

Diversidade, distribuição espacial e espécies arbóreas estruturantes em Floresta Ombrófila Densa na Amazônia Oriental**Diversity, space distribution, and structuring tree species in Dense Ombrophilous Forest in the Eastern Amazon**

DOI:10.34117/bjdv6n9-531

Recebimento dos originais: 08/08/2020

Aceitação para publicação: 23/09/2020

Eduardo Rodrigues Mota

Graduando em Engenharia Florestal na Universidade Estadual da Região Tocantina do Maranhão - UEMASUL

Instituição: Universidade Estadual da Região Tocantina do Maranhão – UEMASUL

Endereço: R. Godofredo Viana, 1300, 65900-000, Imperatriz, Maranhão, Brasil

E-mail: edurodrigues.mota@gmail.com

Luiz Fernandes Silva Dionisio

Doutor em Ciências Florestais pela Universidade Federal Rural da Amazônia - UFRA

Instituição: Universidade do Estado do Pará - UEPA

Endereço: Tv. Dr. Enéas Pinheiro, 2626, 66095-015, Belém, Pará, Brasil

E-mail: fernandesluiz03@gmail.com

Gustavo Schwartz

Doutor em Ecologia e Manejo Florestal pela Wageningen University

Instituição: Embrapa Amazônia Oriental - EMBRAPA

Endereço: Tv. Dr. Enéas Pinheiro, s/n, 66095-903, Belém, Pará, Brasil

E-mail: gustavo.embrapa@gmail.com

Niara Moura Porto

Doutorado em Produtos Naturais e Sintéticos Bioativos pela Universidade Federal da Paraíba - UFPB

Instituição: Universidade Estadual da Região Tocantina do Maranhão – UEMASUL

Endereço: R. Godofredo Viana, 1300, 65900-000, Imperatriz, Maranhão, Brasil

E-mail: niaraporto@uemasul.edu.br

RESUMO

O estado do Maranhão está localizado em uma paisagem heterogênea sob a influência de três biomas: Amazônia, Cerrado e Caatinga. As áreas do bioma Amazônia no estado apresentam-se em um alto estágio de degradação provocado por vários fatores, como por exemplo mudanças climáticas e intensificação do uso da terra. Este estudo apresenta a análise estrutural de um trecho de Floresta Ombrófila Densa na Amazônia Oriental no Maranhão, bem como descreve o padrão espacial das espécies encontradas e identifica as espécies arbóreas indicadas como aporte a projetos de recomposição florestal. Foram amostrados indivíduos arbóreos com DAP ≥ 10 cm presentes em quatro unidades amostrais contíguas de 25 m x 25 m (625 m² x 4 = 0,25 ha). Foram registrados um total de 136 indivíduos (544 ind.ha⁻¹), distribuídos em 19 famílias e 28 espécies (28,57% espécies raras). A família Fabaceae apresentou a maior riqueza de espécies (4), seguida de Lecythidaceae (3) e Malvaceae (3). Os índices de Shannon-Weaner ("H" ^), Simpson (D) e Pielou (J) foram de 2,92

nats.ind⁻¹, 0,94 e 0,88, respectivamente. O índice NDVI, apresentou média geral de 0,83. A dominância absoluta total foi estimada em 32,76 m².ha⁻¹. O padrão espacial geral foi do tipo agregado, enquanto que para a maioria das espécies o padrão foi aleatório. O ordenamento do VI indicou as espécies *Schefflera morototoni*, *Inga alba*, *Anadenanthera colubrina*, *Bagassa guianensis*, *Apeiba tibourbou*, *Protium heptaphyllum*, *Couratari guianensis*, *Guazuma ulmifolia* e *Pouteria macrophylla* para recomposição florestal.

Palavras-chave: Análise estrutural, Padrão espacial, Recomposição florestal.

ABSTRACT

The state of Maranhão is located in a heterogeneous landscape area under the influence of three biomes: Amazon, Cerrado, and the Caatinga. The areas of the Amazon biome in the state are in a high stage of degradation caused by several factors, such as climate change and intensified land use. This paper shows the analysis of the structure of patch of dense ombrophilous forest in the Eastern Amazon, Maranhão, and describes the spatial pattern of the species found and identifies the tree species indicated as support to forest recovery projects. Arboreal individuals with DBH ≥ 10 cm present in four contiguous sampling units of 25 m x 25 m (625 m² x 4 = 0.25 ha) were sampled. A total of 136 individuals were registered (544 ind.ha⁻¹), distributed in 19 families and 28 species (28.57% rare species). The familie Fabaceae presented the highest species richness (4), followed by Lecythidaceae (3) and Malvaceae (3). The indexes of Shannon-Weaner (H'), Simpson (D) and Pielou (J) were 2.92 nats.ind⁻¹, 0.94, and 0.88, respectively. The NDVI index presented an overall average of 0.83. The total absolute dominance was estimated in 32.76 m².ha⁻¹. The general space pattern was aggregated, while for most of the species the pattern was random. The IV ranking indicated the species *Schefflera morototoni*, *Inga alba*, *Anadenanthera colubrina*, *Bagassa guianensis*, *Apeiba tibourbou*, *Protium heptaphyllum*, *Couratari guianensis*, *Guazuma ulmifolia* and *Pouteria macrophylla* for forest recovery.

Keywords: Structural analysis, Space pattern, Forest recovery.

1 INTRODUÇÃO

A Floresta Amazônica compreende a maior biodiversidade de fauna e flora do planeta. No Brasil, o bioma Amazônia cobre cerca de quatro milhões de quilômetros quadrados, o que significa cerca de um terço da vegetação tropical remanescente de todo o globo (IBGE, 2004). O bioma Amazônia concentra 600 tipos de habitats terrestres e de água doce, abrigando aproximadamente 45 mil espécies de plantas e vertebrados, sendo suas vegetações características a Floresta Ombrófila Densa e a Floresta Ombrófila Aberta (CARIM et al., 2013).

Nas últimas décadas, uma parte expressiva das florestas nativas da Amazônia vem sofrendo com a ocupação desordenada e atividades antrópicas não sustentáveis, resultando em perda de biodiversidade (MELLO; ARTAXO, 2017). De todos os estados brasileiros que compõem Amazônia Legal, o estado do Maranhão é o que apresenta os menores índices de preservação de florestas. De acordo com Celentano et al. (2017), este bioma já perdeu 75% de sua cobertura vegetal original neste estado. Isso se deve ao alto estágio de degradação provocado por vários fatores tais

como mudanças climáticas (MARENGO et al., 2016), intensificação do uso da terra (FERREIRA; COELHO, 2015) e mudanças no padrão de cobertura vegetal (CELENTANO et al., 2017). Desse modo, a descrição e a análise da vegetação arbórea são imprescindíveis, visando obter informações acerca da biodiversidade seja em nível local ou regional (ANDRADE et al., 2015; CARVALHO et al., 2016).

Estudos florísticos e estruturais sobre formações florestais nativas são básicos para o conhecimento da flora e fundamentais em programas de recomposição de áreas degradadas (LIMA et al., 2012; SALOMÃO et al., 2012; LIMA et al., 2018). A Lei Federal 12.651 de 2012 (Lei de Proteção da Vegetação Nativa – LPVN) determina a obrigação legal da recomposição das Áreas de Preservação Permanente, Reserva Legal e de uso restrito, mediante, entre outros métodos, o plantio de espécies nativas (BRASIL, 2012). O Decreto 8.972 de 2017 define a recuperação ou recomposição da vegetação nativa como a restituição da cobertura vegetal (BRASIL, 2017).

O arranjo espacial de populações vegetais tem sido classificado em três tipos: aleatório (localização de cada indivíduo independe da posição de qualquer outro); agregado ou agrupado (propensão dos indivíduos ocorrerem em grupos); e regular ou uniforme (a presença de um indivíduo impede a ocorrência de outro próximo). O estudo do padrão espacial das árvores pode auxiliar a caracterizar a dinâmica de regeneração das florestas tropicais oferecendo subsídios para a compreensão da estrutura horizontal e vertical da floresta, e avaliar como os processos ecológicos de cada bioma interferem nos estágios de vida das árvores (CAPRETZ et al., 2012).

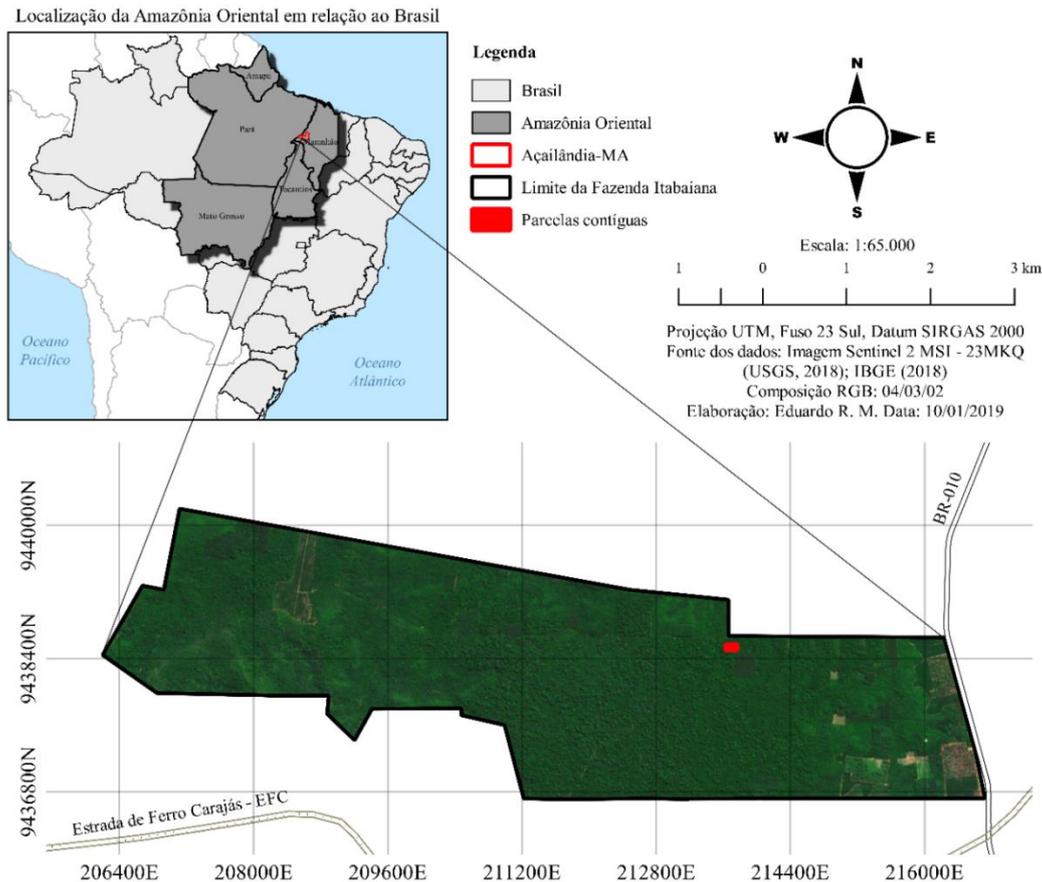
Uma análise da estrutura do dossel pode envolver a utilização de índices de vegetação, dentre os quais pode ser comumente utilizado o *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI), como por exemplo os estudos realizados por Salomão et al. (2012; 2019). Vários fatores tais como, disponibilidade de luz e água, condições de solo, fenologia, dispersão, competição e fitopatologias são alguns dos principais agentes definidores dos padrões espaciais das árvores em uma floresta (JORGE et al., 2015). Assim, objetivou-se avaliar padrão espacial das espécies florestais e identificar as espécies arbóreas indicadas para fins de recomposição no escopo ao que determina a LPVN Amazônia Oriental.

2 MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado em um trecho de Floresta Ombrófila Densa Submontana (IBGE, 2018), situado em uma Área de Alto Valor de Conservação (AAVC) da Fazenda Itabaiana (05°04'37"S e 47°36'05"W) pertencente à empresa Suzano S.A., no município de Açailândia, estado do Maranhão, Amazônia Oriental, Brasil (Figura 1). A AAVC possui 1.688,37 hectares, a qual

concentra um significativo valor referente à biodiversidade e contém ecossistemas raros, ameaçados ou em perigo de extinção. Este estudo está cadastrado no SisGen (n° A1B7C26) e foi realizado no período de agosto de 2018 a julho de 2019.

Figura 1 - Área de estudo, município de Açailândia, Maranhão, Brasil e as respectivas parcelas contíguas orientadas no sentido Leste-Oeste.



Segundo a classificação de Köppen, o clima da área de estudo é do tipo Aw, clima tropical (ALVARES et al., 2013). A região apresenta temperaturas médias máximas de 32,4 °C e médias mínimas de 21,5 °C, com umidade relativa variando de 83% (janeiro a março) a 63% (junho a setembro), no qual a média anual é de 67,80% e a precipitação média anual é de 1600 mm. Ao longo dos limites da área de estudo, a altitude média varia de 284 a 425 m e, especificamente no trecho amostrado, a altitude é de 400 m. Os solos predominantes são do tipo Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico e Latossolo Amarelo Distrófico (IBGE, 2018).

A coleta de dados foi baseada na amostragem de um trecho da Floresta Ombrófila Densa, onde foram alocadas unidades contíguas de 25 x 25 m, perfazendo um bloco de quatro unidades amostrais orientadas no sentido Leste-Oeste (Figura 1), o que representa uma área total de 0,25 ha.

A suficiência amostral foi obtida assumindo como suporte a análise da curva de rarefação (curva de riqueza de espécie), fundamentada no número de espécies observadas em relação ao número de unidades amostrais, gerada através do estimador de riqueza não paramétrico Jackknife 1 para um total de 999 permutações aleatórias, realizadas mediante o uso da biblioteca BAT no *software* R versão 3.5.1 (R CORE TEAM, 2018). O método Jackknife 1 obedece a seguinte equação:

$$S_{\text{Jack 1}} = S_{\text{obs}} + Q_1 \left(\frac{m - 1}{m} \right) \quad (1)$$

Onde $S_{\text{Jack 1}}$ = estimador de riqueza Jackknife de 1ª ordem; S_{obs} = riqueza observada em todas as amostras; Q_1 = número total de espécies únicas; e m = número de amostras.

Para evitar efeito de borda, as unidades amostrais foram distribuídas 150 m após a margem do trecho escolhido. Tal seleção considerou, entre outros aspectos de viabilidade operacional, o relevo e as condições da vegetação natural. Em cada uma das parcelas, todos os indivíduos com diâmetro à altura do peito (DAP) ≥ 10 cm foram inclusos no estudo. Àqueles que atenderam a este critério, tiveram seus respectivos diâmetros mensurados com auxílio de fita métrica e/ou trena e em seguida foram georreferenciados. A identificação taxonômica foi realizada mediante comparação das características morfológicas macroscópicas de cada indivíduo em relação a guias de campo disponibilizadas no site do Field Museum of Natural History (<https://fieldguides.fieldmuseum.org/pt-br/guias?category=38>), bem com o auxílio de parobotânico da região e consulta à literatura especializada. Os nomes científicos foram conferidos no banco de dados do Missouri Botanical Garden (<https://www.tropicos.org/>). Já a classificação das espécies seguiu o sistema proposto pelo *Angiosperm Phylogeny Group* – APG IV (BYNG et al., 2016).

Para a determinação da diversidade, foram utilizados os índices de Shannon-Weaner (H'), dominância de Simpson (D) e equabilidade de Pielou (J), de acordo com as seguintes equações:

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \cdot \ln(p_i) \quad (2)$$

$$D = 1 - \frac{\sum_{i=1}^s n_i(n_i - 1)}{N(N - 1)} \quad (3)$$

$$J = \frac{H'}{H'_{\text{max}}} \quad (4)$$

Onde $p_i = \frac{n_i}{N}$; n_i = número de indivíduos amostrados da i -ésima espécie; N = número total de indivíduos amostrados; S = número total de espécies amostradas; \ln = logaritmo neperiano; e $H'_{\max} = \ln(S)$.

Com relação ao índice de vegetação utilizou-se o NDVI, o qual é calculado a partir razão normalizada entre as bandas do infravermelho próximo e do vermelho, variando entre -1 e 1. Para sua obtenção, foi empregada como base uma imagem do satélite Sentinel-2 MSI (cena 23MKQ de 17 de julho de 2018), onde se operou especificamente nas bandas 4 (vermelho – 665 nm) e 8 (infravermelho próximo – 842 nm), ambas na resolução de 10 m. Em relação a estas bandas, procedeu-se com a correção atmosférica, uma vez que foram oferecidas no chamado nível-1C de processamento, o que inclui a correção geométrica, radiométrica e a refletância *Top-of-Atmosphere* (TOA) ortorretificada. Para tal, foi aplicado o método simplificado DOS 1 a partir do *Semi-Automatic Classification Plugin* no software QGIS versão 2.18.25 (QGIS Development Team, 2018). Por fim, estas mesmas ferramentas foram aplicadas no desenvolvimento do cálculo do NDVI, de acordo com a seguinte equação:

$$\text{NDVI} = \frac{\rho_{\text{NIR}} - \rho_{\text{Red}}}{\rho_{\text{NIR}} + \rho_{\text{Red}}} \quad (5)$$

Onde ρ_{NIR} e ρ_{Red} são os valores de refletância das bandas do infravermelho próximo (NIR) e do vermelho (Red), respectivamente.

Na análise da estrutura horizontal, os seguintes parâmetros fitossociológicos foram estimados para cada espécie: densidade absoluta (DA), densidade relativa (DR), frequência absoluta (FA), frequência relativa (FR), dominância absoluta (DoA), dominância relativa (DoR), valor de cobertura (VC) e valor de importância (VI).

Uma vez calculado os descritores da estrutura horizontal, a definição das espécies para recomposição tomou como base o ranqueamento do VI em três categorias de importância ecológica (CIE) (alta, intermediária e baixa), sendo escolhidas, por fim, àquelas de classificação alta e intermediária. Tal ranqueamento foi realizado pela diferença entre o maior e o menor VI dividida por três, gerando assim, a amplitude de ranqueamento (AR) entre os valores (SALOMÃO et al., 2012). O grupo sucessional (GS) das espécies selecionadas foi determinado segundo a classificação de Budowski (1965), apresentando como principal variável definidora o gradiente de tolerância ao sombreamento. Para a avaliação da estrutura diamétrica, aplicou-se o método de Sturges na determinação da amplitude e número de classes diamétricas.

A descrição do padrão espacial do conjunto arbóreo amostrado e das espécies selecionadas para fins de recomposição, com três ou mais indivíduos inventariados, foi estabelecida a partir da função K de Ripley. Neste estudo, utilizou-se a função K univariada, cuja hipótese nula é a completa aleatoriedade espacial (CAE), testada através de envelopes de confiança criados a partir de 1000 simulações de CAE. Dessa forma, se os valores da função K se estabelecem nos envelopes o padrão espacial é aleatório, senão, a hipótese nula é rejeitada, assumindo-se que a distribuição espacial é agregada para valores positivos ou, distribuição regular se forem negativos (BADDELEY et al., 2015). Toda a análise foi realizada no *software* R utilizando a biblioteca Splanco (BIVAND et al., 2017). A estimativa da função K (Equação 6) e de sua transformada (Equação 7) pode ser expressa pelas seguintes formulações matemáticas:

$$\hat{K}(r) = \frac{1}{\hat{\lambda}n} \sum_{i=1}^n \sum_{\substack{j=1 \\ j \neq i}}^n W_i^{-1}(X_i, X_j) I(\|X_i - X_j\| \leq r), \text{ para } i \neq j \text{ e } r > 0 \quad (6)$$

$$\hat{L}(r) = \sqrt{\frac{\hat{K}(r)}{\pi}} - r \quad (7)$$

Onde n = número de árvores; $\|X_i - X_j\|$ = distância euclidiana entre as localizações X_i e X_j ; r = vetor arbitrário de distância; $W_i I(X_i, X_j)$ = função de correção para efeito de borda; $\hat{\lambda}$ = razão entre o número de árvores e a área do bloco amostral; e $I(U)$ = função indicadora que assume valor 1 sempre que a condição U for verdadeira, e zero quando é falsa.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Para a composição florística, diversidade e índice de vegetação foram amostrados 136 indivíduos com $DAP \geq 10$ cm, distribuídos em 19 famílias e 28 espécies, como visualizado na Tabela 1. Do total de espécies inventariadas, oito espécies (28,57%) foram representadas por apenas um indivíduo. A família Fabaceae apresentou a maior riqueza de espécies (4), seguida de Lecythidaceae e Malvaceae, com três espécies cada.

Tabela 1 - Famílias e espécies arbóreas amostradas no trecho de Floresta Ombrófila Densa em Açailândia, Maranhão, Brasil

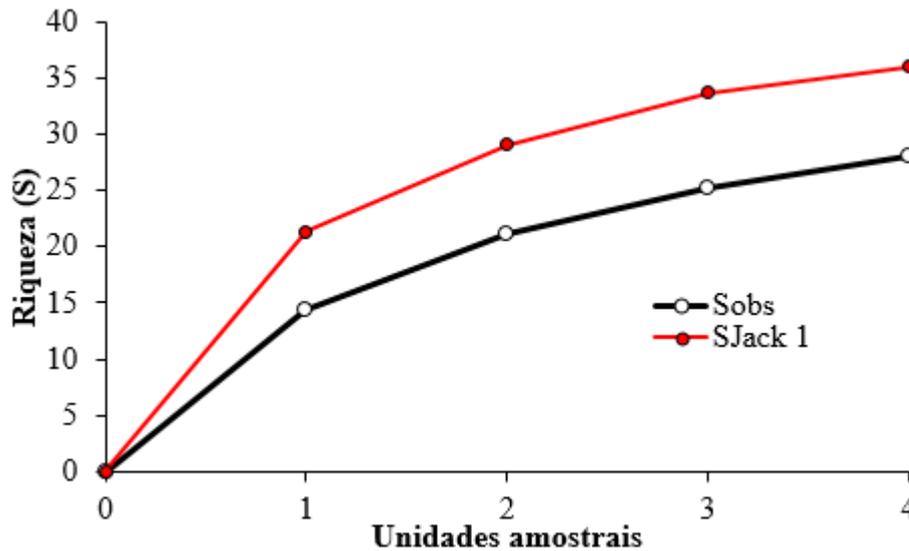
Família	Nome Científico	N	%
Achariaceae	<i>Lindackeria paraensis</i> Kuhl.	3	2,21
Apocynaceae	<i>Geissospermum sericeum</i> Miers	1	0,74
Araliaceae	<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire et al.	15	11,03
Bignoniaceae	<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S.O. Grose	1	0,74
Boraginaceae	<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	3	2,21
Burseraceae	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	12	8,82
Caricaceae	<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A. DC.	2	1,47
Euphorbiaceae	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	1	0,74
	<i>Mabea fistulifera</i> Mart.	6	4,41
Fabaceae	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	2	1,47
	<i>Inga alba</i> (Sw.) Willd	16	11,76
	<i>Zollernia paraensis</i> Huber	5	3,68
	<i>Tachigali paraensis</i> (Huber) Barneby	1	0,74
Goupiaceae	<i>Goupia glabra</i> Aubl.	4	2,94
Lecythidaceae	<i>Couratari guianensis</i> Aubl.	9	6,62
	<i>Lecythis lurida</i> (Miers) S.A. Mori	1	0,74
	<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	2	1,47
Malvaceae	<i>Apeiba tibourbou</i> Aubl.	14	10,29
	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	9	6,62
	<i>Ceiba pentandra</i> (L.) Gaertn.	2	1,47
Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	2	1,47
Moraceae	<i>Bagassa guianensis</i> Aubl.	11	8,09
Myristicaceae	<i>Virola surinamensis</i> (Rol. ex Rottb.) Warb.	2	1,47
Myrtaceae	<i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.	1	0,74
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	3	2,21
Sapotaceae	<i>Pouteria macrophylla</i> (Lam.) Eyma	6	4,41
	<i>Chrysophyllum lucentifolium</i> Cronquist	1	0,74
Simaroubaceae	<i>Simarouba amara</i> Aubl.	1	0,74

N = número de indivíduos amostrados e respectiva percentagem do total amostrado.

A composição florística encontrada no trecho de Floresta Ombrófila Densa analisado neste trabalho segue o mesmo padrão de vários outros estudos desenvolvidos em florestas naturais tropicais da Amazônia. Ocorreu alta concentração de indivíduos em um número reduzido de espécies de modo a apresentar os maiores valores de abundância e, conseqüentemente, definir a fitofisionomia da área (CARIM et al., 2013; SILVA et al., 2016).

Por meio da construção da curva de rarefação (Figura 2) para a riqueza observada (S_{obs}), obteve-se uma estimativa de riqueza de 36 espécies ao se considerar o estimador não paramétrico Jackknife 1 ($S_{Jack 1}$), com a curva não tendendo à assíntota para o total de quatro unidades amostrais.

Figura 2 - Curva de rarefação e estimativa de riqueza das espécies amostradas no trecho de Floresta Ombrófila Densa em Açailândia, Maranhão, Brasil.



O percentual de espécies localmente raras, ou seja, aquelas representadas por apenas um indivíduo, se manteve entre o intervalo de 25% a 56% e se aproximou do valor percentual (28%) encontrado por Lima et al. (2012) quando do estudo fitossociológico de um trecho de Floresta Ombrófila Densa. O elevado número de espécies raras é uma consequência do tamanho da amostragem, conforme sugerido por Dionisio et al. (2016). Não obstante, para determinadas espécies, a raridade atua como um mecanismo biológico de proteção contra a ação de predadores.

O fato da maior riqueza de espécies pertencer à família Fabaceae reforça um padrão comum observado na Amazônia (PEREIRA et al., 2011; CARIM et al., 2013; ANDRADE et al., 2015). Nesse sentido, Lima et al. (2018) explicam que a predominância de Fabaceae ocorre devido ao estabelecimento de associações simbióticas com bactérias fixadoras de nitrogênio, facultando sua colonização em ambientes de solos pouco férteis.

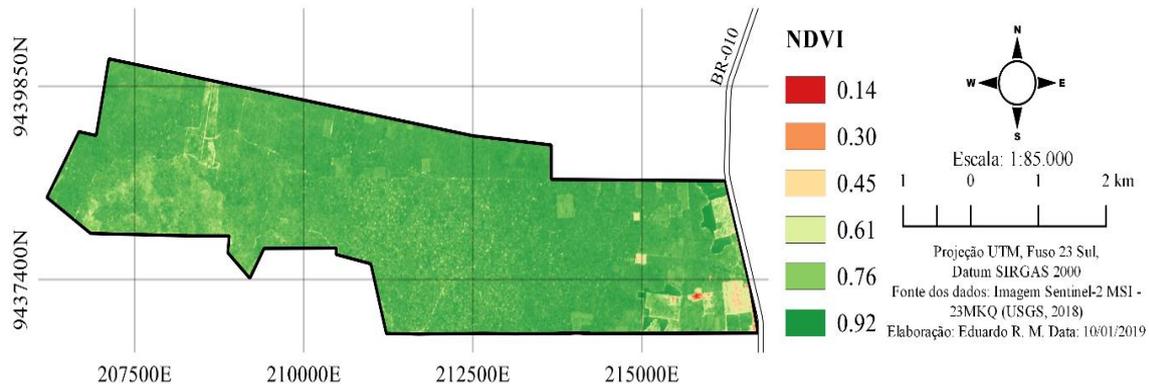
O índice de diversidade de Shannon-Weaner (H') foi de 2,92 nats.ind⁻¹ e o índice de dominância de Simpson (D) foi de 0,94. Pode-se observar uma divergência no índice de diversidade no intervalo (3,83-5,85) comumente previsto para florestas tropicais (ANDRADE et al., 2015). Não obstante, Dionisio et al. (2016) ressaltaram que a riqueza e a diversidade das espécies arbóreas tropicais podem variar de acordo com a intensidade amostral, critério de inclusão e fatores edafoclimáticos. Com relação ao índice de Simpson (D = 0,94), o mesmo mostrou alto grau de dominância, visto que quanto mais próximo de 1 maior o predomínio por uma ou poucas espécies (FREITAS; MAGALHÃES, 2012).

Em relação ao índice de Pielou (J), houve uma uniformidade que atingiu o valor de 0,88. Este valor pode ser considerado elevado, estabelecendo-se entre o intervalo (0,75-0,92) para estudos

realizados na Amazônia como citado por Silva et al. (2014), no qual também obtiveram $J = 0,88$, enfatizando, todavia, que a equabilidade é bastante influenciada pelo tamanho da amostragem, de forma a tender à uniformidade em parcelas menores.

Quanto ao índice de vegetação, o NDVI apresentou um valor mínimo de 0,14 e um valor máximo de 0,92 (Figura 3), com média aritmética dos valores de cada pixel igual a 0,83 e desvio padrão de 0,057.

Figura 3 - Mapa do recorte da imagem Sentinel-2 MSI referente ao cálculo do NDVI para a área de estudo, situada no município de Açailândia, Maranhão, Brasil.



A elevada homogeneidade nos valores contrastados ao NDVI, a julgar pelo baixo desvio padrão, ratifica em ampla escala espacial, o vigor da cobertura vegetal da área de estudo.

A análise da estrutura horizontal para o trecho de Floresta Ombrófila Densa demonstrou uma densidade absoluta total estimada de 544 ind. ha^{-1} com $\text{DAP} \geq 10 \text{ cm}$ e uma dominância absoluta total (área basal) de $32,76 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ como observado na Tabela 2.

Tabela 2 - Descritores da estrutura horizontal para as espécies arbóreas amostradas no trecho de Floresta Ombrófila Densa em Açailândia, Maranhão, Brasil, listadas em ordem decrescente de valor de importância (VI)

Nome Científico	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	VC	VI
<i>Schefflera morototoni</i>	60	11,03	100	6,90	4,41	13,48	12,25	10,47
<i>Inga alba</i>	64	11,76	100	6,90	2,47	7,54	9,65	8,73
<i>Anadenanthera colubrina</i>	8	1,47	50	3,45	6,51	19,89	10,68	8,27
<i>Bagassa guianensis</i>	44	8,09	100	6,90	1,62	4,93	6,51	6,64
<i>Apeiba tibourbou</i>	56	10,29	75	5,17	1,36	4,16	7,23	6,54
<i>Protium heptaphyllum</i>	48	8,82	100	6,90	0,64	1,94	5,38	5,89
<i>Couratari guianensis</i>	36	6,62	50	3,45	2,22	6,77	6,69	5,61
<i>Guazuma ulmifolia</i>	36	6,62	100	6,90	0,81	2,46	4,54	5,32
<i>Pouteria macrophylla</i>	24	4,41	75	5,17	1,50	4,58	4,50	4,72
<i>Zollernia paraensis</i>	20	3,68	75	5,17	0,47	1,44	2,56	3,43
<i>Mabea fistulifera</i>	24	4,41	50	3,45	0,64	1,96	3,19	3,27

<i>Lecythis lurida</i>	4	0,74	25	1,72	2,24	6,83	3,78	3,09
<i>Goupia glabra</i>	16	2,94	50	3,45	0,78	2,37	2,66	2,92
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	12	2,21	50	3,45	0,77	2,35	2,28	2,67
<i>Ceiba pentandra</i>	8	1,47	50	3,45	0,86	2,64	2,05	2,52
<i>Cordia trichotoma</i>	12	2,21	50	3,45	0,36	1,10	1,66	2,25
<i>Jacaratia spinosa</i>	8	1,47	50	3,45	0,57	1,75	1,61	2,22
<i>Handroanthus serratifolius</i>	4	0,74	25	1,72	1,15	3,51	2,12	1,99
<i>Lindackeria paraensis</i>	12	2,21	25	1,72	0,65	1,98	2,09	1,97
<i>Cedrela fissilis</i>	8	1,47	50	3,45	0,30	0,92	1,20	1,95
<i>Geissospermum sericeum</i>	4	0,74	25	1,72	0,82	2,49	1,61	1,65
<i>Lecythis pisonis</i>	8	1,47	25	1,72	0,41	1,25	1,36	1,48
<i>Virola surinamensis</i>	8	1,47	25	1,72	0,17	0,51	0,99	1,23
<i>Myrcia tomentosa</i>	4	0,74	25	1,72	0,30	0,91	0,83	1,12
<i>Chrysophyllum lucentifolium</i>	4	0,74	25	1,72	0,25	0,77	0,75	1,08
<i>Sapium glandulosum</i>	4	0,74	25	1,72	0,18	0,55	0,64	1,00
<i>Tachigali paraensis</i>	4	0,74	25	1,72	0,16	0,48	0,61	0,98
<i>Simarouba amara</i>	4	0,74	25	1,72	0,15	0,46	0,60	0,97
Total	544	100	1450	100	32,76	100	100	100

DA = densidade absoluta (ind.ha⁻¹); DR = densidade relativa (%); FA = frequência absoluta; FR = frequência relativa (%); DoA = dominância absoluta (m².ha⁻¹); DoR = dominância relativa (%); VC = valor de cobertura (%).

Nessa perspectiva, o VI calculado gerou uma AR de 3,16% e conseqüentemente, as seguintes classes de importância: alta (10,47% a 7,31%), intermediária (7,30% a 4,14%) e baixa (4,13% a 0,97%). Com isso, um total de nove espécies foram escolhidas como aporte a projetos de recomposição, no qual três se mantiveram na CIE alta (*Schefflera morototoni*, *Inga alba* e *Anadenanthera colubrina*) e as outras seis na CIE intermediária (*Bagassa guianensis*, *Apeiba tibourbou*, *Protium heptaphyllum*, *Couratari guianensis*, *Guazuma ulmifolia* e *Pouteria macrophylla*).

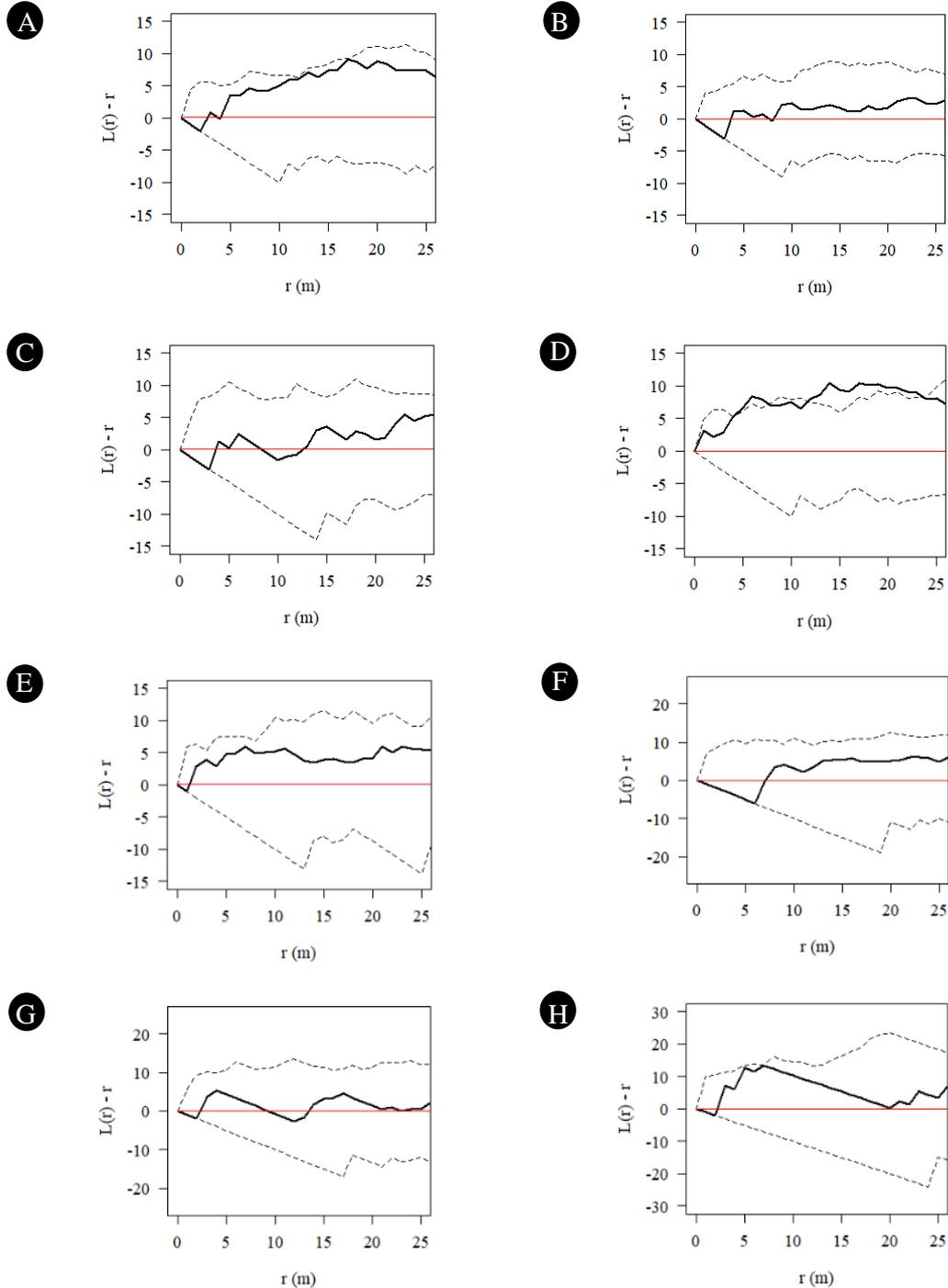
Quanto à estrutura diamétrica, a amplitude de classe foi de 17 cm, sendo o valor mínimo e máximo de DAP igual a 10,19 cm e 141,97 cm, respectivamente. Do total estimado de 544 indivíduos por hectare (ind.ha⁻¹), 75,74% dos indivíduos se concentraram no primeiro intervalo de classe (10 a 27 cm). A estrutura diamétrica apresentada pela comunidade estudada é de “J” invertido, o que sugere uma boa capacidade de regeneração do trecho de floresta, com proeminente concentração de indivíduos jovens nos primeiros intervalos de diâmetro. Tal padrão foi observado em florestas tropicais inequidâneas estáveis, as quais também apresentava o “J” invertido e indicaram um equilíbrio entre recrutamento e mortalidade, demonstrando que a regeneração natural tende a ocorrer em fluxo contínuo (ANDRADE et al., 2015; LIMA et al., 2018).

As estimativas para DA total e DoA total (área basal) mantiveram conformidade em relação a outros estudos realizados em áreas de Floresta Ombrófila Densa na Amazônia Oriental, considerando-se como inclusão $DAP \geq 10$ cm, a saber: Pereira et al. (2011) que encontraram densidade e área basal de 566,36 ind.ha⁻¹ e 36,192 m².ha⁻¹, respectivamente; e Carim et al. (2013) que registraram 530 ind.ha⁻¹ e uma área basal de 31,643 m².ha⁻¹. Ademais, constata-se que as espécies com maior DoA são representativas das famílias para tal parâmetro, a exemplo de *Anadenanthera colubrina* (6,51 m².ha⁻¹). O fato de que as nove espécies com maior VI terem correspondido a 62,19% deste parâmetro e 69,12% dos indivíduos amostrados, mostra a grande importância destas espécies na fitofisionomia da área. De acordo com Lima et al. (2012), o gênero *Inga* (Fabaceae), que expressou o segundo maior valor de importância ecológica, destaca-se na recomposição e recuperação de áreas degradadas e florestas ciliares.

Em trabalho também objetivando a seleção de espécies para projetos de recomposição na Amazônia Oriental, Salomão et al. (2012) amostraram 796 espécies e apenas seis espécies foram classificadas na CIE alta e intermediária. Com isso, concluíram que o VI não conseguiu refletir uma análise consistente da composição florística, de modo a sugerir a importância do uso de índices obtidos por meio de análise multivariada. Além da LPVN, torna-se imprescindível observar a legislação de cada estado, em especial acerca da riqueza de espécies a ser utilizada (SALOMÃO et al., 2019).

Não foi observado CAE em nenhuma das escalas de distância, sendo predominante, portanto, o padrão espacial agregado. Já o padrão espacial das espécies classificadas para fins de recomposição, com três ou mais indivíduos arbóreos amostrados, encontra-se representado na Figura 4. Assim, verificou-se que as espécies *Schefflera morototoni*, *Inga alba*, *Bagassa guianensis*, *Protium heptaphyllum*, *Couratari guianensis*, *Guazuma ulmifolia* e *Pouteria macrophylla* apresentaram padrão espacial aleatório em todas as escalas de distância, uma vez que os valores da função transformada $\hat{L}(r) - r$ se mantiveram dentro dos envelopes de confiança. A espécie *Apeiba tibourbou* mostrou um arranjo espacial predominantemente aleatório, conquanto, houve uma pequena tendência à agregação na escala de aproximadamente 12 a 23 m.

Figura 4 - Padrão espacial para as espécies *Schefflera morototoni* (A), *Inga alba* (B), *Bagassa guianensis* (C), *Apeiba tibourbou* (D), *Protium heptaphyllum* (E), *Couratari guianensis* (F), *Guazuma ulmifolia* (G) e *Pouteria macrophylla* (H), estimado pelo ajuste da função K de Ripley transformada ($\hat{L}(r) - r$), considerando-se o bloco amostral do trecho analisado. As linhas tracejadas representam os envelopes de confiança de completa aleatoriedade espacial (CAE).



O padrão espacial agregado observado no conjunto de árvores do bloco amostral é uma peculiaridade frequente em Floresta Ombrófila Densa e nas demais formações tropicais, sendo que as causas mais comumente associadas são: elevada densidade populacional em mesma área e o grau de heterogeneidade ambiental (SILVA et al., 2012). Por outro lado, a distribuição espacial aleatória,

predominante entre as espécies, pode estar sendo influenciado por fatores de recrutamento. A relação espécie/indivíduo denota haver dominância por parte de algumas espécies, o que foi responsável pelo baixo índice de diversidade. Entretanto, a julgar pelos outros parâmetros florísticos e fitossociológicos, a área estudada pode ser considerada madura e bem estruturada, indo ao encontro do contexto de estudos similares realizados na Amazônia brasileira.

A descrição do arranjo espacial das espécies, mediante o uso da função K de Ripley transformada, mostrou-se bastante eficaz, na medida em que conseguiu captar o comportamento das espécies diante das diferentes dinâmicas do ambiente estudado. Sobre a indicação de espécies nativas para recomposição, mesmo que em baixa escala de riqueza, gerou nove espécies. Com isso, espera-se que estes resultados e a metodologia empregada sejam úteis como parte integrante na tomada de decisão no escopo ao que determina a Lei de Proteção da Vegetação Nativa. Por fim, ante as lacunas aqui salientadas, propõe-se a realização de estudos futuros na região de modo a considerar o uso de índices capazes de captar uma maior riqueza de espécies e a sua respectiva aplicação em outras formações florestais.

4 CONCLUSÃO

O padrão espacial geral foi agregado.

As espécies classificadas para fins de recomposição apresentaram padrão espacial predominantemente aleatório.

As espécies *Schefflera morototoni*, *Inga alba*, *Anadenanthera colubrina*, *Bagassa guianensis*, *Apeiba tibourbou*, *Protium heptaphyllum*, *Couratari guianensis*, *Guazuma ulmifolia* e *Pouteria macrophylla* foram indicadas para recomposição florestal.

REFERÊNCIAS

- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013. <http://dx.doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>.
- ANDRADE, D. F.; GAMA, J. R. V.; MELO, L. O.; RUSCHEL, A. R. Inventário florestal de grandes áreas na Floresta Nacional do Tapajós, Pará, Amazônia, Brasil. *Biota Amazônia*, v. 5, n. 1, p. 109-115, 2015.
- BADDELEY, A.; RUBAK, E.; TURNER, R. *Spatial point patterns: methodology and applications with R*. Boca Raton: Chapman and Hall/CRC, 2015. 810 p.
- BIVAND, R. et al. R package version 2.01-40: *splancs*. 2017. <https://cran.r-project.org/web/packages/splancs/index.html>.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. *Diário Oficial da República Federativa do Brasil*, Brasília, DF: Presidência da República, 25 mai. 2012.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Decreto nº 8.972, de 23 de janeiro de 2017. Institui a Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa. *Diário Oficial da República Federativa do Brasil*, Brasília, DF, 23 jan. 2017.
- BUDOWSKI, G. Distribution of tropical American rain forest species in the light of succession processes. *Turrialba*, v. 15, n. 1, p. 40-42, 1965.
- BYNG, J. W. et al. 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. <https://doi.org/10.1111/boj.12385>.
- CAPRETZ, R. L.; BATISTA, J. L. F.; SOTOMAYOR, J. F. M.; CUNHA, C. R.; NICOLETTI, M. F.; RODRIGUES, R. R. Padrão espacial de quatro formações florestais do estado de São Paulo, através da função K de Ripley. *Ciência Florestal*, v. 22, n. 3, p. 551-565, 2012.
- CARIM, M. J. V.; GUILLAUMET, J. L. B.; GUIMARÃES, J. R. S.; TOSTES, L. C. L.; Composição e Estrutura de Floresta Ombrófila Densa do extremo Norte do Estado do Amapá, Brasil. *Biota Amazônia*, v. 39, n. 2, p. 1-10, 2013. <http://dx.doi.org/10.18561/2179-5746/biotaamazonia.v3n2p1-10>.
- CARVALHO, M. A. F.; BITTAR, P. A.; SOUZA, P. B.; FERREIRA, R. Q. S. Florística, fitossociologia e estrutura diamétrica de um remanescente florestal no município de Gurupi, Tocantins. *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*, v. 11, n. 4, p. 59-66, 2016.
- CELENTANO, D.; ROUSSEAU, G.; MUNIZ, F.; VARGA, I.; MARTINEZ, C.; CARNEIRO, M.; MIRANDA, M.; BARROS, M.; FREITAS, L.; NARVAES, I.; ADAMI, M.; GOMES, A.; RODRIGUES, J.; MARTINS, M. Towards zero deforestation and forest restoration in the Amazon region of Maranhão state, Brazil. *Land Use Policy*, v. 68, p. 692-698, 2017.

DIONISIO, L. F. S.; FILHO, O. S. B.; CRIVELLI, B. R. S.; GOMES, J. P.; OLIVEIRA, M. H. S.; CARVALHO, J. O. P. Importância fitossociológica de um fragmento de Floresta Ombrófila Densa no estado de Roraima, Brasil. *Revista Agro@ambiente On-line*, v. 10, n. 3, p. 243-252, 2016. <http://dx.doi.org/10.18227/1982-8470ragro.v10i3.3381>.

FREITAS, W. K.; MAGALHÃES, L. M. S. Métodos e parâmetros para estudo da vegetação com ênfase no estrato arbóreo. *Floresta e Ambiente*, v. 19, n. 4, p. 520-540, 2012. DOI: <https://doi.org/10.4322/floram.2012.054>.

IBGE. *Biomassas do Brasil*, 2004. <https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes-ambientais/15842-biomassas.html?edicao=16060&t=sobre>.

IBGE. Portal de Mapas do IBGE, 2018. <https://portaldemapas.ibge.gov.br/portal.php#homepage>.
FERREIRA, M.; COELHO, A. Desmatamento Recente nos Estados da Amazônia Legal: uma análise da contribuição dos preços agrícolas e das políticas governamentais. *Revista de Economia e Sociologia Rural*, v. 53, n. 01, p. 93-108, 2015. <https://doi.org/10.1590/1234-56781806-9479005301005>.

JORGE, L. A. B.; MILLANI, T. M.; FONSECA, R. C. B.; ARRUDA, A. A. Estrutura diamétrica e arranjo espacial das espécies mais abundantes de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual em Botucatu, SP. *Floresta e Ambiente*, v. 22, n. 3, p. 355-367, 2015. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.027713>.

LIMA, R. B. A.; SILVA, J. A. A.; MARANGON, L. C.; FERREIRA, R. L. C.; SILVA, R. K. S. Fitossociologia de um trecho de floresta ombrófila densa na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Uacari, Carauari, Amazonas. *Scientia Plena*, v. 8, n. 1, p. 1-12, 2012.

LIMA, R. B. A.; SILVA, J. A. A.; MARANGON, L. C.; FERREIRA, R. L. C.; SILVA, R. K. S.; FREIRE, F. J. Análises estruturais do componente arbóreo em floresta de terra firme, Carauari, Amazonas, Brasil. *Biodiversidade*, v. 17, n. 1, p. 1-16, 2018.

MARENGO, J.; TORRES, R.; ALVES, L. Drought in Northeast Brazil-past, present, and future. *Theoretical and Applied Climatology*, v. 214, p. 3-14, 2016. DOI: 10.1007/s00704-016-1840-8.

MELLO, N. G. R.; ARTAXO, P. Evolução do plano de ação para prevenção e controle do desmatamento na Amazônia Legal. *Revista do Instituto de Estudos Brasileiros*, v. 66, p. 108-129, 2017. <https://doi.org/10.11606/issn.2316-901x.v0i66p108-129>.

PEREIRA, L. A.; PINTO SOBRINHO, F. D. A.; COSTA NETO, S. V. DA. Florística e estrutura de uma mata de terra firme na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Rio Iratapuru, Amapá, Amazônia Oriental, Brasil. *Floresta*, v. 41, n. 1, p. 113-122, 2011.

QGIS Development Team. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation. [S. l.]: QGIS Development Team, 2018. <http://qgis.osgeo.org>. Acesso em: 20 nov. 2018.
R CORE TEAM. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna: R Core Team, 2018. <https://www.R-project.org/>. Acesso em: 24 ago. 2018.

SALOMÃO, R. P.; SANTANA, A. C.; BRIENZA JR., S.; GOMES, V. H. F. Análise fitossociológica de floresta ombrófila densa e determinação de espécies-chave para recuperação de área degradada através da adequação do índice de valor de importância. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi: Ciências Naturais*, v. 7, n. 1, p. 57-102, 2012.

SALOMÃO, R. P.; HAGE, A. L. F.; BRIENZA JR., S.; SALOMÃO, G. N.; GOMES, V. H. F. Espécies estruturantes para a restauração florestal de áreas mineradas. *Brazilian Journal of Development*, v. 5, n. 1, p. 876-886, 2019.

SILVA, W. A. S.; CARIM, M. J. V.; GUIMARÃES, J. R. S.; TOSTES, L. C. L. Composição e diversidade florística em um trecho de floresta de terra firme no sudoeste do Estado do Amapá, Amazônia Oriental, Brasil. *Biota Amazônica*, v. 4, n. 3, p. 31-36, 2014. <http://dx.doi.org/10.18561/2179-5746/biotaamazonia.v4n3p31-36>.

SILVA, K. E.; MARTINS, S. V.; RIBEIRO, C. A. A. S.; SANTOS, N. T.; AZEVEDO, C. P.; Structure of 15 hectares permanent plots of terra firme dense forest in Central Amazon. *Revista Árvore*, v. 40, n. 4, p. 603-615, 2016. <https://doi.org/10.1590/0100-67622016000400004>