funcionais de crescimento potencial e investimento foliar em maior número de indivíduos, do que pela variância e forma como os atributos funcionais estão distribuídos no espaço funcional.

3.8. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Três ponderações finais devem ser feitas. O solo é uma variável determinante sobre os processos e propriedades de um ecossistema (Quesada *et al.*, 2012; Terra *et al.*, 2018; Oliveira *et al.*, 2021). Apesar de serem mais caras e mais trabalhosas de serem obtidas do que variáveis dendrométricas, investigações futuras envolvendo variáveis edáficas podem explicar uma maior porcentagem da variância da biomassa.

Apesar do FEve não ter sido significativo em regressões múltiplas associadas com atributos funcionais, altos valores de FEve podem ser um indicativo de filtro ambiental (Villéger, Mason e Mouillot, 2008; Mouchet *et al.*, 2010). A complementação das análises com variáveis ambientais (abertura de dossel, e dados físicos e químicos do solo) podem gerar resultados mais conclusivos sobre o real efeito de filtro no acúmulo de biomassa.

De maneira similar, pela correlação e significância de FDiv com a biomassa aérea e pelas características divergentes dos atributos funcionais, principalmente entre as espécies que representam 80% da biomassa, uma parte do acúmulo de biomassa está relacionado a melhor utilização ou repartição dos recursos. Ou seja, não é possível excluir totalmente a complementariedade de nicho, todavia ela foi uma preditora da biomassa mais fraca que os atributos funcionais.

3.9. REFERÊNCIAS

- AKAIKE, H. Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. **Nursing times**. v. 90, p.199–213, 1998.
- ALI, A.; YAN, E. R.; CHANG, S. X.; CHENG, J. Y.; LIU, X. Y. Community-weighted mean of leaf traits and divergence of wood traits predict aboveground biomass in secondary subtropical forests. **Science of the Total Environment**, v. 574, n. September 2004, p. 654–662, 2017. Elsevier B.V.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.
- APG IV, A. P. G. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 181, n. 1, p. 1–20, 2016.
- BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecology: from individuals to ecosystems**. 4 ed. Oxford: Blackwell publishing, 2005.

- BERNHARDT-ROMERMANN, M.; ROMERMANN, C.; SPERLICH, S.; SCHMIDT, W. Explaining grassland biomass – the contribution of biodiversity and climate depends on fertilisation and mowing frequency. **Journal of Applied Ecology**, v. 48, p. 1088–1097, 2011.
- BRUELHEIDE, H.; DENGLER, J.; PURSCHKE, O.; et al. Global trait–environment relationships of plant communities. **Nature Ecology and Evolution**, v. 2, n. 12, p. 1906–1917, 2018.
- CHAVE, J.; COOMES, D.; JANSEN, S.; et al. Towards a worldwide wood economics spectrum. **Ecology Letters**, v. 12, n. 4, p. 351–366, 2009. Disponível em:
- CHAVE, J.; MULLER-LANDAU, H. C.; BAKER, T. R.; et al. REGIONAL AND PHYLOGENETIC VARIATION OF WOOD DENSITY ACROSS 2456 NEOTROPICAL TREE SPECIES. **Ecological applications**, v. 16, n. 6, p. 2356–2367, 2006.
- CHESSON, P. Mechanisms of maintenance of species diversity. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 31, n. May, p. 343–366, 2000.
- DÍAZ, S.; HODGSON, J. G.; THOMPSON, K.; et al. The plant traits that drive ecosystems: Evidence from three continents. **Journal of Vegetation Science**, v. 15, n. 3, p. 295, 2004.
- DÍAZ, S.; LAVOREL, S.; DE BELLO, F.; et al. Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 104, n. 52, p. 20684–20689, 2007.
- DÍAZ, S.; QUÉTIER, F.; CÁCERES, D. M.; et al. Linking functional diversity and social actor strategies in a framework for interdisciplinary analysis of nature’s benefits to society. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 108, n. 3, p. 895–902, 2011.
- EITEN, G. The cerrado vegetation of Brazil. **The Botanical Review**, v. 38, p. pages201–341, 1972.
- ELZHOV, T. V.; MULLEN, K. M.; SPIESS, A.-N.; MAINTAINER, B. B. minpack.lm: R Interface to the Levenberg-Marquardt Nonlinear Least-Squares Algorithm Found in MINPACK, Plus Support for Bounds. R package version 1.2-1, p. 1–14, 2016.
- FAUSET, S.; JOHNSON, M. O.; GLOOR, M.; et al. Hyperdominance in Amazonian forest carbon cycling. **Nature Communications**, v. 6, p. 1–9, 2015.
- FELFILI, J. M.; CARVALHO, F. A.; HAIDAR, R. F. Manual para o monitoramento de parcelas permanentes nos biomas Cerrado e Pantanal. **Universidade de Brasília Departamento de Engenharia Florestal**, p. 51, 2005.
- FINEGAN, B.; PEÑA-CLAROS, M.; DE OLIVEIRA, A.; et al. Does functional trait diversity predict above-ground biomass and productivity of tropical forests? Testing three alternative hypotheses. **Journal of Ecology**, v. 103, n. 1, p. 191–201, 2015.
- FREITAS, J.; CIANCIARUSO, M.; BATALHA, M. Functional diversity, soil features and community functioning: a test in a cerrado site. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, n. 3, p. 463–470, 2012.
- GARNIER, E.; CORTEZ, J.; BILLÈS, G.; et al. Plant functional markers capture ecosystem properties during secondary succession. **Ecology**, v. 85, n. 9, p. 2630–2637, 2004.

- GRIME, J. P. Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. **Journal of Ecology**, v. 86, n. 6, p. 902–910, 1998.
- HOFFMANN, W. A.; FRANCO, A. C.; MOREIRA, M. Z.; HARIDASAN, M. Specific leaf area explains differences in leaf traits between congeneric savanna and forest trees. **Functional Ecology**, v. 19, n. 6, p. 932–940, 2005.
- HOFFMANN, W. A.; GEIGER, E. L.; GOTSCH, S. G.; et al. Ecological thresholds at the savanna-forest boundary: How plant traits, resources and fire govern the distribution of tropical biomes. **Ecology Letters**, v. 15, n. 7, p. 759–768, 2012.
- HUBAU, W.; LEWIS, S. L.; PHILLIPS, O. L.; et al. Asynchronous carbon sink saturation in African and Amazonian tropical forests. **Nature**, v. 579, n. 7797, p. 80–87, 2020.
- JUCKER, T.; BOURIAUD, O.; COOMES, D. A. Crown plasticity enables trees to optimize canopy packing in mixed-species forests. **Functional Ecology**, v. 29, n. 8, p. 1078–1086, 2015.
- KATABUCHI, M. LeafArea: an R package for rapid digital image analysis of leaf area. **Ecological Research**, v. 30, n. 6, p. 1073–1077, 2015. Springer Japan.
- KERSHAW, J. A.; DUCEY, M. J.; BEERS, T. W.; HUSCH, B. Forest Mensuration. Chichester, UK: John Wiley & Sons, Ltd, p. 613 2016.
- KITAJIMA, K.; MULKEY, S. S.; WRIGHT, S. J. Variation in crown light utilization characteristics among tropical canopy trees. **Annals of Botany**, v. 95, n. 3, p. 535–547, 2005.
- KOPPEN, W. G.; GEIGER, R. M. Handbuch der Klimatologie. **Bulletin of the American Geographical Society**, v. 43, n. 12, p. 935, 1936.
- LALIBERTÉ, E.; LEGENDRE, P.; BILL, S. Measuring functional diversity (FD) from multiple traits, and other tools for functional ecology. **R-package**, v.1.0-1.2, 2015.
- LAVOREL, S.; GRIGULIS, K.; MCINTYRE, S.; et al. Assessing functional diversity in the field - Methodology matters! **Functional Ecology**, v. 22, n. 1, p. 134–147, 2008.
- LETCHER, S. G.; CHAZDON, R. L. Rapid recovery of biomass, species richness, and species composition in a forest chronosequence in Northeastern Costa Rica. **Biotropica**, v. 41, n. 5, p. 608–617, 2009.
- LETTEN, A. D.; KE, P. J.; FUKAMI, T. Linking modern coexistence theory and contemporary niche theory. **Ecological Monographs**, v. 87, n. 2, p. 161–177, 2017.
- MACHADO, S. DO A.; FIGUEIREDO FILHO, A. **Dendrometria**. 2. ed. Irati: UNICENTRO, 2006.
- MAMMOLA, S.; CARMONA, C. P.; GUILLERME, T.; CARDOSO, P. Concepts and applications in functional diversity. **Functional Ecology**, , n. December, p. 1365-2435.13882, 2021.
- MARACAHIPIES, L.; CARLUCCI, M. B.; LENZA, E.; et al. How to live in contrasting habitats? Acquisitive and conservative strategies emerge at inter- and intraspecific levels in savanna and forest woody plants. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 34, p. 17–25, 2018.

MARIMON, B. S.; MARIMON-JUNIOR, B. H.; FELDPAUSCH, T. R.; et al. Disequilibrium and hyperdynamic tree turnover at the forest-cerrado transition zone in southern Amazonia. **Plant Ecology and Diversity**, v. 7, n. 1–2, p. 281–292, 2014.

MASON, N. W. H.; DE BELLO, F. Functional diversity: A tool for answering challenging ecological questions. **Journal of Vegetation Science**, v. 24, n. 5, p. 777–780, 2013.

MASON, N. W. H.; MOUILLOT, D.; LEE, W. G.; WILSON, J. B. Functional richness, functional evenness and functional divergence: The primary components of functional diversity. **Oikos**, v. 111, n. 1, p. 112–118, 2005.

MEIRA JUNIOR, M. S. **Mudanças florísticas, estruturais e funcionais da vegetação lenhosa ao longo de 20 anos em uma floresta estacional, Mato Grosso**. Tese. Faculdade de Tecnologia Universidade de Brasília. Departamento De Engenharia Florestal, 2019. University of Brasilia. Disponível em: <<https://repositorio.unb.br/handle/10482/35308>>. Acesso em: 1 jan. 2021.

MEIRA JUNIOR, M. S. DE; IMAÑA ENCINAS, J.; PINTO, J. R. R.; MOTA, S. DA L. L. Functional diversity influence in forest wood stock: A study of the Brazilian Savanna. **Bioscience Journal**, v. 32, n. 6, p. 1619–1631, 2016.

MIGUEL, E. P.; REZENDE, A. V.; PEREIRA, R. S.; et al. Modeling and prediction of volume and aerial biomass of the tree vegetation in a Cerradão Area of Central Brazil. **Interciencia**, v. 42, n. 1, p. 21–27, 2017a.

MIGUEL, E. P.; REZENDE, A. V.; PEREIRA, R. S.; et al. Modeling and prediction of volume and aerial biomass of the tree vegetation in a Cerradão Area of Central Brazil. **Interciencia**, v. 42, n. 1, p. 21–27, 2017b.

MORAIS, V. A.; SCOLFORO, J. R. S.; SILVA, C. A.; et al. Carbon and biomass stocks in a fragment of cerradão in Minas Gerais state, Brazil. **CERNE**, v. 19, n. 2, p. 237–245, 2013.

MOUCHET, M. A.; VILLÉGER, S.; MASON, N. W. H.; MOUILLOT, D. Functional diversity measures: An overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. **Functional Ecology**, v. 24, n. 4, p. 867–876, 2010.

OLIVEIRA-FILHO, A.; RATTER, J. A.; OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. Vegetation Physiognomies and Woody Flora of the Cerrado Biome. In: P. S. Oliveira; R. J. Marquis (Orgs.); **The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna**. p.91–120, 2002. Columbia University Press.

OLIVEIRA, G. M. V. **Densidade da madeira em Minas Gerais : amostragem, espacialização e relação com variáveis ambientais**. Tese (Doutorado), p. 125, 2014.

OLIVEIRA, G. M. V.; MELLO, J. M. D.; MELLO, C. R. D.; et al. Behavior of wood basic density according to environmental variables. **Journal of Forestry Research**, 2021.

PAKEMAN, R. J.; QUESTED, H. M. Sampling plant functional traits: What proportion of the species need to be measured? **Applied Vegetation Science**, v. 10, n. 1, p. 91–96, 2007.

PÉLLICO NETTO, S.; BRENA, D. A. **Inventário Florestal**. Curitiba: UFPR, 1997.

PÉREZ-HARGUINDEGUY, N.; DÍAZ, S.; GARNIER, E.; et al. Corrigendum to: New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. **Australian Journal of Botany**, v. 64, n. 8, p. 715, 2016.

- PÉREZ-RAMOS, I. M.; MATÍAS, L.; GÓMEZ-APARICIO, L.; GODOY, Ó. Functional traits and phenotypic plasticity modulate species coexistence across contrasting climatic conditions. **Nature Communications**, v. 10, n. 1, p. 1–11, 2019.
- POORTER, L.; ROZENDAAL, D. M. A. Leaf size and leaf display of thirty-eight tropical tree species. **Oecologia**, v. 158, n. 1, p. 35–46, 2008.
- PRETZSCH, H. Forest Dynamics, Growth and Yield. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2009.
- QUESADA, C. A.; PHILLIPS, O. L.; SCHWARZ, M.; et al. Basin-wide variations in Amazon forest structure and function are mediated by both soils and climate. **Biogeosciences**, n. 9, March, p. 2203–2246, 2012.
- R CORE TEAM. **R**: a language and environment for statistical computing. , 2021. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.
- RATTER, J. A. Some notes on two types of cerradão occurring in north eastern Mato Grosso. In: M. G. Ferri (Org.); **III Simpósio sobre o Cerrado**. p.100–102, 1971. São Paulo: Ed. Edgard Blucher LTDA.
- RÉJOU-MÉCHAIN, M.; TANGUY, A.; PIPONIOT, C.; CHAVE, J.; HÉRAULT, B. biomass : an R package for estimating above-ground biomass and its uncertainty in tropical forests. (S. Goslee, org.). **Methods in Ecology and Evolution**, v. 8, n. 9, p. 1163–1167, 2017.
- RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. In: Embrapa Cerrados (Org.); **Cerrado: Ecologia e Flora**. 1o ed, p.151–212, 2008. Brasília - DF: Embrapa Informação Tecnológica.
- RODRIGUES, R. F.; DE ARAÚJO, G. M. Estrutura da vegetação e características edáficas de um cerradão em solo distrófico e em solo mesotrófico no triângulo mineiro. **Bioscience Journal**, v. 29, n. 6, p. 2013–2029, 2013.
- SANTOS, H. G.; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C.; et al. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 3o ed. Brasília, Brazil: Embrapa, 2013.
- SENEVIRATNE, S. I.; ZHANG, X.; ADNAN, M.; et al. Weather and climate extreme events in a changing climate. In: Sonia I. Seneviratne; Xuebin Zhang; Muhammad Adnan; et al. (Orgs.); **Climate Change 2021: The Physical Science Basis**. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. p.345, 2021. Cambridge University Press.
- SILVA, C. J. DA. **Densidade básica e potencial energético de espécies lenhosas do cerrado do estado de Tocantins**. Tese (Doutorado), p. 66, 2014.
- SOLÓRZANO, A.; PINTO, J. R. R.; FELFILI, J. M.; HAY, J. DU V. Perfil florístico e estrutural do componente lenhoso em seis áreas de cerradão ao longo do bioma Cerrado. **Acta Botanica Brasílica**, v. 26, n. 2, p. 328–341, 2012.
- SONKOLY, J.; KELEMEN, A.; VALKÓ, O.; et al. Both mass ratio effects and community diversity drive biomass production in a grassland experiment. **Scientific Reports**, v. 9, n. 1, p. 1–10, 2019.
- DE SOUZA, F.C.; DEXTER, K. G.; PHILLIPS, O. L.; et al. Evolutionary heritage influences Amazon tree ecology. **Proceedings. Biological sciences**, v. 283, n. 1844, 2016.

- DE SOUZA, F.; DEXTER, K. G.; PHILLIPS, O. L.; *et al.* Evolutionary diversity is associated with wood productivity in Amazonian forests. **Nature Ecology and Evolution**, v. 3, n. 12, p. 1754–1761, 2019.
- SOUZA, A. L. DE; BOINA, A.; SOARES, C. P. B.; *et al.* Estrutura fitossociológica, estoques de volume, biomassa, carbono e dióxido de carbono em Floresta Estacional Semidecidual. **Revista Árvore**, v. 36, n. 1, p. 169–179, 2012.
- SOUZA, Y. F. de. **Equações alométricas para estimativa de volume e biomassa em diferentes fitofisionomias do Cerrado**. 123 f., il. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade de Brasília, Brasília, 2020.
- SPEARMAN, C. The Proof and Measurement of Association between two things. **The American Journal of Psychology**, v. 15, p. 72–101, 1904.
- TERRA, M. DE C. N. S.; PRADO-JÚNIOR, J. A. D.; SOUZA, C. R. D.; *et al.* Forest Ecology and Management Tree species dominance in neotropical savanna aboveground biomass and productivity. **Forest Ecology and Management**, v. 496, n. May, 2021.
- TERRA, M. DE C. N. S.; SANTOS, R. M. DO.; PRADO-JÚNIOR, J. A. D.; *et al.* Water availability drives gradients of tree diversity, structure and functional traits in the Atlantic-Cerrado-Caatinga transition, Brazil. **Journal of Plant Ecology**, v. 11, n. 6, p. 803–814, 2018.
- TERRER, C.; JACKSON, R. B.; PRENTICE, I. C.; *et al.* Nitrogen and phosphorus constrain the CO₂ fertilization of global plant biomass. **Nature Climate Change**, v. 9, n. 9, p. 684–689, 2019.
- TILMAN, D.; REICH, P. B.; KNOPS, J.; *et al.* Diversity and productivity in a long-term grassland experiment. **Science** (New York, N.Y.), v. 294, n. 5543, p. 843–845, 2001.
- VALE, A. T. D.; BRASIL, M. A. M.; LEÃO, A. L. Quantificação e caracterização energética da madeira e casca de espécies do cerrado. **Ciência Florestal**, v. 12, n. 1, p. 71, 2002.
- VARGAS-LARRETA, B.; LÓPEZ-MARTÍNEZ, J. O.; GONZÁLEZ, E. J.; CORRAL-RIVAS, J. J.; HERNÁNDEZ, F. J. Assessing above-ground biomass-functional diversity relationships in temperate forests in northern Mexico. **Forest Ecosystems**, v. 8, n. 1, 2021.
- VILLÉGER, S.; MASON, N. W. H.; MOUILLOT, D. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. **Ecology**, v. 89, n. 8, p. 2290–2301, 2008.
- VIOLLE, C.; NAVAS, M.-L.; VILE, D.; *et al.* Let the concept of trait be functional! **Oikos**, v. 116, n. 5, p. 882–892, 2007.
- WRIGHT, S. J. Functional traits and the growth—mortality trade-off in tropical trees on **JSTOR**. n. December, 2010.