

Manejo de Mínimo Impacto para a Produção de Açaí na Amazônia: Efeitos sobre a Estrutura Horizontal e o Estoque de Biomassa Lenhosa em Ecossistema Alagável

Jéssica Sueli Pereira da Silva¹, Julia Isabella de Matos Rodrigues¹, Gracialda Costa Ferreira¹, Denner Roberto Sacramento dos Santos¹, Teofro Lacerda Gomes² & Walmer Bruno Rocha Martins³

Recebido em 18/02/2022 – Aceito em 23/08/2022

¹ Universidade Federal Rural da Amazônia/UFRA, Brasil.

<jessikamant0529@gmail.com, juliaisabellarodrigues@gmail.com, gracialda.ferreira@ufra.edu.br, dennerdrss@gmail.com>.

² Instituto Federal do Pará/IFRP, Brasil. <teofro2009@gmail.com>.

³ Universidade Federal Rural da Amazônia, campus Capitão Poço, Pará, Brasil. <walmer.bruno@ufra.edu.br>.

RESUMO – Nos ecossistemas de florestas alagáveis, a abundância de açaí (*Euterpe oleraceae* Mart.), superalimento mundialmente consumido, demandou a expansão das áreas produtivas, colocando em risco a existência de espécies nativas do bioma. Como alternativa, tem-se o manejo de mínimo impacto que consiste na retirada planejada das árvores mais abundantes, sem prejudicar a diversidade de espécies. A realização de pesquisas sobre o tema é indispensável para a comprovação da viabilidade ambiental da técnica. Portanto, o objetivo deste trabalho foi avaliar os efeitos do manejo de mínimo impacto voltado para a produção de açaí em ecossistemas de floresta alagável na Amazônia. Para isso, a área de 4 ha foi dividida em 16 subparcelas (25 m x 25 m), onde após inventário 100% (DAP $\geq$ 10 cm), suprimiu-se os indivíduos de menor circunferência e anelou-se aqueles com DAP até 40 cm. Os resultados demonstraram que o manejo não implicou na alteração da ordem de importância das espécies e do padrão de distribuição diamétrica. Somente *Parkia ulei*, *Pouteria* sp. e *Unonopsis guatteroides* tiveram o grau de conservação de suas populações alterados de abundante (A) para comum (C), após a intervenção silvicultural. Os índices de equabilidade de Pielou e dominância de Simpson mantiveram-se semelhantes após o manejo. Não houve diferença estatística significativa de remoção de biomassa. Sendo assim, este estudo demonstrou que o manejo de mínimo impacto voltado para a produção de açaí na Amazônia não ocasiona alterações em termos de diversidade de espécies, desde que seja realizado seguindo adequadamente a metodologia correta.

Palavras-chave: Ecossistema alagável; manejo florestal; intervenção silvicultural.

Minimal Impact Management for Açaí Production in the Amazon: Effects on Horizontal Structure and Woody Biomass Stock in Flooded Ecosystem

ABSTRACT – In wetland forest ecosystems, the abundance of açaí (*Euterpe oleraceae* Mart.), a superfood consumed worldwide, demanded the expansion of productive areas, putting the existence of native species of the biome at risk. As an alternative, there is minimal impact management, which consists of the planned removal of the most abundant trees, without harming species diversity. Conducting research on the subject is essential to prove the environmental feasibility of the technique. Therefore, the objective of this work was to evaluate the effects of minimal impact management aimed at açaí production in floodplain forest ecosystems in the Amazon. For this, the 4 ha area was divided into 16 subplots (25 m x 25 m), where after 100% inventory (DBH $\geq$ 10 cm), individuals with smaller circumference were suppressed and those with DAP up to 40 cm were ringed. The results showed that the management did not change the order of importance of the species and the pattern of diameter distribution. Only *Parkia ulei*, *Pouteria* sp. and *Unonopsis guatteroides* had the conservation degree of their populations changed from abundant (A) to common (C), after the silvicultural intervention. Pielou's equability and Simpson's dominance indices remained similar after handling. There was no statistically significant difference in biomass removal. Therefore, this study demonstrated that the

management of minimal impact aimed at the production of açaí in the Amazon does not cause changes in terms of species diversity, as long as it is carried out properly following the correct methodology.

Keywords: Floodable ecosystem; forest management; silvicultural intervention.

Manejo de Impacto Mínimo para la Producción de Acai en la Amazonía: Efectos sobre la Estructura Horizontal y Stock de Biomasa Leñosa en un Ecosistema Inundable

RESUMEN – En ecosistemas boscosos de humedales, la abundancia de açaí (*Euterpe oleracea* Mart.), superalimento consumido en todo el mundo, exigió la expansión de áreas productivas, poniendo en riesgo la existencia de especies nativas del bioma. Como alternativa, existe la gestión de mínimo impacto, que consiste en la remoción planificada de los árboles más abundantes, sin perjudicar la diversidad de especies. La realización de investigaciones sobre el tema es fundamental para demostrar la viabilidad ambiental de la técnica. Por lo tanto, el objetivo de este trabajo fue evaluar los efectos de la gestión de impacto mínimo dirigida a la producción de açaí en ecosistemas de bosques de llanura aluvial en la Amazonía. Para ello, el área de 4 ha se dividió en 16 subparcelas (25 m x 25 m), donde luego del inventario del 100% (DAP $\geq$ 10 cm), se suprimieron los individuos de menor circunferencia y se anillaron aquellos con DAP hasta 40 cm. Los resultados mostraron que el manejo no modificó el orden de importancia de las especies y el patrón de distribución diamétrica. Sólo *Parkia ulei*, *Pouteria* sp. y *Unonopsis guatteroides* cambiaron el grado de conservación de sus poblaciones de abundante (A) a común (C), después de la intervención silvícola. Los índices de igualdad de Pielou y dominancia de Simpson se mantuvieron similares después del manejo. No hubo diferencia estadísticamente significativa en la remoción de biomasa. Por lo tanto, este estudio demostró que la gestión de mínimo impacto dirigida a la producción de açaí en la Amazonía no provoca cambios en términos de diversidad de especies, siempre que se realice correctamente siguiendo la metodología correcta.

Palabras clave: Ecosistema inundable; gestión de bosques; intervención silvícola.

Introdução

O gradiente topográfico e o clima da Amazônia conferem ao bioma uma de suas principais características que é a rica biodiversidade (Elias et al., 2019). Isso porque o extenso território, aliado à forte influência dos rios, garantiram a formação de diferentes fitofisionomias à região, com destaque para as florestas aluviais, as quais representam a maior área de florestas alagáveis do mundo, com aproximadamente 300.000 km² (Prance, 1979). Nos ambientes estuarinos da região, onde se tem forte influência do fluxo de marés oceânicas, as funções ecológicas desempenhadas pelas florestas aluviais beneficiam animais e plantas, devido à criação de *habitat* favoráveis à reprodução, além de ser indispensável para a prestação bens e serviços ecossistêmicos em escala mundial (Guimarães et al., 2021).

A ilha do Marajó, localizada no entorno da foz do rio Amazonas, é um exemplo desses ambientes estuarinos, apresentando duas tipologias florestais bastantes recorrentes, denominadas

popularmente como várzeas e igapós (Almeida et al., 2004; Amaral et al., 2021). Esses ecossistemas são caracterizados por inundações e diferenciam-se quanto à origem e às propriedades organolépticas da água (Junk et al., 2011). Nas várzeas o ecossistema é inundado por águas brancas oriundas dos Andes, ou barrenta graças a partículas de argilas e sedimentos (Parolin et al., 2004; Sioli, 1951), enquanto que nos igapós as inundações são oriundas de rios de água preta, de pH ácido, com baixa carga de sedimentos (Prance, 1979).

Por outro lado, apesar das condições limitantes para o desenvolvimento vegetal nas duas tipologias, adaptações anatômicas e morfológicas garantiram a adaptação de algumas espécies, como no caso da palmeira *Euterpe oleracea* Mart., o açaí, que pode responder por até 25% da comunidade botânica nas áreas alagáveis (Cunha e Costa, 2020; Santos et al., 2018). Do fruto do açaí se produz o suco ou vinho, que atualmente é um dos produtos florestais não madeireiros de maior potencial econômico do

Brasil, destacando-se o estado do Pará como maior produtor nacional (IBGE, 2021a). O fruto tornou-se um “superalimento”, sendo considerado uma mercadoria com alta demanda global, o que resultou na sua supervalorização econômica (Lira-Guedes et al., 2021).

O aumento da demanda pelo açaí representou uma vantagem para as populações ribeirinhas, as quais passaram a adquirir oportunidades de garantir sua subsistência com a comercialização e valorização do açaí (Frare et al., 2017). Esse aumento motivou a busca por alternativas de produção, resultando na exploração e conversão de florestas de várzea em açais (Homma et al., 2006). Todavia, a dominância de plantas de açaí tem colocado em risco a existência de espécies nativas e algumas endêmicas que ocorrem nesses ecossistemas.

Como alternativa para minimizar esses impactos ambientais, a Embrapa Amazônia Oriental desenvolveu a técnica de Manejo de Mínimo Impacto (MMI) para áreas alagadas, que objetiva o aumento da produtividade dos açais nativos sem comprometer a manutenção de outras espécies na mesma área (Queiroz & Mochiutti, 2001). A técnica consiste na retirada planejada das árvores mais abundantes, sem prejudicar as remanescentes, mantendo a diversidade de espécies, com um estoque que pode ser aproveitável futuramente (Queiroz & Mochiutti, 2001).

As técnicas adotadas antes e após as intervenções silviculturais buscam evitar prejuízos ecológicos e econômicos. Uma das formas de avaliar os impactos das atividades do manejo é por meio da quali-quantificação da diversidade florística e da biomassa vegetal extraída. A biomassa lenhosa demonstra a qualidade das condições ambientais como clima, hidrologia, estrutura do solo e da vegetação e disponibilidade de nutrientes (Chave et al., 2004).

Diante disso, este trabalho parte do seguinte questionamento: é possível desenvolver o manejo voltado para a produção de açaí sem causar prejuízos significativos para as florestas de ecossistemas alagáveis na Amazônia? Com a hipótese de que se esse tipo de manejo visa

o equilíbrio entre as espécies, as intervenções não promoverão alterações substanciais para o ecossistema florestal. Sendo assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar os efeitos do manejo de mínimo impacto voltado para a produção de açaí em ecossistemas de floresta alagável na Amazônia.

Material e Métodos

Área de estudo

O estudo foi conduzido em uma unidade de pesquisa localizada na comunidade Santo Ezequiel Moreno, parte do Projeto de Assentamento Agroextrativista Acutipereira (PEAEx Acutipereira), no município de Portel, mesorregião do Marajó, Pará (Fig. 1). O município abrange uma área de 25.384,960 km², com população estimada em 62.945 pessoas (2,06 hab/km²) (IBGE, 2021b).

O clima da região é do tipo Am, segundo Köppen (Alvares et al., 2013). A temperatura média anual é de 26 °C, com pluviosidade média anual de 2.300 a 2.500 mm. Os solos da região são classificados como aluviais, argilosos, hidromórficos, gleyzados, ácidos, com horizonte superficial em torno de 25 a 30 cm, com alta porcentagem de matéria orgânica sobre uma camada mineral originária de material sedimentar (RADAMBRASIL, 1974). A vegetação predominante no município é caracterizada como floresta Ombrófila Densa de terras baixas, que estão presentes nas várzeas e igapós predominantes no norte do município (IBGE, 2012).

Delineamento experimental

Utilizou-se um delineamento inteiramente casualizado em uma área de 4 ha de floresta aluvial que foi dividida em 4 parcelas permanentes (100 m x 100 m). Cada parcela foi dividida em quatro unidades de 2.500 m² (50 m x 50 m) e, posteriormente, subdividida em 16 subparcelas de 25 m x 25 m. Os levantamentos de campo foram realizados durante o segundo semestre de 2019 e o início de 2020, quando as avaliações foram realizadas em dois momentos: antes e após o manejo de mínimo impacto (Fig. 2).

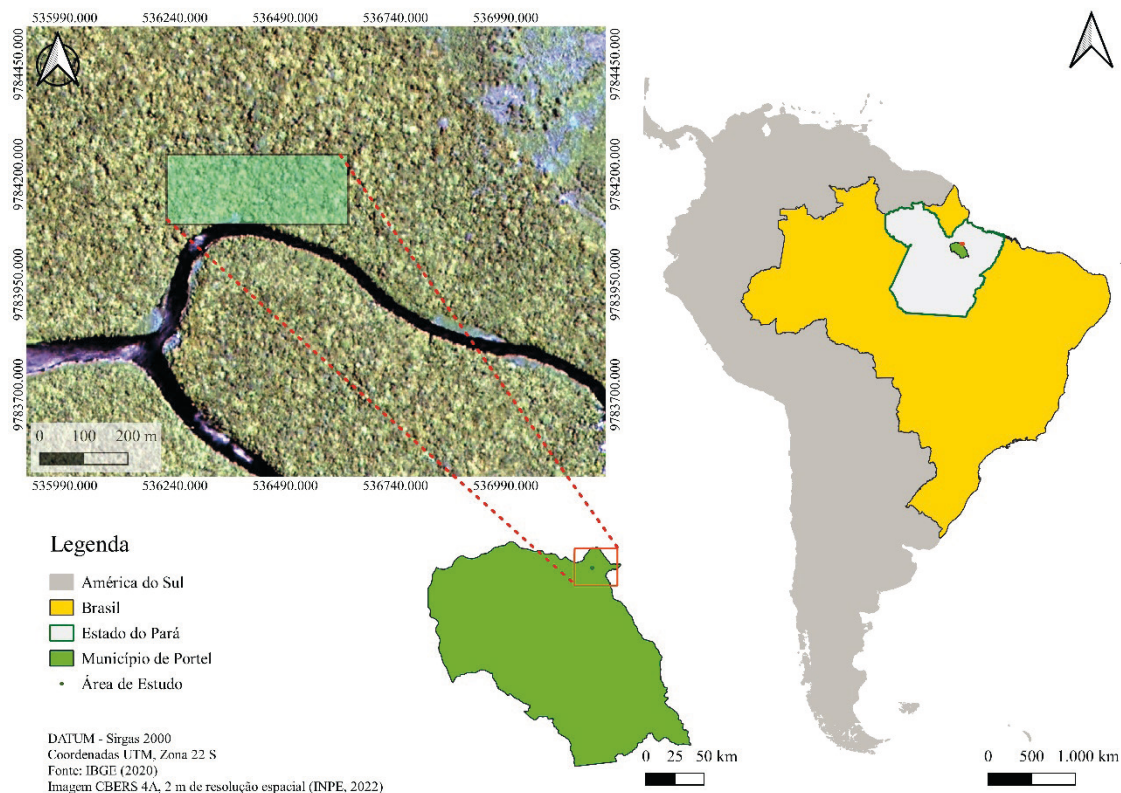


Figura 1 – Mapa de localização da unidade de pesquisa no Projeto de Assentamento Agroextrativista Acutipereira, município de Portel, mesorregião do Marajó, estado do Pará.



Figura 2 – Desenho ilustrativo das parcelas antes e após o manejo de mínimo impacto voltado para a produção de açaí, no município de Portel, mesorregião do Marajó, estado do Pará.

Procedimentos do manejo

As atividades de manejo seguiram a metodologia proposta pela Embrapa Amazônia Oriental (Queiroz & Mochiutti, 2001). No manejo de mínimo impacto dos açaizais, buscou-se a combinação adequada de árvores, açaizeiros e outras palmeiras distribuídas em toda a área e a manutenção da diversidade florestal local. Por isso, as intervenções de manejo consistiram em anelamento ou supressão vegetal, visando a abertura no dossel para maior incidência de luz e, conseqüentemente, melhor desenvolvimento dos açaizeiros. Sendo assim, foram suprimidos os indivíduos de menor circunferência e anelados aqueles com DAP até 40 cm. Também mantivemos em cada parcela todas as espécies registradas, com redução apenas da densidade. Além disso, espécies raras ou com apenas um indivíduo, não foram suprimidas.

Coleta de dados

a) Caracterização florística e estrutura horizontal

Realizou-se um inventário florestal do tipo censo, considerando todos indivíduos arbóreos com DAP ≥ 10 cm e palmeiras de açai. Os indivíduos foram identificados *in loco* com a presença de um taxonomista e conhecimento local das espécies oferecido por moradores locais. A lista do nome científico das espécies foi corrigida pelo banco de dados da Flora do Brasil, disponível em <http://floradobrasil.jbrj.gov.br> por meio do sistema de classificação APG IV. Para avaliar a estrutura horizontal, calcularam-se os seguintes parâmetros fitossociológicos: densidade relativa (DR), frequência relativa (FR), dominância relativa (DoR), e índice de valor de importância (VI) (Müller-Dombois & Ellenberg, 1974). Os

indivíduos foram classificados quanto às classes de diâmetro: 0-20 cm; 20-40 cm; 40-60 cm; 60-80 cm; 80-100 cm; 100-120 cm; 120-140 cm. Somado a isso, calculou-se os índices de Diversidade de Shannon-Weaver (Eq. 1), Dominância de Simpson (Eq. 2), Quociente de Mistura de Jentsch (Eq. 3) e Equabilidade de Pielou (Eq. 4).

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i * \ln(p_i) \quad \text{Eq. 1}$$

Onde: H' = Índice de diversidade de Shannon-Weaver; p_i = proporção entre o número de indivíduos de uma espécie e o número total de indivíduos; $\ln$ = logaritmo natural.

$$D = - \sum_{i=1}^S \frac{ni(ni - 1)}{(N(N - 1))} \quad \text{Eq. 2}$$

Onde: D = índice de dominância de Simpson; ni = número de indivíduos amostrados para a i -ésima espécie e N = número total de indivíduos amostrados.

$$D = \frac{S}{n} \quad \text{Eq. 3}$$

Onde: QM = Coeficiente de Mistura de Jentsch; S = riqueza de espécies e n = o número total de indivíduos.

$$J' = \frac{H'}{H'_{max}} \quad \text{Eq. 4}$$

Onde: J' = Equabilidade de Pielou; H' = Índice de Shannon; H'_{max} = Índice de Shannon Máximo.

b) Classificação quanto aos grupos de conservação

Para avaliar as mudanças na comunidade florística, as espécies foram classificadas em quatro grupos de conservação, de acordo com Oliveira-Filho (2006), onde a determinação da espécie em cada grupo foi baseada na sua frequência relativa antes e após a supressão (Tabela 1).

Tabela 1 – Critério para classificação quanto ao grupo de conservação das espécies segundo a metodologia de Oliveira-Filho (2006).

Grupos	Sigla	Frequência (%)
Abundante	A	>60%
Comum	C	>40% a 60%
Frequente	F	>25% a 40%
Ocasional	O	>15% a 25%
Rara	R	>7,5% a 15%
Muito Rara	MR	>2,5% a 7,5%
Raríssima	RR	<2,5%

c) Quantificação da biomassa seca

A análise da biomassa lenhosa acima do solo foi estimada indiretamente pela aplicação de seis modelos alométricos utilizados na Amazônia

(Tabela 2). Para a seleção da melhor equação, foram utilizados os critérios de maior coeficiente de determinação R^2 e menor erro padrão da estimativa.

Tabela 2 – Modelos alométricos utilizados na estimativa de biomassa lenhosa acima do solo em árvores de ecossistema alagável na comunidade de Santo Ezequiel Moreno, Portel, Marajó, Pará. Onde: DAP = Diâmetro a altura do peito (1,3 m do solo), p = densidade da madeira, H = altura da árvore.

Modelo	Tipo de Floresta	Equação	Autor
1	Floresta secundária	$(1,120 * DAP^2)$	Overman; Witte; Saldarriaga, 1994
2	Floresta secundária	$(0,780 * DAP^2)$	Overman; Witte; Saldarriaga, 1994
3	Floresta de várzea	$\exp^{(0,0204+0,3129*DAP)}$	Bartelt et al. (2000)
4	Floresta Primária	$2,2737 * DAP^{1,9156}$	Silva (2007)
5	Equação geral dos trópicos	$0,37 * (pDAP^2 H)^{0,976}$	Chave et al. (2014)

Análise de dados

Os valores estimados da biomassa foram convertidos para a unidade internacional megagrama por hectare ($Mg\ ha^{-1}$) a fim de torná-los comparáveis a outros estudos. As médias de biomassa estimada antes e após o manejo foram comparadas pelo teste t de Student ($p \leq 0,05$) após averiguação da normalidade dos dados e a homocedasticidade de variância, por meio dos testes de Shapiro-Wilk ($p \geq 0,05$) e Bartlett ($p \geq 0,05$), respectivamente. Todas as análises estatísticas e os gráficos foram realizadas no software R (R Development Core Team, 2021), sendo ainda que a densidade da madeira utilizada para estimativa de biomassa da equação 5 foi obtida com auxílio do pacote BIOMASS (Réjou-Méchain et al., 2017).

Resultados

Composição florística

No levantamento antes do manejo de mínimo impacto (MMI) foram registrados 3.271 indivíduos ($818\ ind\ ha^{-1}$) dos quais 946 (25,4%) eram indivíduos de açaí (*Euterpe oleracea*). Os demais estavam distribuídos em 90 espécies arbóreas de 35 famílias botânicas. As famílias

com o maior número de indivíduos e de espécies foram: Arecaceae (3 espécies e 956 indivíduos), Fabaceae (20 espécies e 890 indivíduos), seguida por Myristicaceae (2 espécies e 290 indivíduos), Clusiaceae (3 espécies e 225 indivíduos) e Chrysobalanaceae (5 espécies e 148 indivíduos) (Material Suplementar I). Do total de espécies registrado, 29 foram representadas com apenas um indivíduo, enquanto que 28 espécies foram representadas com até 10 e 33 espécies apresentaram mais de 10 indivíduos.

Estrutura horizontal

O MMI não alterou a ordem de importância das espécies, já que as 10 espécies com maior IVI antes do manejo, mantiveram-se após as intervenções (Fig. 3). No entanto, a supressão dos indivíduos proporcionou um ligeiro aumento nos valores médios de IVI para estas espécies florestais. *Virola surinamensis* registrou o maior valor de IVI tanto antes (10,82%) quanto após (11,08%) o manejo. Vinte e duas espécies registraram 100% de frequência absoluta, entre elas *V. surinamensis*, *S. globulifera*, *P. macroloba*, *P. santalinoides*, *T. oppositifolia*. Essas espécies também apresentaram os maiores valores de dominância relativa, atingindo 49,39% do total de espécies estudadas.

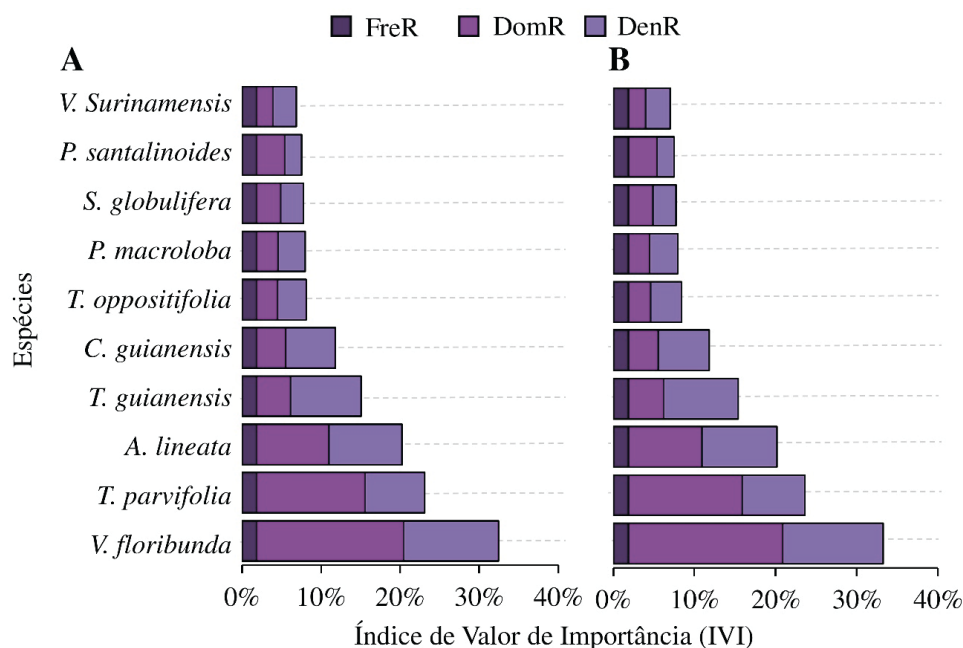


Figura 3 – Parâmetros fitossociológicos das 10 espécies com maior valor de IVI antes (A) e após a intervenção silvicultural (B), na unidade de pesquisa no município de Portel, mesorregião do Marajó, estado do Pará. Onde: FreR: frequência relativa; DomR: dominância relativa; DenR: densidade relativa.

Distribuição diamétrica

A distribuição dos indivíduos, antes e após o manejo seguiu o padrão em “J” invertido

(Fig. 4), onde mais da metade dos indivíduos (51,30 %) encontrava-se na classe de 0-20 cm e uma pequena parte distribuiu-se nas classes de diâmetro superior a 40 cm.

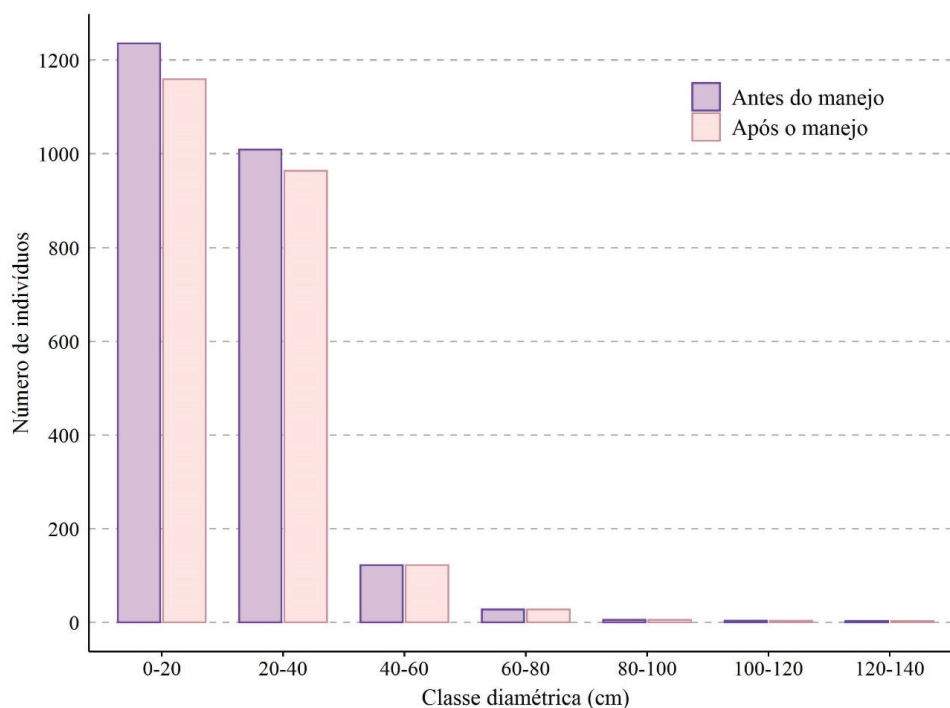


Figura 4 – Distribuição diamétrica dos indivíduos arbóreos com DAP ≥ 10 cm encontradas na área experimental de igapó no município de Portel, estado do Pará, Brasil.

Grupos de conservação

De maneira geral, a classificação das espécies em graus de conservação antes do manejo silvicultural indicou que 48,8% das espécies eram abundantes, 14,1% comuns e 37,7% frequentes (Fig. 5). Não houve espécies caracterizadas como raras, muito raras e raríssimas. Dentre as 90 espécies registradas, 58 não tiveram suas populações

alteradas pela intervenção silvicultural, sendo que para 36 delas havia no máximo 2 indivíduos na área total (4 ha). Além disso, 12 espécies tinham suas populações representadas por mais de 10 indivíduos, mas não passaram pela intervenção. Somente *Parkia ulei*, *Pouteria* sp. e *Unonopsis guatteroides* tiveram o grau de conservação de suas populações alterados de abundante (A) para comum (C), após a intervenção silvicultural.

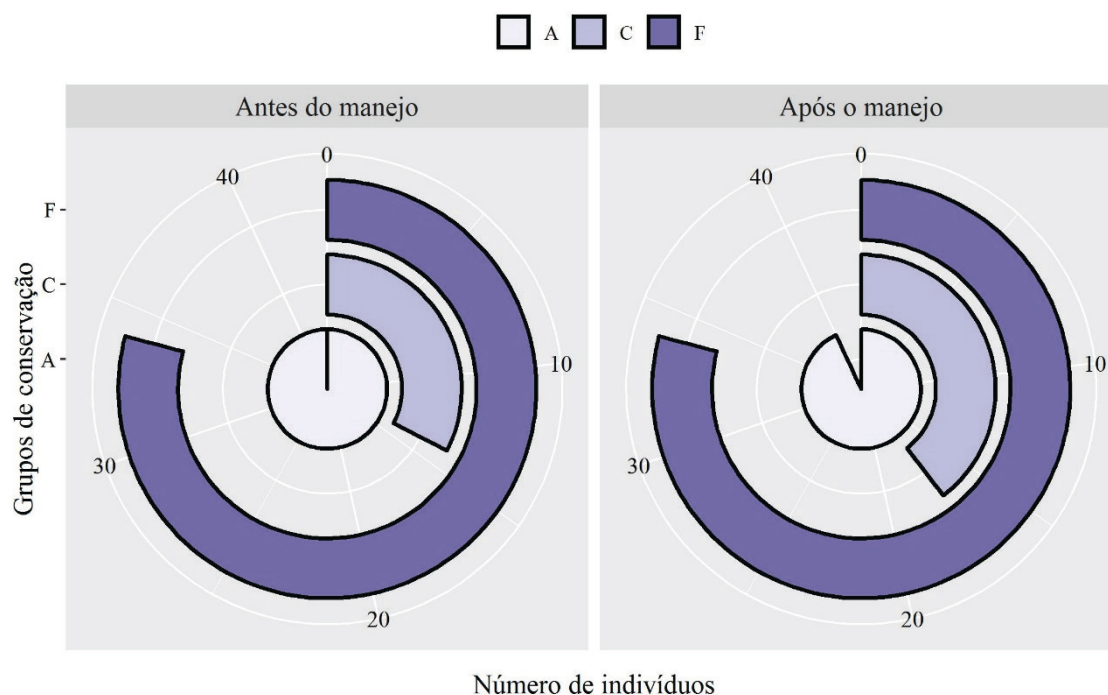


Figura 5 – Comportamento dos grupos de conservação, comparação antes e após o manejo, em que (A) abundante; (C) comum; (F) frequente.

Índices de diversidade

Os índices de equabilidade de Pielou e dominância de Simpson mantiveram-se semelhantes após o manejo. Apenas o índice de

Shannon e o valor do Quociente de Mistura de Jentsch apresentaram uma discreta diminuição após o manejo (Tabela 3), porém, esse resultado não caracteriza uma redução expressiva da biodiversidade.

Tabela 3 – Valores obtidos para os índices de Diversidade e Equabilidade, antes e após as atividades de intervenção silviculturais. Onde: H' – índice de Shannon; QM – Quociente de Mistura de Jentsch; J' – Equabilidade de Pielou; e D – índice de Dominância de Simpson.

Índices de diversidade	H'	QM	J'	D
Antes do manejo	3,46	1/26	0,76	0,95
Após o manejo	3,44	1/25	0,76	0,95

Estimativa de biomassa

Dentre as equações utilizadas para estimar a biomassa seca acima do solo (Tabela 4), a equação de Chaves et al. 2014 (Modelo 5), foi a que apresentou os melhores parâmetros. Por meio dessa equação, o valor de biomassa obtida após

a intervenção silvicultural indicou uma redução de 2,5% em relação ao valor registrado na área antes da intervenção. A biomassa estimada foi de $158,77 \pm 20,99 \text{ Mg ha}^{-1}$ antes do manejo, e $154,73 \pm 21,45 \text{ Mg ha}^{-1}$, após a intervenção (Tabela 5), não havendo diferença estatística significativa de remoção de biomassa ($t = 0,26953$, $p = 0,7966$).

Tabela 4 – Indicadores de ajuste das equações utilizadas para estimar o valor de biomassa em uma floresta de igapó, comunidade Sto. Ezequiel Moreno, município de Portel, estado do Pará, Brasil.

Modelo	R ²	Erro padrão da estimativa
1	85%	0,4604
2	85%	0,4604
3	02%	0,0021
4	87%	0,5920
5	90%	0,1923

Tabela 5 – Valores de volume (m³) e biomassa total (Mg), estimada pela equação de Chaves et al. (2014), obtidos antes e após as atividades de manejo para a unidade de pesquisa, no Projeto de Assentamento Agroextrativista Acutipereira, Portel, mesorregião do Marajó, estado do Pará. “ns” indica que não houve diferença estatística entre as médias de acordo com o teste t de Student ao nível de 5% probabilidade.

Situação	Área (ha)	Volume total (m ³)	Biomassa (Mg ha ⁻¹)
Antes do manejo	04	1189,8	$158,77 \pm 20,99$ ns
Após o manejo	04	1167,8	$154,73 \pm 21,45$ ns

Ns = não significativo.

Observou-se que, antes e após a intervenção silvicultural, a maior concentração de biomassa foi registrada nas classes de DAP (20-40 cm), que tem menor valor de densidade em relação a primeira classe (Fig. 6 A e B). De acordo com

o resultado do QM antes do manejo, existem 26 indivíduos para cada espécie. Após o manejo, esse valor reduziu para 25, não demonstrando uma redução expressiva capaz de causar danos para a diversidade florística

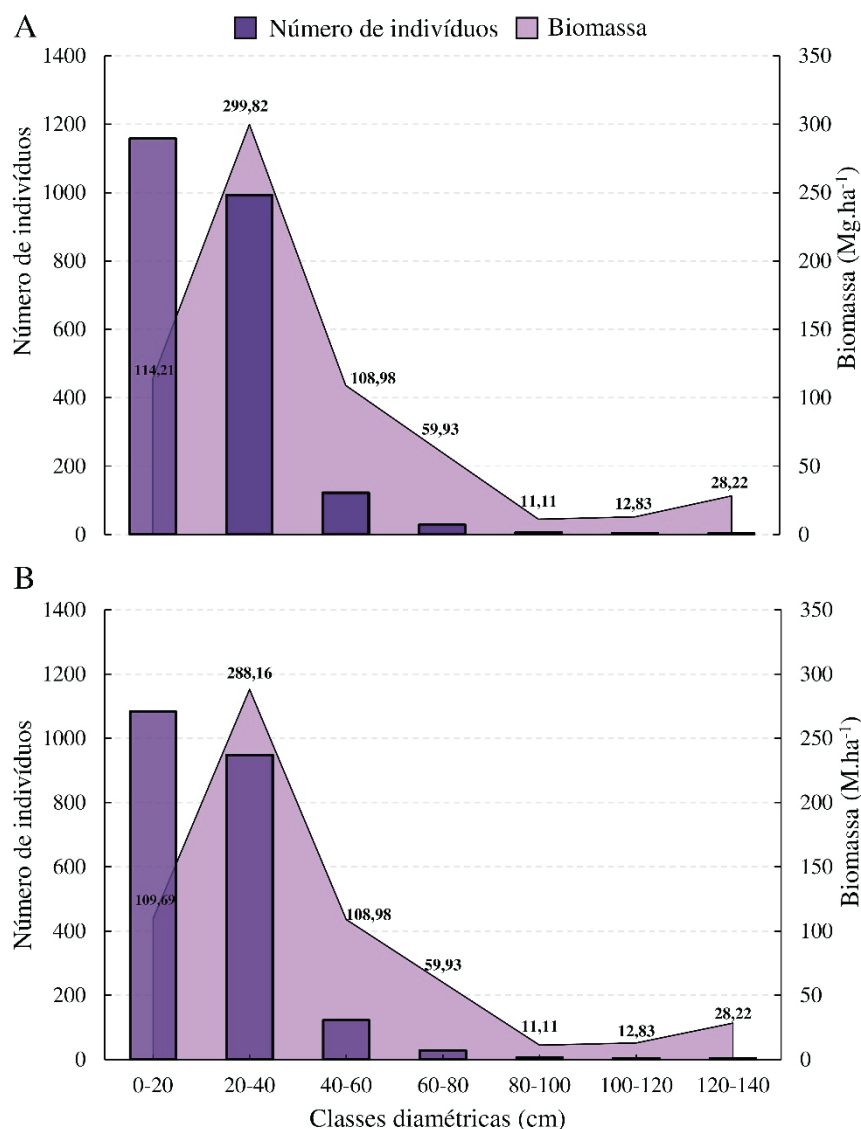


Figura 6 – A: Número de indivíduos (N) e biomassa (Bio) antes do manejo em uma floresta de igapó, município de Portel, estado do Pará, Brasil.

Discussão

Estima-se que o manejo incorreto dos açaizais nativos ocasiona perda de mais de 50% da diversidade de espécies de árvores e uma redução de 63% no número de espécies pioneiras (Freitas et al., 2015). Como agravante, as áreas alagadas apresentam diferentes formas de se recompor após um grau de perturbação, devido à baixa produtividade desses ecossistemas (Malhi et al., 2006). Nesse sentido, o manejo de mínimo impacto destaca-se como uma maneira de minimizar os efeitos negativos das atividades desordenadas, garantindo a manutenção de serviços ambientais prestados em nível global, como o

sequestro de carbono e mitigação dos efeitos das mudanças climáticas (Lira-Guedes et al., 2021).

As espécies constatadas neste estudo também foram listadas por outros autores em ecossistemas alagáveis da região (Braga & Jardim, 2019; Limeira et al., 2019). Elas desempenham funções essenciais para a manutenção dos ecossistemas fluviais, a exemplo de *Virola surinamensis*, que devido à madeira de baixa densidade, pode ser utilizada para a fabricação de laminados (Neves & Santos; Martins, 2002). Adicionalmente, a espécie apresenta um padrão de deposição de serapilheira elevado e uma ciclagem de nutrientes eficaz (Costa et al., 2017).

Neste contexto, a permanência dessas espécies entre as 10 com o maior IVI, mesmo após o manejo, é um indicador positivo das intervenções bem-sucedidas. Ademais, foi perceptível que o manejo não afetou a diversidade de espécies. De acordo com Knight (1975), o índice de Shannon, por exemplo varia de 3,83 a 5,85 para ecossistemas de terra firme na Amazônia. Quando comparados a esses ecossistemas, os aluviais apresentam uma menor diversidade de espécies (Carim et al., 2017) devido ao estresse causado pelo excesso de água e, conseqüentemente, oxidação do solo (Martinez & Mourão; Brienza Junior, 2011).

O padrão observado para a distribuição diamétrica corrobora a ideia de que as florestas tropicais mantêm um expressivo número de indivíduos nas duas primeiras classes de tamanho, entre 10 cm e 30 cm (Santos & Jardim, 2006; Ribeiro et al., 2019). Esse padrão corresponde a um balanço positivo entre recrutamento e mortalidade, caracterizando um sistema auto-regenerante da maioria das florestas tropicais (Ferreira & Almeida, 2005; Figueiredo & Figueiredo, 2019). Sendo assim, alterações nesse padrão indicam eventuais distúrbios e/ou severas perturbações, o que não foi constatado nesta pesquisa, já que a distribuição diamétrica após o manejo manteve o padrão inicial.

Em relação aos grupos de conservação, a diminuição de espécies abundantes pode significar uma diminuição dos recursos alimentares para a fauna, principalmente para peixes, que atuam como agentes dispersores da maior parte das espécies de floresta de várzea juntamente com a água (Kubitzki & Ziburski, 1994). Por outro lado, a diminuição das populações de espécies abundantes, competitivamente superiores, pode estar abrindo espaços para espécies raras, competitivamente inferiores (Begon et al., 2009). No entanto, isso reflete no estoque de biomassa, pois espécies menos abundantes normalmente apresentam elevada quantidade de biomassa lenhosa e, por sua vez, maior estoque de carbono. Para Chave et al. (2001) e Lindner (2010) árvores com DAP acima de 40 cm influenciam consideravelmente no acúmulo de biomassa de um determinado ecossistema, onde geralmente apresentam uma contribuição superior a 60%.

Isso tornou-se evidente pelo modelo de Chaves et al. (2014), que forneceu os melhores parâmetros de estimativa de biomassa. O maior número de variáveis, incluindo a densidade da

madeira da respectiva espécie, possibilitou a ampla utilização deste modelo em florestas tropicais. Para Chaves et al. (2005), há uma ordem decrescente de importância dos parâmetros: DAP, densidade da madeira e altura das árvores, logo, quando estas três variáveis são consideradas simultaneamente na equação alométrica, a biomassa é facilmente estimada, independentemente da espécie e do tipo florestal. Isto se dá devido às características das espécies que apresentam grande porte e elevada densidade de madeira que pode contribuir com maior biomassa, mesmo com uma baixa abundância de indivíduos (Fauset et al., 2015).

Neste estudo, a retirada de 12 indivíduos de *Symphonia globulifera* resultou na perda de 1,87 Mg ha⁻¹. Para *Virola surinamensis* e *Caraipa grandifolia* os 6 indivíduos retirados equivaleram a uma redução de 0,92 Mg ha⁻¹ e 1,71 Mg ha⁻¹, respectivamente. Indicando que o número de indivíduos removidos não refletiu necessariamente na maior quantidade de biomassa removida, sendo explicado pelas diferenças na morfologia de copas, diâmetro e altura.

De maneira geral, os valores de biomassa acima do solo para florestas aluviais variam de 195 a 357 Mg ha⁻¹ na Amazônia ocidental (Malhi et al., 2006). Schöngart et al. (2010) encontraram 222 a 240 Mg ha⁻¹ na Amazônia Central e, para estágios maduros, no igapó de água preta na RDS Uatumã de 141 a 152 Mg ha⁻¹ (Targhetta et al., 2015).

Em uma análise comparativa entre o antes e após as atividades de intervenção, tornou-se evidente a baixa quantidade de biomassa removida com a atividade de manejo. Um resultado bastante satisfatório visto que, qualquer impacto sobre essas árvores, quer pela mudança global ou outros distúrbios que afetam a abundância e persistência destes grandes indivíduos, podem conduzir a um impacto importante sobre a biomassa da floresta (Paoli et al., 2008).

Considerações Finais

A intervenção silvicultural proporcionou apenas a redução do número de indivíduos das espécies mais abundantes. O estudo também demonstrou que o manejo de mínimo impacto voltado para a produção de açaí na Amazônia não ocasiona alterações em termos de diversidade de espécies, desde que seja realizado seguindo

adequadamente a metodologia que foi utilizada. Além disso, ressaltamos que a manutenção de renda das famílias ribeirinhas pode ser ampliada sem ocasionar danos intensos para os ecossistemas alagáveis na Amazônia. Por outro lado, frisamos que novos estudos são recomendados na mesma área para avaliar quantitativamente a produção do açaí após as intervenções silviculturais.

Referências

- Alvares CA, Stape JL, Sentelhas PC, Gonçalves JLM, Sparovek G. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*. 2013; 22(6): 711-728.
- Bartelt D, Koch J, Tourinho MM. Anbau von Acai (*Euterpe oleracea*) und Kakao (*Theobroma sylvestre*) in Primärwäldern der varzeas am rio Tocantins (Brasilien/Para). *Forstarchiv Hannover*. 2000; 71(6): 250-256.
- Begon M, Townsend CR, Harper JL. *Ecologia: de indivíduos a ecossistemas*. Artmed editora; 2009.
- Carim MJV, Wittmann FK, Piedade MTF, Guimarães JRS, Tostes LCL. Composition diversity and structure of tidal "Várzea" and "Igaporé" floodplain forests in eastern Amazonia Brazil. *Brazilian Journal of Botany*. 2017; 40(1): 115-124.
- Chave J, Condit R, Aguilar S, Hernandez A, Lao S, Perez R. Error propagation and scaling for tropical forest biomass estimates. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*; 2004. 359(1443): 409-420.
- Chave J, Andalo C, Brown S, Cairns MA, Chambers JQ, Eamus D, Fölster H, Fromard F, Higuchi N, Kira T, Lescure JP, Nelson BW, Ogawa H, Puig H, Riéra B, Yamakura T. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia*. 2005; 145(1): 87-99.
- Chave J, Réjou-Méchain M, Búrquez A, Chidumayo E, Colgan MS, Delitti WBC, Duque A, Eid T, Fearnside PM, Goodman RC, Henry M, Martínez-Yrizar A, Mugasha WA, Muller-Landau HC, Mencuccini M, Nelson BW, Ngomanda A, Nogueira EM, ORTIZ-Malavassi E. et al. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global Change Biology*. 2014; 20(10): 3177-3190.
- Chave J, Riéra B, Dubois MA. Estimation of biomass in a neotropical forest of French Guiana: spatial and temporal variability. *Journal of Tropical Ecology*. 2001; 17(1): 79-96.
- Costa BC, Suzuki PM, Martins WBR, Andrade VMS, Oliveira FA. Dinâmica da massa seca e propriedades químicas da liteira em *Virola surinamensis* e floresta sucessional na Amazônia oriental. *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*. 2017; 12(1): 23.
- Cunha MA, Costa SMF. Mapeamento da palmeira de açaí (*Euterpe oleracea* Mart.) na floresta Amazônica utilizando imagem de satélite de alta resolução espacial. *Revista Espinhaço*. 2020; 20(2): 40-49..
- Elias F, Marimon-Junior BH, Oliveira FJM, Oliveira JCA, Marimon BS. Soil and topographic variation as a key factor driving the distribution of tree flora in the Amazonia/Cerrado transition. *Acta Oecologica*. 2019; 100(6): 103467.
- Fauset S, Johnson MO, Gloor M, Baker TR, Monteagudo MA, Brien RJW, Feldpausch TR, Lopez-Gonzalez G, Malhi Y, Ter Steege H, Pitman NCA, Baraloto C, Engel J, Pétronelli P, Andrade A, Camargo JLC, Laurance SGW, Laurance WF, Chave J. et al. Hyperdominance in Amazonian forest carbon cycling. *Nature Communications*. 2015; 6(1): 6857.
- Ferreira LV, Almeida SS. Relação entre a altura de inundação riqueza específica de plantas e o tamanho de clareiras naturais em uma floresta inundável de igapó na Amazônia Central. *Revista Árvore*. 2005; 29(3): 445-453.
- Figueiredo SMM, Figueiredo EO. Modelagem de distribuição de espécies arbóreas por classe diamétrica no sudoeste da Amazônia. *Scientia Forestalis*. 2019; 47(124): 644-654.
- Frare JCV, Oliveira IA, Freitas, L. Potencial agroecológico da agricultura familiar de comunidades ribeirinhas agroextrativistas do Marajó Amazônia Oriental. *Unimar*. 2017; 26(1-2): 41-53.
- Freitas MAB, Vieira ICG, Albernaz ALKM, Magalhães JLL, Lees AC. Floristic impoverishment of Amazonian floodplain forests managed for açaí fruit production. *Forest Ecology and Management*. 2015; 351: 20-27.
- Guimaraes AF, Souza CR, Rosa C, Santos JP, Teixeira LAF, Zanzini LP, Santiago WTV, Zanzini ACS. Small-scale environmental variations drive vegetation structure and diversity in Amazon riverine forests. *Flora: Morphology Distribution Functional Ecology of Plants*. 2021; 283.
- Homma AKO, Nogueira OL, Menezes AJEA, Carvalho JEU, Nicoli CML, Matos GB. Açaí: novos desafios e tendências. *Amazônia: Ciência e Desenvolvimento*. 2006; 1(2): 7-23.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). 2012. Manual técnico da vegetação brasileira.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). 2021b. IBGE Cidades. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pa/portel/panorama> Acesso em 29/12/2021

- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). 2021a. Produção da extração vegetal e da silvicultura – PEVS 1990-2016. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticasnovoportal/economicas/agricultura-e-pecuaria/9105> Acesso em: 27/12/2021.
- Junk WJ, Piedade MTF, Schöngart J, Cohn-Haft M, Adeney JM, Wittmann FA. Classification of major naturally-occurring amazonian lowland wetlands. *Wetlands*. 2011; 31(4): 623-640.
- Knight DH. A Phytosociological Analysis of Species-Rich Tropical Forest on Barro Colorado Island Panama. *Ecological Monographs*. 1975; 45(3): 259-284.
- Kubitzki K, Ziburski A. Seed Dispersal in Flood Plain Forests of Amazonia. *Biotropica*. 1994; 26(1): 30.
- Lindner A. Biomass storage and stand structure in a conservation unit in the Atlantic Rainforest – The role of big trees. *Ecological Engineering*. 2010; 36(12): 1769-1773.
- Lira-Guedes AC, Leal GDA, Fischer GR, Aguiar LJG, Melém NJ, Baia ALP, Guedes MC. Carbon emissions in hydromorphic soils from an estuarine floodplain forest in the Amazon River. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*. 2021; 56(3): 413-423.
- Malhi Y, Wood D, Baker TR, Wright J, Phillips OL, Cochrane T, Meir P, Chave J, Almeida S, Arroyo L, Higuchi N, Killeen TJ, Laurance SG, Laurance WF, Lewis SL, Monteagudo A, Neill DA, Vargas PN, Pitman NCA. et al. The regional variation of aboveground live biomass in old-growth Amazonian forests. *Global Change Biology*. 2006; 12(7): 1107-1138.
- Martinez GB, Mourão M, Brienza Junior S. Respostas morfofisiológicas de plantas de açacu (*Hura crepitans* L.) provenientes de várzea do rio Amazonas: efeito de anoxia do solo. *Revista Árvore*. 2011; 35(6): 1155-1164.
- Müeller-Dombois D, Ellenberg H. 1974. Aims and Methods of Vegetation Ecology. New York: Wiley.
- Neves EJM, Santos ÁF, Martins EG. 2002. *Virola Surinamensis: silvicultura e usos*. Paraná: Embrapa Florestas.
- Oliveira-Filho AT. 2006. Catálogo das Árvores Nativas de Minas Gerais. 1. ed. Minas Gerais.
- Overman JPM, Witte HJL, Saldarriaga JG. Evaluation of regression models for above-ground biomass determination in Amazon rainforest. *Journal of Tropical Ecology*. 1994; 10(2): 207-218.
- Paoli GD, Curran LM, Slik JWF. Soil nutrients affect spatial patterns of aboveground biomass and emergent tree density in southwestern Borneo. *Oecologia*. 2008; 155(2): 287-299.
- Parolin P, Simone O, Haase K, Waldhoff D, Rottenberger S, Kuhn U, Kesselmeier J, Kleiss B, Schmidt W, Piedade MTF, Junk WJ. Central amazonian floodplain forests: Tree adaptations in a pulsing system. *Botanical Review*. 2004; 70(3): 357-380.
- Prance GT. Notes on the vegetation of amazonia III. The terminology of amazonian forest types subject to inundation. *Brittonia*. 1979; 31(1): 26-38.
- Queiroz JAL, Mochiutti S. Manejo de Mínimo Impacto para Produção de Frutos em Açaizais Nativos no Estuário Amazônico. Embrapa Amapá-Comunicado Técnico (INFOTECA-E), 2001.
- R Development Core Team. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. Viena Austria, 2021.
- RADAMBRASIL. Geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra. Folha SA. 22. Rio de Janeiro: [s.n.].
- 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. *Methods in Ecology and Evolution*. 2017; 8(9): 1163-1167.
- Ribeiro LOMM, Silva JNM, Netto SP, Queiroz WT. Avaliação da amostragem com substituição parcial com duas medições sucessivas em floresta manejada no município de Paragominas, Pará. *Scientia Forestalis*. 2019; 47(124): 778-790.
- Santos GC, Jardim MAG. Florística e estrutura do estrato arbóreo de uma floresta de várzea no município de Santa Bárbara do Pará, Estado do Pará, Brasil. *Acta Amazonica*. 2006; 36(4): 437-446.
- Santos BLG, Gama JRV, Ribeiro RBS, Anjos KF, Gomes KM, Ximenes LC, Melo LO. Estrutura e valoração de *Euterpe oleracea* em uma floresta de várzea na Amazônia. *Advances in Forestry Science*. 2018; 5(3): 391-396.
- Silva RP. Alometria, estoque e dinâmica da biomassa de florestas primárias e secundárias na região de Manaus (AM). 2007. Tese (Doutorado em Ciências de Florestas Tropicais). Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia [acesso em 24 out 2021]. Disponível em: <http://www.bibliotecaforestal.ufv.br/handle/123456789/4589>
- Sioli H. Alguns resultados e problemas da Limnologia amazônica. *Boletim Técnico do Instituto Agronomico do Norte*. 1951; 24: 1-44.
- Targhetta N, Kesselmeier J, Wittmann F. Effects of the hydroedaphic gradient on tree species composition and aboveground wood biomass of oligotrophic forest ecosystems in the central Amazon basin. *Folia Geobotanica*. 2015; 50(3): 185-205.

Material Suplementar I

Tabela 3 – Família, espécie, nome comum, riqueza (N°sp) e número de indivíduos (Ni), das cinco famílias com maior número de árvores registradas nos 4 ha inventariados nas áreas de manejo de açaizais.

Família	Espécie	Nome comum	Ni
Arecaceae	<i>Euterpe oleracea</i> Mart.	Açaí	946
	<i>Astrocaryum murumuru</i> Mart.	Murumuru	4
	<i>Socratea exorrhiza</i> (Mart.) H. Wendl.	Paxiúba	6
Fabaceae	<i>Abarema jupunba</i> (Willd.) Britton & Killip	Ingarana	1
	<i>Alexa grandiflora</i> Ducke	Melancieira	4
	<i>Cynometra marginata</i> Benth.	Iperana	2
	<i>Diplostropis purpurea</i> (Rich.) Amshoff	Sucupira	18
	<i>Eperua bijuga</i> Mart. ex Benth.	Ipê	16
	<i>Inga alba</i> (Sw.) Willd.	Ingá	2
	<i>Macrolobium acaciifolium</i> (Benth.) Benth.	Arapari	35
	<i>Macrolobium bifolium</i> (Aubl.) Pers.	Ipeúba	35
	<i>Martiodendron elatum</i> (Ducke) Gleason	Coração de Negro	1
	<i>Mora paraensis</i> (Ducke) Ducke	Pataqueira	23
	<i>Ormosia coutinhoi</i> Ducke	Buiuçu Ormosia	33
	<i>Parkia ulei</i> (Harms) Kuhlman	Faveira	32
	<i>Pentaclethra macroloba</i> (Willd.) Kuntze	Pracaxi	215
	<i>Platymiscium trinitatis</i> Benth.	Macacaúba	1
	<i>Pterocarpus santalinoides</i> L'Hér. ex DC.	Mututi	182
	<i>Stryphnodendron</i> Mart.	Fava	36
	<i>Swartzia acuminata</i> Willd. ex Vogel	Pitaica	42
	<i>Swartzia laurifolia</i> Benth.	Pacapeuá	17
	<i>Taralea oppositifolia</i> Aubl.	Cumaru	150
	<i>Vatairea guianensis</i> Aubl.	Faveira-amargosa	18
Myristicaceae	<i>Osteophloeum platyspermum</i> (Spruce ex A.DC.) Warb.	Ucuubarana	1
	<i>Virola surinamensis</i> (Rol. ex Rottb.) Warb.	Virola	289

Clusiaceae	<i>Clusia grandiflora</i> Splitg.	Ceboleira	1
	<i>Symphonia globulifera</i> L.f.	Anani	223
	<i>Tovomita hopkinsii</i> Bittrich & L.Marinho		1
Chrysobalanaceae	<i>Couepia guianensis</i> Aubl.	Macucu	76
	<i>Couepia</i> sp.	Paruru	1
	<i>Hirtella excelsa</i> Standl. ex Prance	Cariperana	39
	<i>Licania laxiflora</i> Fritsch	Anauerá	2
	<i>Parinari rodolphii</i> Huber	Farinha Seca	30

Biodiversidade Brasileira – BioBrasil.
Fluxo Contínuo
n.1, 2023

<http://www.icmbio.gov.br/revistaeletronica/index.php/BioBR>

Biodiversidade Brasileira é uma publicação eletrônica científica do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) que tem como objetivo fomentar a discussão e a disseminação de experiências em conservação e manejo, com foco em unidades de conservação e espécies ameaçadas.

ISSN: 2236-2886