



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
DEPARTAMENTO DE ECONOMIA ECOLÓGICA

JERONIMO BARROSO SILVA FILHO

**SUSTENTABILIDADE DO MANEJO FLORESTAL EM ÁREAS DE CAATINGA:
UMA AVALIAÇÃO COMPARATIVA UTILIZANDO MODELOS ALOMÉTRICOS**

FORTALEZA

2022

JERONIMO BARROSO SILVA FILHO

SUSTENTABILIDADE DO MANEJO FLORESTAL EM ÁREAS DE CAATINGA: UMA
AVALIAÇÃO COMPARATIVA UTILIZANDO MODELOS ALOMÉTRICOS

Trabalho de conclusão de curso apresentado ao
Curso de Graduação em Economia Ecológica
do Centro de Ciências Agrárias, como requisito
parcial à obtenção de grau de bacharel em
Economia Ecológica.

Orientador: Prof. Dr. Rafael Carvalho da
Costa.

FORTALEZA

2022

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Sistema de Bibliotecas
Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- S58s Silva Filho, Jeronimo Barroso.
Sustentabilidade do manejo florestal em áreas de Caatinga: uma avaliação comparativa utilizando modelos alométricos / Jeronimo Barroso Silva Filho. – 2022.
46 f. : il. color.
- Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências Agrárias, Curso de Economia Ecológica, Fortaleza, 2022.
Orientação: Prof. Dr. Rafael Carvalho da Costa.
1. Caatinga. 2. Equações alométricas. 3. Biomassa. 4. Método semi-destrutivo. 5. Manejo florestal. I. Título.

CDD 577

JERONIMO BARROSO SILVA FILHO

SUSTENTABILIDADE DO MANEJO FLORESTAL EM ÁREAS DE CAATINGA: UMA
AVALIAÇÃO COMPARATIVA UTILIZANDO MODELOS ALOMÉTRICOS

Trabalho de conclusão de curso apresentado ao
Curso de Graduação em Economia Ecológica
do Centro de Ciências Agrárias, como requisito
parcial à obtenção de grau de bacharel em
Economia Ecológica.

Aprovada em: 15/12/2022

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Rafael Carvalo da Costa (Orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Prof. Francisco Carlos Nogueira Barboza (Coorientador)
Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
(IBAMA)

Prof. Dra. Isabel Cristina da Silva Araújo
Universidade Federal do Ceará (UFC)

À minha família, por seu investimento e crença em minha capacidade. Ao meu pai por prover os recursos e minha mãe pelo zelo na educação e na formação humana, pelo cuidado, dedicação e cobrança, sempre apontando a esperança e a determinação para seguir os bons caminhos. Aos amigos incentivadores e aos excelentes docentes que me mostraram novos horizontes.

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Rafael Carvalho da Costa e ao Prof. Dr. Carlos Nogueira Barboza por me orientarem em meu trabalho de conclusão de curso e me proporcionarem conhecimento e experiência em campo. Ainda mais em especial ao Prof. Dr. Carlos Nogueira Barbosa que sempre esteve ao meu lado como grande amigo, aconselhando e incentivando mesmo nos meus momentos de dificuldade e a quem tenho profunda admiração e gratidão.

Agradecer a todos os professores responsáveis pela minha formação e a todos os funcionários da Universidade Federal do Ceará, do Centro de Ciências e Agronomia, Departamento de Interdisciplinaridade, Coordenação da Economia Ecológica, ao professor Alek chefe do laboratório de sementes, do departamento de fitotecnia e técnicos dos laboratórios por permitir o uso de estufa e balança para a secagem das amostras. A todos os alunos do curso de Economia Ecológica com os quais criei laços profissionais e afetivos. Agradeço a todos por me proporcionar o conhecimento, os bons valores, a manifestação do caráter e afetividade ao meu processo de formação profissional e humana. Ao Engenheiro Ambiental José Ivo Leitão de Lavor por ter cedido gentilmente inventário e aos proprietários da Fazenda Não Me Deixes que nos hospedou em sua propriedade para a realização desta pesquisa. Aos meus pais, irmãs, cunhados e sobrinhos pelo incentivo!

RESUMO

A utilização de equações alométricas desenvolvidas para quantificar biomassa florestal possui inúmeras aplicações na gestão florestal e podem vir a serem utilizadas para acompanhar o progresso de restauração de florestas submetidas a planos de manejos no semiárido nordestino com a vantagem de que métodos semi-destrutivos são sustentáveis. Este estudo teve o objetivo de desenvolver equações alométricas para 13 espécies de árvores nativas do bioma caatinga a fim de obter a melhor equação para estimar a biomassa acima do solo e verificar a sustentabilidade dos planos de manejo na Caatinga comparando área de manejo e áreas de preservação. O passo seguinte foi aplicar a melhor equação alométrica para estimar a biomassa e comparar com uma área de floresta submetida ao manejo sustentável. As medidas foram realizadas em 61 árvores, com faixa de diâmetro de 4.00 – 36.00 cm. Cada indivíduo teve altura, diâmetro à altura do peito, e diâmetro dos galhos medidos. Alíquotas de folhas e galhos finos foram colhidos. O volume da alíquota dos galhos foi utilizado para cálculo da densidade da madeira. No total, nove equações alométricas foram desenvolvidas para as treze espécies. A equação $AGB = 0.382 * (D)^{2.389} * (\rho)^{1.104}$ obteve os melhores resultados das estatísticas de qualidade do ajuste e foi utilizada para quantificar a biomassa acima do solo da floresta Santa Mônica. Este melhor modelo estimou a biomassa acima do solo em 86,27 kg por indivíduo, enquanto o inventário florestal estimou em 22,71kg. Portanto, nosso modelo estimou em 379,87% mais biomassa nas áreas preservadas quando comparada ao inventário florestal. O modelo também foi validado comparando seu resultado com o melhor modelo desenvolvidos por outro estudo que utilizou dez espécies da Caatinga utilizando o teste t pareado e o tamanho do efeito (r).

Palavras-chave: Caatinga, Equações alométricas, Biomassa, Método semi-destrutivo, Manejo Florestal.

ABSTRACT

The use of allometric equations developed to quantify forest biomass has numerous applications in forest management and may be used to monitor the progress of restoration of forests submitted to management plans in the northeastern semi-arid region, with the advantage that semi-destructive methods are sustainable. This study aimed to develop allometric equations for 13 tree species native to the Caatinga biome in order to obtain the best equation to estimate aboveground biomass and verify the sustainability of management plans in the Caatinga by comparing management areas and preservation areas. . The next step was to apply the best allometric equation to estimate the biomass and compare it with a forest area submitted to sustainable management. Measurements were performed on 61 trees, with a diameter range of 4.00 - 36.00 cm. Each individual had height, diameter at breast height, and branch diameter measured. Aliquots of leaves and thin twigs were collected. The aliquot volume of the branches was used to calculate the density of the wood. In total, nine allometric equations were developed for the thirteen species. The equation $AGB = 0.382 * (D)^{2.389} * (\rho)^{1.104}$ obtained the best results for the quality-of-fit statistics and was used to quantify the aboveground biomass of the Santa Mônica forest. This best model estimated the aboveground biomass at 86.27 kg per individual, while the forest inventory estimated at 22.71 kg. Therefore, our model estimated 379.87% more biomass in preserved areas when compared to the forest inventory. The model was also validated by comparing its result with the best model developed by another study that used ten Caatinga species using the paired t test and the effect size (r).

Keywords: Caatinga, Allometric equations, Biomass, Semi-destructive method, Forest Management.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Mapa da Fazenda Santa Mônica, Ceará, Brasil.....	15
Figura 2 – Mapa da localização da fazenda Santa Mônica, Arizona e Não Me Deixes, Ceará, Brasil.....	17
Figura 3 – Distribuição diamétrica das espécies do inventário florestal (à esquerda) e distribuição das seis espécies avaliadas (à direita).....	223
Figura 4 – Nuvem de pontos da biomassa seca em função do diâmetro (cm), altura (m) e densidade da madeira (g cm^{-3}).....	24
Figura 5 – Nuvem de pontos (dados transformados logaritmicamente) de biomassa seca total (kg) em função do diâmetro na altura do peito (D, cm), altura da árvore (H, m) e densidade da madeira (ρ , g cm^{-3})	25
Figura 6 – Gráficos dos resíduos em função dos valores previstos (à esquerda) e gráfico quantil-quantil (à direita) dos resíduos da regressão linear referentes aos modelos 1, 2, e Modelo local versus modelos pantropicais.....	27

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	– Dados de DR = densidade relativa (%), PS = peso seco (kg ha^{-1}), e V = volume ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$) para as 13 espécies identificadas no inventário florestal	20
Tabela 2	– Dados dendrométricos e biomassas medidas para as sessenta e uma árvores	22
Tabela 3	– Resumo estatístico das principais variáveis dendométricas.....	24
Tabela 4	– Modelos ajustados para prever AGB de treze espécies na floresta tropical sazonal seca brasileira.....	26
Tabela 5	– Paired Samples Test, tamanho do efeito do modelo local (modelo 1) em relação aos modelos disponíveis na literatura ($n = 768$), e $gl = n - 1$	28

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AGB	Biomassa fresca acima do solo
AIC	Akaike
APNE	Associação de Plantas do Nordeste
DAP	Diâmetros altura do peito
DATUM	Sistema de referência / modelo matemático teórico da representação da superfície da Terra ao nível do mar.
PMMFC	Protocolo de Medições de Manejo Florestal da Caatinga
PNUD	Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento
RMFC	Rede de Manejo Florestal da Caatinga
RPPN	Reserva do Patrimônio Particular Nacional
SFN	Sistema Florestal Brasileiro

LISTA DE SÍMBOLOS

α	alfa
B	Biomassa
β	Beta
C	Carbono
C	Comprimento
cm	Centímetro
cm ³	Centímetro cúbico
D	Diâmetro
DB	Diâmetro basal
DR	Desidade relativa
g	grama
ha	Hectare
H	Altura
PS	Peso
R ²	Coefficiente de determinação
RSE	Residual
S	Sul
SD	Standart Deviation
t	Tonelada
V	Volume
W	Norte
WD	Densidade da madeira
ρ	Coefficiente de densidade da madeira.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
2	MATERIAIS E MÉTODOS	16
2.1	Inventários florestais	16
2.2	Método de amostragem	18
2.3	Medição das variáveis dendométricas	19
2.4	Medição da biomassa aparada e não aparada	19
2.5	Cálculo de biomassa	20
2.6	Análise dos dados e seleção dos modelos alométricos	20
2.7	Comparação do modelo local com modelos alométricos	20
2.8	Comparação entre o melhor modelo local com o inventário florestal	21
3	RESULTADOS	21
3.1	Dados de inventário florestal	21
3.2	Resultado da classe de diâmetro para o inventário florestal	22
3.3	Dados de bioma e equações alométricas das treze espécies	23
3.4	Modelos alométricos	23
3.5	Modelo local versus modelos pantropicais	29
3.6	Estoque de biomassa estimada pelo melhor modelo e comparação com o inventário florestal	30
4	DISCUSSÃO	30
4.1	Avaliação do inventário florestal	30
4.2	Desenvolvimento dos modelos alométricos	32
4.3	Modelo local versus pantropicais	34
4.4	Estoque de biomassa	35
4	CONCLUSÃO	36
	REFERÊNCIAS	38

1 INTRODUÇÃO

A Caatinga é um bioma de grande relevância que segundo Hauff (2010), possui a maior biodiversidade e endemia de espécies de regiões semiáridas do planeta, fonecendo inúmeros serviços ecossistêmicos às populações locais como recursos hídricos os quais estão vinculados às florestas. A Caatinga possui uma enorme extensão, pluralidade de solos, condições de disponibilidade de água diversificada, ambientes bastante distintos, uma série de restrições ao crescimento, alta diversidade florística e espécies bastante adaptadas a períodos de seca (Gariglio et al., 2010).

O desmatamento indiscriminado da Caatinga põe em risco de extinção várias espécies faunísticas e florísticas deste bioma (Pereira et al. 2005, Santos et al. 2020, Milliken et al., 2018). A degradação ambiental da região semiárida também se torna uma função da vulnerabilidade hídrica da região marcada pela sazonalidade da precipitação (Silva et al. 2012, Pereira, 2017) onde a floresta é fundamental para recarga de recursos hídricos dentre diversos serviços ecossistêmicos.

A legislação ambiental brasileira busca mitigar o problema usando a ferramenta do manejo sustentável com o intuito de subsidiar a operação da atividade de exploração da vegetação nativa garantindo sustentabilidade econômica e ambiental a partir da intervenção na floresta (ANA/SFB, 2014) e a interpreta como um conjunto de ferramentas de planejamento que considera aspectos ambientais, econômicos e sociais visando o uso da capacidade produtiva de produtos florestais ao mesmo tempo que mantém a diversidade biológica (Andrade et al., 2019, Higman et al. 2015).

A construção dos fundamentos técnicos do manejo para a Caatinga iniciam em 2003 por meio da Rede de Manejo Florestal da Caatinga (RMFC) que elaborou protocolos de auxílio à elaboração dos Planos de Manejo Sustentado para a Caatinga e junto a Associação de Plantas do Nordeste (APNE) desenvolveu em 2005 um Protocolo de Medições e Manejo Florestal da Caatinga (PMMFC) como suporte técnico ao MMA (RMFC 2005). O PMMFC definiu tipos, formas de parcelas, tamanho e critérios de inclusão de indivíduos (plantas), procedimentos de coleta de material botânico, além de registros e condução dos trabalhos (RMFC 2005).

Tendo em vista que o PMMFC possui abordagem genérica por não considerar as diferentes tipologias vegetacionais as quais possuem caracterizações ecofisiológicas, edáficas, estruturais e florísticas de vegetações diferentes (Rodal et al. 2006, Chaves et al. 2008, Rodal et al. 2008, Moro et al. 2016), o epíteto “sustentável” previsto na Lei 12.651 de 25 de Maio de

2012 (Brasil 2012), é objeto de questionamento quanto a sua real sustentabilidade (RIEGELHAUPT et al., 2010), ganho de produtividade de biomassa (RIBEIRO et al., 2019; SOUZA et al., 2019) e diversidade funcional e florística (RIBEIRO et al., 2015; MARINHO et al., 2016; SCHULZ et al., 2017; SCHULZ et al., 2019) após intervenções antrópicas. Em geral, o ponto principal que recai a dúvida sobre a sustentabilidade da Instrução Normativa (IN) nº3, de 04 de maio 2001 (BRASIL, 2009) é a definição genérica do ciclo de corte inicial de no mínimo de 15 anos para a Caatinga dado as condições edafoclimáticas e de precipitações distintas (LIMA, 2022) para uma recuperação de biomassa aos níveis pré-distúrbio.

Tendo em vista o aumento da pressão sobre a flora nativa para obter de forma prioritária a lenha para combustão direta (Paes et al., 2012; Dias Júnior et al., 2018) e, as dúvidas que pairam sobre a sustentabilidade da normativa para exploração legal da floresta por meio de PMFS licenciados, formulamos a seguinte hipótese: O ciclo de 15 anos não é suficiente para recomposição dos estoques de biomassa e carbono e assim não garante nenhum grau de sustentabilidade ecológica da floresta seca da caatinga. O objetivo deste trabalho é verificar esta hipótese por meio de estudos alométricos não destrutivos, comparando os estoques de biomassa de área manejada após corte raso com outras áreas preservadas localizadas em RPPNs (Reservas do Patrimônio Privado Nacional).

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Inventário florestal

Os dados do inventário florestal da Fazenda Santa Mônica nos ajudarão a prever estoques de biomassa e comparar com as áreas preservadas. Este inventário foi realizado com a finalidade de fornecer as informações dendrométricas necessárias para elaboração do Plano de Manejo Florestal Sustentável da propriedade localizada no município de Quixeramobim, Ceará, Brasil. O inventário florestal foi realizado no mês de março de 2021 em 869.89 ha de vegetação nativa manejada com período de 15 anos de regeneração após supressão total (Ver Fig. 01).

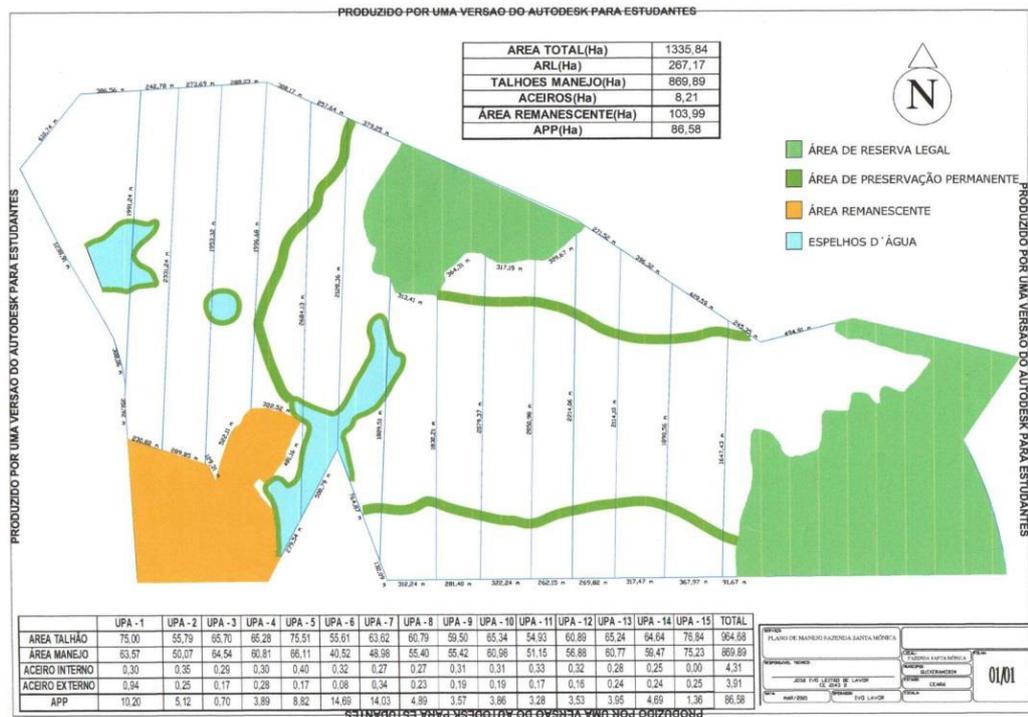


Fig.1. Mapa da Fazendas Santa Mônica, Quixeramobim, Ceará, Brasil.

A amostragem foi ao acaso, com oito parcelas de 400 m² (20 x 20 m) representando 0,03% da área total. As variáveis dendrométricas medidas em campo foram o diâmetro a altura do peito e a altura das árvores.

Os dados foram processados pelo software desenvolvido pelo Projeto PNUD/FAO/IBAMA/BRA/87/007. Os nomes científicos das espécies florestais foram revisados e conferidos em Flora do Brasil (2020).

Os dados do levantamento fitossociológico realizado na Fazenda Não Me Deixes, Fazenda Normal e Fazenda Arizona e teve como objetivo a elaboração de outros estudos alométricos e de um Guia de Árvores e Arbustos existentes na Unidade de Conservação desta primeira. A Fazenda Não Me Deixes possui uma Unidade de Conservação denominada Reserva Particular do Patrimônio Natural Fazenda Não Me Deixes e está localizada no município vizinho Quixadá, Ceará, Brasil. A propriedade possui área de 928 ha e está geograficamente localizada entre as latitudes $04^{\circ}46'38,29''\text{S}$ e $04^{\circ}51'28,72''\text{S}$ e longitudes $38^{\circ}56'32,0''\text{W}$ e $39^{\circ}0'12,28''\text{W}$ (Datum SAD69), e altitude de 210 m acima do nível do mar.

Unidade de Conservação denominada Reserva Particular de Patrimônio Natural Fazenda Arizona, localizada no município de Quixadá, com as Coordenadas Geográficas: Latitude $05^{\circ}07'24,22''\text{S}$ e longitude $39^{\circ}10'58,44''\text{W}$ e altitude de 250 m acima do nível do mar. A Fazenda Arizona possui área total de 405 hectares e em 2013, 216,70 hectares da fazenda foram transformados em RPPN.

As Fazendas Santa Mônica, Arizona e a Não Me Deixes (acima descritas), ver Fig. 1, estão localizadas na extensa planície rebaixada do semiárido do Nordeste brasileiro, denominada Depressão Sertaneja, que representa a sua paisagem mais típica. O clima dessa região é semiárido típico, com precipitação média anual em torno de 686,9mm em Quixadá e 672,8mm em Quixeramobim, concentrada em um curto período de 3 a 4 meses e temperatura média anual de 28°C , com mínima de 22°C e máxima de 35°C . Nessa região, os solos são geralmente rasos e a maioria das árvores perdem as folhas durante a estação seca como estratégia para enfrentar a perda de água. As características abióticas e bióticas dessa região podem ser encontradas em Queiroz et al. (2017) e Fernandes et al. (2020). O monitoramento de florestas submetidas ao manejo para fins de exploração de biomassa requer estimativas confiáveis do crescimento das árvores. Os dados do inventário florestal avaliados neste estudo são oriundos de uma vegetação nativa regenerada após 15 anos de descanso. O manejo florestal já concluiu o primeiro ciclo de corte que durou 15 anos. Portanto, o crescimento das árvores foi avaliado com a finalidade de cumprir um novo ciclo. Os dados do inventário florestal fornecem uma base sólida para a comparação com o melhor modelo alométrico desenvolvido.

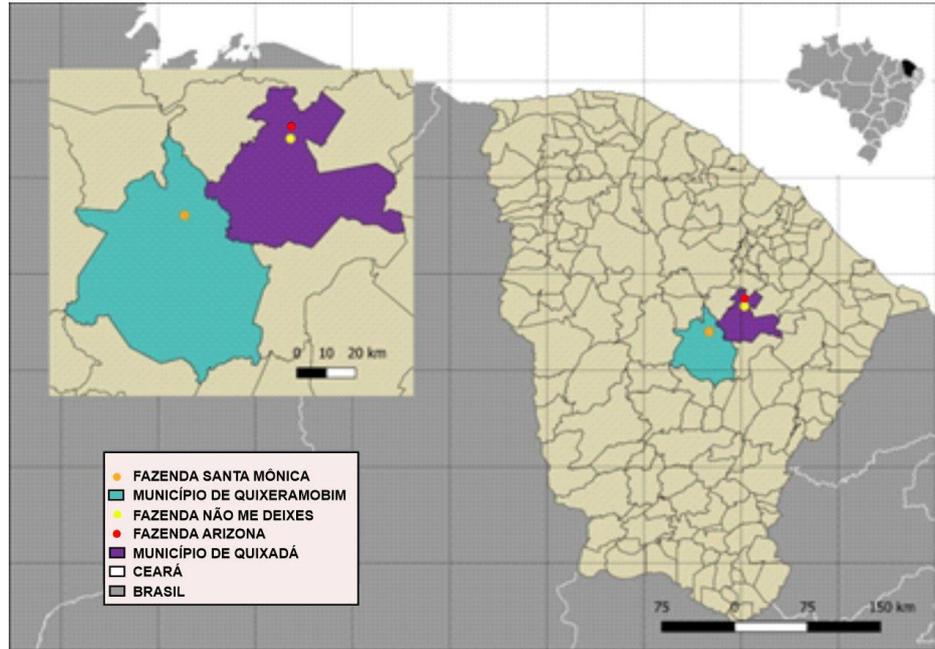


Fig.2. Mapa da localização das Fazendas Santa Mônica, Fazenda Arizona e Fazenda Não Me Deixes, Ceará, Brasil.

2.2 Método de amostragem

A coleta de dados de campo seguiu o Manual para Construção de Equações Alométricas de Volume e Biomassa de Árvores (Picard et al., 2012). A medição da biomassa fresca (kg) foi dividida em duas partes: medição da biomassa fresca aparada e medição da biomassa fresca não aparada. O método semi-destrutivo foi aplicado combinando medidas diretas para certas partes da árvore e medidas de volume para outras partes da árvore.

Uma visita de campo foi realizada na área antes de iniciar as medições das árvores, para verificar o estado de conservação da vegetação e para obter informações básicas sobre a distribuição e abundância das árvores. Na Fazenda Não Me Deixes há duas áreas distintas que juntas totalizam 300 hectares e na Fazenda Arizona uma única área de 216,70 hectares. Essas áreas apresentam a mesma fisionomia florestal. Para a coleta dos dados de campo, uma linha reta foi traçada no mapa sobre a área 1 da UC da Fazenda Não me deixes a partir de um ponto conhecido e três amostras com áreas de 20 m x 10 m tiveram produção de imagem a cada 50 metros dessa reta. O mesmo procedimento foi adotado na área 2 da Fazenda Não Me Deixes e na área 3 da Fazenda Arizona. Apenas a primeira unidade de amostra foi sorteada em cada área. As demais se sucederam a intervalos constantes e isso

permitiu que o total das seis amostras tivessem igual probabilidade de serem avaliadas. A hipótese da independência dos resíduos foi atendida graças ao plano de amostragem sistemática adotado. Sessenta e uma árvores foram selecionadas ao acaso. As árvores utilizadas para desenvolver os modelos de regressão da biomassa foram agrupadas em seis classes de diâmetro à altura do peito - classe 1: 4.0 a 9.0 cm; classe 2: 9.1 a 14.0 cm; classe 3: 14.1 a 19.0 cm; classe 4: 19.1 a 24.0 cm; classe 5: 24.1 a 29.0 cm; e classe 6: 29.1 a 36.0 cm.

2.3 Medição das variáveis dendrométricas

A medição das variáveis dendrométricas seguiu o Manual para Construção de Equações Alométricas de Volume e Biomassa de Árvores (Picard et al., 2012). O diâmetro à altura do peito (D, em cm, medido a 1.30 m do solo), a altura da árvore (H, em m), e o diâmetro basal (DB, em cm) foram obtidos diretamente no campo, sem cortar as árvores. O comprimento (C, em cm) e o diâmetro a cada 1 metro para os troncos e para todos os galhos grandes ($DB \geq 7$ cm) foram medidos para todas as árvores amostradas e finalmente utilizados para o cálculo do volume. O DB (diâmetro na base) foi medido para todos os galhos menores ($DB < 7$ cm). As árvores da Caatinga por possuírem casca com espessura muito fina tiveram seu diâmetro medido com casca.

Três ramos por planta foram aparados para medição. Em seguida as folhas, para aquelas plantas que estavam com folhas, foram separadas dos galhos aparados. A biomassa fresca das folhas dos galhos aparados e a biomassa fresca da madeira dos galhos aparados foram pesadas e determinadas separadamente. Cada ramo pesado teve o seu diâmetro na base (DB) medido. Uma alíquota de madeira de 15 cm de comprimento foi retirada de cada galho aparado, ao todo 3 alíquotas por árvore, e suas massas frescas (g) foram medidas no campo imediatamente após o corte. O material coletado foi acondicionado em sacos de papel e levado ao laboratório para análise posterior do peso seco e do teor de umidade. Tendo em vista que a maioria das espécies não possuíam folhas no período da coleta, os pesos das folhas foram descartados para a medição da biomassa.

2.4 Medição da biomassa seca aparada e não aparada

A biomassa seca de grandes galhos e troncos foi calculada a partir da medição do volume e densidade da madeira. As seções dos troncos e galhos maiores foram consideradas um cilindro, enquanto a densidade da madeira foi considerada a mesma para todos os

compartimentos da árvore. A biomassa seca de pequenos galhos não aparados foi calculada usando um modelo entre a biomassa seca e o BD (diâmetro basal) de pequenos galhos aparados. Esse modelo foi estabelecido seguindo o mesmo procedimento utilizado para o desenvolvimento de um modelo alométrico (Picard et al., 2012).

2.5 Cálculo da biomassa

Todos os procedimentos de análise laboratorial relacionados às alíquotas de madeiras e aos cálculos da biomassa aparada e não aparada seguiram as orientações contidas em Picard et al. (2012).

2.6 Análise dos dados e seleção dos modelos

Após a conclusão das medições em campo e em laboratório, os dados foram resumidos em planilhas do Excel. Nós utilizamos as variáveis independentes D (em cm), H (em m) e ρ (em g cm^{-3}) em diversas combinações (ver Tabela 3) para selecionar as melhores variáveis combinadas com alta correlação com AGB (em kg). Todas as análises foram realizadas utilizando a versão 4.2.1 do ambiente R (R Core Team, 2021).

A seleção dos modelos de regressão da biomassa foi testada com bases em estatísticas de ajuste do modelo, incluindo coeficiente de determinação (R^2 ajustado), erro padrão residual (RSE), critério de informação de Akaike (AIC) e p -valor. AIC é um estimador da qualidade relativa de modelos estatísticos para um determinado conjunto de dados. O AIC estimou a qualidade de cada modelo em relação um ao outro.

2.7 Comparação do modelo local com modelos alométricos

Comparamos o nosso melhor modelo com os modelos pantropicais para espécies mistas de Brown et al. (1989), Chave et al. (2005), Zianis (2008), e Sampaio e Silva. (2014). Um teste t pareado foi realizado para comparar as previsões do melhor modelo com cada modelo pantropical. Antes, os dados foram submetidos aos testes de Kolmogorov-Smirnov e Shapiro-Wilk, e foram ambos significativamente não-normais. Para atender os pressupostos do teste, as estimativas das médias foram transformadas em log. Nesta comparação, a hipótese nula a ser testada é que a diferença média entre as estimativas do modelo local e de cada modelo pantropical é zero a um nível de confiança de 95%, com a alternativa de que a diferença

média não é zero conforme indicado abaixo:

$$H_0: \mu_d = 0$$

$$H_a: \mu_d \neq 0$$

Calculamos o tamanho do efeito com o uso da equação proposta por Rosnow e Rosenthal (2005):

$$r = \sqrt{\frac{t^2}{t^2 + gl}}$$

Equação (1)

Nesta equação, r é o tamanho do efeito, t é estatística t de Student e gl os graus de liberdade (número de grupos – 1).

2.8 Comparação e uso do melhor modelo local com o inventário florestal

A estimativa da biomassa contida no inventário florestal foi comparada com a biomassa obtida através do melhor modelo de nosso estudo utilizando os mesmos cálculos estatísticos que foram utilizados para os modelos alométricos.

3 RESULTADOS

3.1 Dados do inventário florestal

O inventário florestal identificou 2400 árvores/ha, distribuídas entre 6 famílias e 13 espécies. A biomassa acima do solo obtida foi de 27.183,27 kg/ha e o peso seco correspondente a 42,57m³/ha. O Resumo do inventário florestal por espécies se encontra na Tabela 1.

Tabela 1 - Dados de DR = densidade relativa (%), PS = peso seco (kg ha⁻¹), e V = volume (m³ ha⁻¹) para as 13 espécies identificadas no inventário florestal.

Espécie	Família	DR	PS	V
<i>Aspidosperma pyrifolium</i> Mart. & Zucc.	Apocynaceae	2.21	712.13	1.06
<i>Auxemma oncocalyx</i> Allemão Taub.	Boraginaceae	16.27	4559.90	6.64
<i>Combretum leprosum</i> Mart.	Combretaceae	6.12	1172.49	2.27
<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B.Gillett	Burseraceae	3.77	3104.64	7.33
<i>Cordia insignis</i> Cham.	Boraginaceae	0.26	47.22	0.06

<i>Croton jacobinesis</i> Baill.	Euphorbiaceae	13.54	2384.25	3.94
<i>Jatropha mollissima</i> (Pohl) Baill.	Fabaceae	2.47	124.22	0.16
<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. Ex Tul.) L.P. Queiroz	Euphorbiaceae	0.13	17.31	0.02
<i>Manihot carthagenensis</i> (Jacq.) Müll. Arg.	Fabaceae	20.70	3988.88	5.53
<i>Mimosa caesalpiniiifolia</i> Benth.	Fabaceae	16.53	3740.26	4.56
<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	Euphorbiaceae	3.12	327.81	0.77
<i>Piptadenia retusa</i> (Jacq.) P. G. Ribeiro, Seigler & Ebinger	Fabaceae	1.56	671.77	1.00

3.2 Resultado da classe de diâmetro para o inventário florestal e para as treze espécies

A primeira classe de diâmetro do inventário florestal (2.0 a 5.90 cm) agrupou 271 árvores e a segunda classe (6.0 a 10.9 cm) agrupou 477 árvores. As duas classes juntas representam 97.39% do total de 768 indivíduos avaliados. As três restantes estão representadas por seis, seis e oito indivíduos, respectivamente. Os dados das árvores agrupadas em classes de diâmetro foram utilizados para avaliar o crescimento da floresta sob manejo. A distribuição diamétrica da floresta, por concentrar o maior número de indivíduos nas duas primeiras classes de diâmetro e possuir árvores de diferentes estágios de desenvolvimento e idades, apresenta um formato de J-reverso (Fig. 3).

A primeira classe de diâmetro das treze espécies avaliadas (4.0 a 9.0 cm) agrupou 40 árvores e a segunda classe (9.1 a 14.0 cm) agrupou 10 árvores. As duas classes juntas representam 81.92% do total de 61 indivíduos avaliados. As três restantes estão representadas por três, cinco e um indivíduos, respectivamente. As árvores foram utilizadas para desenvolver as equações alométricas. A distribuição diamétrica da floresta, por concentrar o maior número de indivíduos nas duas primeiras classes de diâmetro e possuir árvores de diferentes estágios de desenvolvimento e idades, apresenta um formato de J-reverso (Fig. 3).

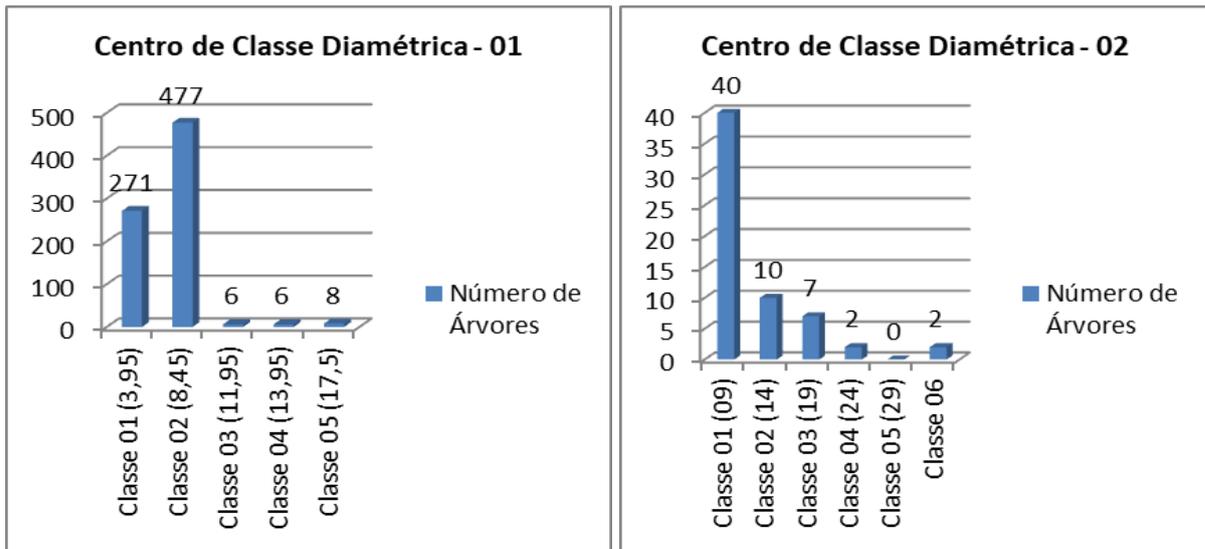


Fig. 3. Distribuição diamétrica das espécies do inventário florestal (01) e distribuição diamétrica das treze espécies avaliadas para este estudo (02).

3.3 Dados de biomassa e equações alométricas das treze espécies

Tabela 2 - Dados dendrométricos e biomassas medidas para as sessenta e uma árvores

	D	H	WD	AGB
<i>A. pyrifolium</i>	9.0	4.2	0.62	236.68
<i>A. pyrifolium</i>	14.0	5.1	0.62	254.42
<i>A. pyrifolium</i>	14.0	8.0	0.63	182.48
<i>A. pyrifolium</i>	14.0	7.6	0.63	178.38
<i>A. oncocalyx</i>	8.0	8.65	0.62	97.34
<i>A. oncocalyx</i>	11.0	9.0	0.59	91.66
<i>A. oncocalyx</i>	8.0	7.5	0.64	46.59
<i>A. oncocalyx</i>	11.0	7.4	0.59	65.69
<i>C. leprosum</i>	8.0	11.0	0.69	20.85
<i>C. leprosum</i>	7.0	9.3	0.58	9.16
<i>C. leprosum</i>	11.0	12.0	0.58	16.91
<i>C. leprosum</i>	8.0	12.0	0.66	30.96
<i>C. leptophloeos</i>	19.0	6,2	0.34	154.71
<i>C. leptophloeos</i>	16.0	5.6	0.40	118.88
<i>C. leptophloeos</i>	8.0	6.1	0.36	16.75
<i>C. leptophloeos</i>	36.0	8.1	0.43	548.58
<i>C. insignis</i>	22.0	9.7	0.62	538.93
<i>C. insignis</i>	15.0	8.0	0.62	120.46
<i>C. insignis</i>	12.0	9.5	0.59	60.67
<i>C. insignis</i>	15.0	9.3	0.56	169.69
<i>C. jacobinensis</i>	4.0	6.2	0.68	4.02
<i>C. jacobinensis</i>	4.0	6.1	0.66	10.27
<i>C. jacobinensis</i>	5.0	6.6	0.58	16.93

<i>C. jacobinensis</i>	7.0	7.2	0.68	16.68
<i>C. jacobinensis</i>	5.0	5.25	0.65	12.10
<i>C. jacobinensis</i>	4.0	5.2	0.68	7.66
<i>C. jacobinensis</i>	4.0	6.0	0.68	8.26
<i>C. jacobinensis</i>	4.0	5.9	0.68	4.68
<i>J. molissima</i>	4.0	4.2	0.43	3.28
<i>J. molissima</i>	5.0	4.65	0.46	3.49
<i>J. molissima</i>	5.0	4.6	0.40	5.59
<i>J. molissima</i>	9.0	5.4	0.39	39.19
<i>J. molissima</i>	9.0	4.9	0.44	18.33
<i>L. ferrea</i>	11.0	6.5	0.80	132.89
<i>L. ferrea</i>	11.0	6.5	0.84	200.28
<i>L. ferrea</i>	8.0	7.2	0.84	32.44
<i>L. ferrea</i>	7.0	6.6	0.87	28.62
<i>L. ferrea</i>	5.0	6.5	0.81	24.11
<i>M. carthagenensis</i>	10.0	6.4	0.48	46.03
<i>M. carthagenensis</i>	5.0	5.8	0.48	13.21
<i>M. carthagenensis</i>	8.0	5.3	0.47	17.11
<i>M. carthagenensis</i>	8.0	5.5	0.49	31.35
<i>M. carthagenensis</i>	7.0	5.7	0.48	28.91
<i>M. carthagenensis</i>	9.0	6.3	0.51	60.54
<i>M. caesalpiniiifolia</i>	4.0	3.6	0.70	7.95
<i>M. caesalpiniiifolia</i>	7.0	4.5	0.83	20.24
<i>M. caesalpiniiifolia</i>	6.0	4,25	0.74	14.73
<i>M. caesalpiniiifolia</i>	6.0	5.2	0.76	13.47
<i>M. tenuiflora</i>	6.0	5.0	0.82	22.39
<i>M. tenuiflora</i>	6.0	5.1	0.81	17.66
<i>M. tenuiflora</i>	8.0	5.2	0.75	34.79
<i>M. tenuiflora</i>	8.0	6.0	0.80	36.23
<i>M. tenuiflora</i>	8.0	6.1	0.80	80.23
<i>P. stipulacea</i>	7.0	5.1	0.75	67.51
<i>P. stipulacea</i>	7.0	6.0	0.79	37.88
<i>P. stipulacea</i>	10.0	6.6	0.76	51.22
<i>P. stipulacea</i>	8.0	6.25	0.70	45.68
<i>P. bracteosa</i>	20.0	8.5	0.72	129.07
<i>P. bracteosa</i>	16.0	6.6	0.76	65.24
<i>P. bracteosa</i>	15.0	6.7	0.75	652.95
<i>P. bracteosa</i>	30.0	10.7	0.80	593.75
Total				5.616,65

Onde: D = diâmetro à altura do peito (cm), H = altura total (m), WD = densidade da madeira (g cm⁻³), AGB = Biomassa

3.4 Modelos alométricos

Nós desenvolvemos modelos para as treze espécies com base no conjunto de dados extraídos dos 61 indivíduos. As equações alométricas foram desenvolvidas para estimar a biomassa e comparar com os dados de inventário florestal da Caatinga que comumente

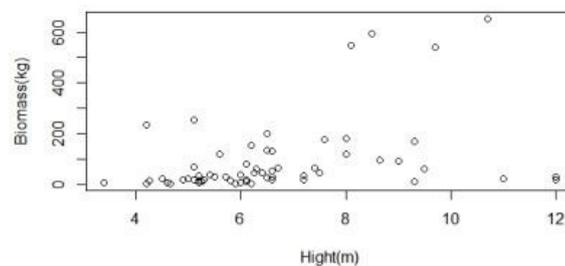
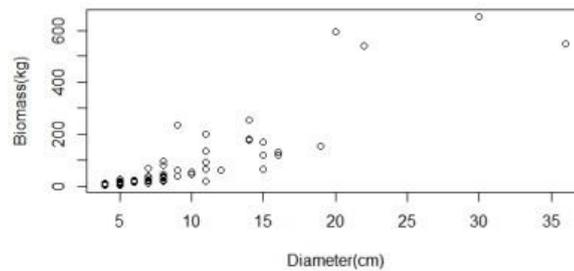
utilizam as variáveis diâmetro à altura do peito (D), altura da árvore (H) e densidade da madeira (ρ). Um resumo descritivo das principais variáveis está apresentado na Tabela 3.

Tabela 3 - Resumo estatístico da principais variáveis dendométricas

Variables*	Min.	Max.	Mean	SD
AGB	3.27	652.94	34.79	145.13
D	4.00	36.00	8.00	6.04
H	3.40	12.00	6.65	1.91
ρ	0.34	0.87	0.63	0.14

*AGB= biomassa acima do solo (kg), D = diâmetro acima do peito (cm), H = altura (m), ρ = densidade da madeira (g cm^{-3}), SD = desvio padrão.

Os gráficos de dispersão de AGB versus variáveis explicativas indicaram relações não lineares e a variância da biomassa aumenta quando aumenta o diâmetro, altura e densidade da madeira (Fig. 4). Conseqüentemente, devido à heterocedasticidade dos dados, a função de potência foi logaritmicamente transformada na forma linear $\ln Y = \ln a + b * \ln (D)$.



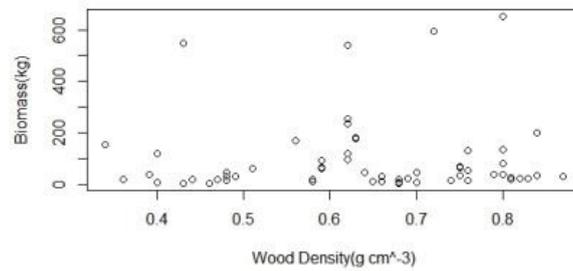


Fig. 4 - Nuvem de pontos da biomassa seca em função do diâmetro (cm), altura (m) e densidade da madeira (g cm^{-3}).

Ao trabalhar com dados transformados em logaritmo se estabiliza a variância residual. A Fig. 4 mostra que relação entre o logaritmo da biomassa $\ln(B)$ e o logaritmo do diâmetro $\ln(D)$, do logaritmo da altura (H) e do logaritmo da densidade da madeira (ρ) corresponde a uma relação linear para as 61 árvores.

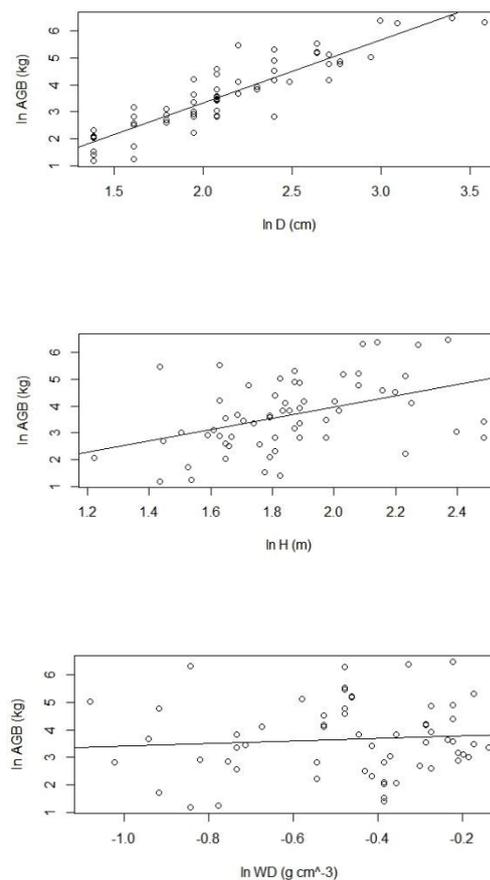


Fig. 5. Nuvem de pontos (dados transformados logaritmicamente) de biomassa seca total (kg) em função do diâmetro na altura do peito (D , cm), altura da árvore (H , m) e densidade da madeira (ρ , g cm^{-3}).

Os dados de AGB e as variáveis independentes D, H e ρ , transformados logaritmicamente, foram submetidos à regressão linear. Uma a uma dessas variáveis e suas combinações, foram usadas para ajustar as equações alométricas. No total, dez equações alométricas foram desenvolvidas para as treze espécies e avaliadas por estatísticas de qualidade do ajuste.

O modelo 1 representou a melhor equação alométrica com base nas estatísticas de qualidade do ajuste (R^2 -adj, RSE, AIC, e $p < 0.000$). O valor de R^2 -adj foi maior que 83% para esse modelo nos informa quanta variância de AGB pode ser creditada ao modelo se este tivesse sido derivado da população de onde a amostra foi retirada. Os modelos 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8 alcançaram as estatísticas de qualidade do ajuste (AIC, RSE e R^2 -adj) inferiores ao primeiro modelo. O modelo 9 que relaciona H como única variável preditora da AGB, apresentou o valor mais baixo em comparação a todos os outros modelos, e foi o único estatisticamente não significativo ($p = 0.494$).

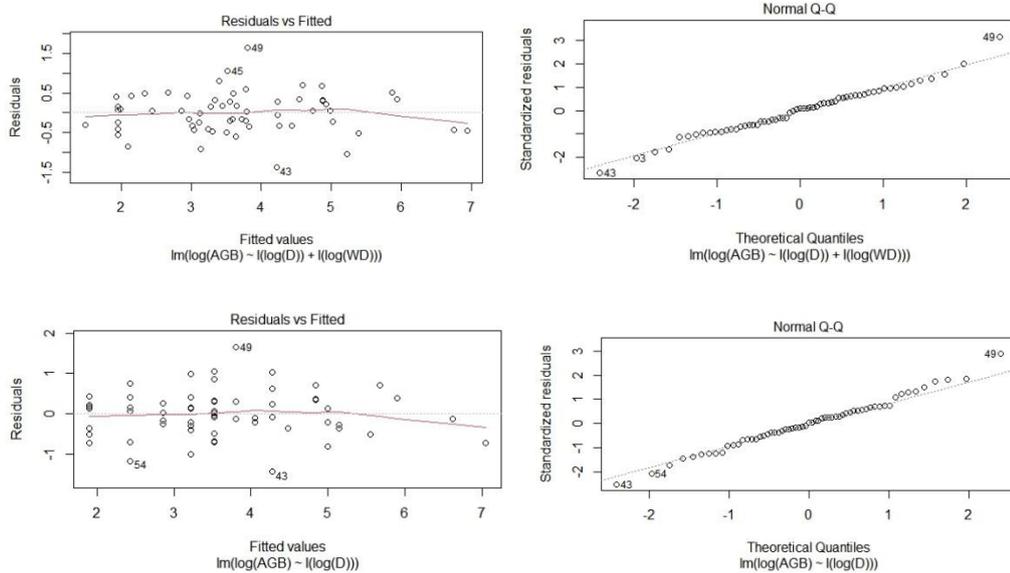
Todos modelos estudados estão listados na Tabela 4, em ordem decrescente de importância com base no valor de AIC. A Tabela 4 também apresenta os modelos ajustados com os dados não transformados de cada equação alométrica.

Tabela 4 - Modelos ajustados para prever AGB de treze espécies na floresta tropical sazonal seca brasileira.

N	M	Equações alométricas	Coeficientes		R^2_{adj}	RSE	AIC	p-valor
			Símbolo	Valor				
61	1	$\ln(AGB) = \alpha + \beta_1 \ln(D) + \beta_2 \ln(\rho)$ Modelo ajustado: $AGB = 0.382 * (D)^{2.389} * (\rho)^{1.104}$	α	- 0.960	0.84	0.527	99.936	< 0.000
			β_1	2.389				
			β_2	1.014				
61	2	$\ln(AGB) = \alpha + \beta_1 \ln(D)$ $: AGB = 0.263 * (D)^{2.337}$	α	- 1.333	0.808	0.576	109.888	< 0.000
			β_1	2.337				
61	3	$\ln(AGB) = \alpha + \beta_1 \ln(D) + \beta_2 \ln(H)$ Modelo ajustado: $AGB = 0.400 * (D)^{2.432} * (H)^{-0.333}$	α	- 0.915	0.808	0.576	110.794	< 0.000
			β_1	2.432				
			β_2	- 0.333				
61	4	$\ln(AGB) = \alpha + \beta_1 \ln(D^2 H \rho)$ Modelo ajustado: $AGB = 0.152 * (D^2 H \rho)^{0.980}$	α	- 1.882	0.779	0.619	118.590	< 0.000
			β_1	0.980				
61	5	$\ln(AGB) = \alpha + \beta_1 \ln(D^2 H) + \ln(\rho)$	α	- 1.986	0.776	0.623	120.336	$p = 0.000$

		Modelo ajustado: $AGB = 0.137 * (D^2H)^{0.984} * (\rho)^{0.817}$	β_1	0.984				
61	6	$\ln (AGB) = \alpha + \beta_1 \ln (D^2H)$ Modelo ajustado: $AGB = 0.099 * (D^2H\rho)^{0.972}$	α	-2.303	0.757	0.648	124.231	$p = 0.000$
			β_1	0.972				
61	7	$\ln (AGB) = \alpha + \beta_1 \ln (DH)$ Modelo ajustado: $AGB = 0.069 * (DH)^{1.585}$	α	-2.671	0.685	0.738	140.121	$p = 0.000$
			β_1	1.585				
61	8	$\ln (AGB) = \alpha + \beta_1 \ln (DH\rho)$ Modelo ajustado: $AGB = 0.194 * (DH\rho)^{1.506}$	α	-1.639	0.674	0.751	142.268	$p = 0.000$
			β_1	1.506				
6161	9	$\ln (AGB) = \alpha + \beta_1 \ln (H)$ Modelo ajustado: $AGB = 0.769 * (H)^{-2.111}$	α	-0.262	0.173	1.198	199.137	$p = 0.494$
			β_1	2.111				

Nós construímos somente para os melhores modelos os gráficos dos quantis e resíduos da regressão da AGB em relação as variáveis preditivas. Os gráficos referentes aos modelos 1, 2, e 3 estão representados na Fig.6



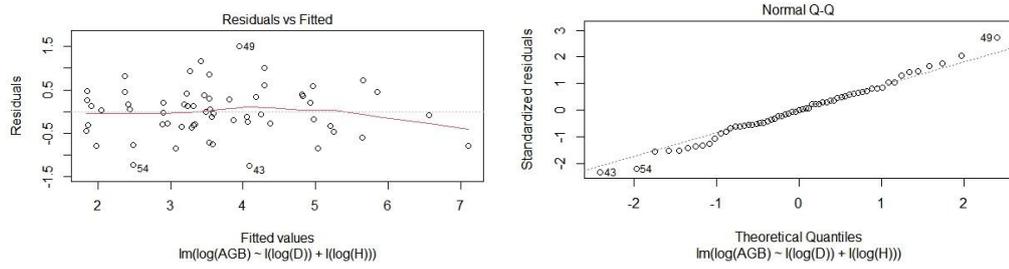


Fig.6. Gráficos dos resíduos em função dos valores previstos (à esquerda) e gráfico quantil-quantil (à direita) dos resíduos da regressão linear referentes aos modelos 1, 2, e 3.

3.5 Modelo local versus modelos pantropicais

O desempenho de nosso melhor modelo local foi comparado com os modelos pantropicais. O teste *t* pareado entre o nosso melhor modelo local e os modelos pantropicais de Brown et al. (1989), Chave et al. (2005), Zianis (2008), e Sampaio e Silva (2014), revelaram que há evidências que apoiam a hipótese nula. Portanto, além do nível de significância estatística, o tamanho do efeito (*r*) nos permite afirmar a validação de nosso modelo. Dessa forma, concluímos que o modelo local e os modelos avaliados onde destacamos Sampaio e Silva (2014) que se utiliza de espécies nativas da caatinga são equivalentes em termos de suas previsões. A Tabela 5 apresenta os resultados das análises estatísticas realizadas com as médias pareadas do modelo local (modelo 1) com modelos disponíveis na literatura.

Tabela 5- Paired Samples Test, tamanho do efeito do modelo local (modelo 1) em relação aos modelos disponíveis na literatura (*n* = 768), e *gl* = *n* - 1.

Modelos	Paired Differences							
	Mean	SD	SEM	95% CI	<i>t</i>	Sig.	<i>r</i>	Referência
AGB	= 0.222	0.117	0.015	0.192 0.253	14.79	<i>p</i> <	0.78	Sampaio e

0.173(D) ^{2.295}							0.000	S. (2005)		
AGB	=	-	0.117	0.015	-	-	-	<i>p</i> < 0.81	Zianis	
0.1424(D) ^{2.3679}		0.240			0.210	0.270	16.00	0.000	(2008)	
AGB	=	0.112	-	0.155	0.019	-	-	14.67	<i>p</i> < 0.78	Chave et
(ρD ² H) ^{0.916}		0.291			0.251	0.331		0.000	al. (2005)	
AGB	=	-	0.152	0.019	-	-	15.22	<i>p</i> < 0.79	Brown et	
0.0899(ρD ² H) ^{0.952}		0.298			0.259	0.337		0.000	al. (1989)	

Mean = diferença da média entre os escores; SD = Std. Deviation; SEM = Std. Error Mean; 95% CI = 95% confidence interval of the differences; *t* = Student; gl=grau de liberdade; sig. = significância, *r* = tamanho do efeito.

3.6 Estoque de biomassa estimada pelo melhor modelo em comparação com o inventário florestal.

Nós utilizamos a equação $AGB = 0.382 * (D)^{2.389} * (\rho)^{1.104}$ para obter a biomassa acima do solo da Fazenda Não Me Deixes e Arizona e comparar com os resultados do inventário florestal. Nosso melhor modelo estimou a biomassa acima do solo em 86,27kg por indivíduo, enquanto o inventário florestal estimou em 22,71kg.

4 DISCUSSÃO

4.1 Avaliação do inventário florestal

A distribuição da classe diamétrica das árvores da fazenda Santa Mônica em forma de J-reverso pode indicar uma tendência das novas árvores substituírem a população atual de árvores maduras e mais antigas no povoamento (Padmakumar et al., 2018). Isto caracterizaria uma comunidade florestal em processo de crescimento sustentável. No entanto, o termo sustentável para Rubin et al. (2006) pode ser interpretado de duas maneiras. Primeiro, com base na distribuição de J reverso, alguns povoamentos de idades irregulares são sustentáveis apenas na ausência de grandes perturbações. No entanto, existem povoamentos antigos que permanecem passando por mudanças sucessionais. Neste caso, se os ecossistemas raramente alcançam um estado de equilíbrio, no que diz respeito à distribuição de diâmetro, a ideia de

uma distribuição de diâmetro de crescimento sustentável na escala de povoamento somente é significativa em termos de manejo ativo da floresta para sustentar essa estrutura.

Além disso, entendemos que a estrutura populacional é o resultado da interação entre as características das árvores e fatores ambientais (luz temperatura, água, solo) e fatores ecológicos (competição, herbivoria), como também, do gerenciamento humano da vegetação ao longo do tempo (Batista e Maguire, 1998; Herrero-Jáuregui et al., 2012; Muvengwi et al., 2020). Em nosso estudo, as duas primeiras classes diamétricas da Fazenda Santa Mônica (2.0 a 5.90 cm) e (6.0 a 10.9 cm), respectivamente, juntas concentram 97.39% do total de indivíduos avaliados no inventário florestal. Aqui fica evidente que os efeitos do manejo através da supressão total da vegetação podem ser avaliados em histogramas de estrutura diamétrica. A concentração do número de indivíduos na população com menor diâmetro é geralmente expressa pela curva em forma de J tipicamente invertido indicando suficiente regeneração (Poorter et al., 1996). Como o diâmetro máximo e a idade dos maiores indivíduos estão correlacionados (Niklas et al., 2003), no caso da atual estrutura da floresta manejada na fazenda Santa Mônica não podemos tratar como uma aproximação da distribuição de idade dado o corte raso na área.. Portanto neste caso não é aplicado o caso de que idade ou estrutura diamétrica fornecem informações sobre a regeneração florestal passada e presente (Poorter et al., 1996, Cordero et al., 2016).

Um novo checklist revelou que a Caatinga abriga pelo menos 3347 espécies, 962 gêneros, e 153 famílias de plantas com flores (Fernandes et al., 2020). Esse estudo contrastou estudos anteriores de que a flora da Caatinga era relativamente pobre em espécies e com pouco endemismo (Andrade-Lima, 1981). O inventário florestal identificou 13 espécies arbóreas distribuídas entre 6 famílias botânicas. Está bem documentado que a riqueza de espécies e a estrutura das florestas tropicais são significativamente diferentes entre locais e regiões semiáridas ao redor do mundo (Gillespie et al., 2000, Krishnamurthy et al., 2010). O baixo número de espécies identificadas no inventário em nosso estudo na Fazenda Santa Mônica é possível ser fruto da perturbação antrópica do manejo florestal na área em comparação com inventários das áreas preservadas. As perturbações são mudanças no ambiente biótico ou abiótico que alteram a estrutura e a dinâmica dos ecossistemas. Essas perturbações podem ocorrer em diferentes escalas, com efeitos diretos e indiretos sobre as espécies. (Donohue et al., 2016).

As florestas tropicais secas são sistemas dinâmicos que apresentam mudanças no nível de populações e indivíduos no tempo e espaço (McDowell et al., 2020). Nesses ecossistemas secos, os padrões ecológicos das comunidades de árvores estão relacionados à sazonalidade

climática (Fernandes et al., 2020). No entanto, flutuações naturalmente esperadas em comunidades ecológicas são respostas a fatores naturais extremos como ondas de calor, secas e inundações, que geralmente reduzem a produção de plantas e induzem à mortalidade (Niu et al., 2014). Por outro lado, os distúrbios antrópicos podem afetar a comunidade arbórea em sua densidade, riqueza e composição florística. Neste contexto, os distúrbios antrópicos podem desestabilizar a dinâmica sucessional da área florestal sob manejo reduzindo sua composição florística e a dominância das espécies (Donohue et al., 2016)

4.2 Desenvolvimento dos modelos alométricos

Neste estudo nos beneficiamos de um conjunto de dados medidos da biomassa fresca aparada e da biomassa fresca não aparada de treze espécies da Caatinga. Esses dados foram utilizados para obtermos as variáveis dendrométricas densidade da madeira, diâmetro à altura do peito e altura da árvore. A partir dessas variáveis foi possível gerar modelos para prever a AGB.

O modelo de regressão que utilizou as variáveis preditivas $D + \rho$ (modelo 1) foi o mais robusto, seguido logo após pelos modelos de variáveis D (modelo 2) e de variável única $D + H$ (modelo 3). Os R^2 ajustados para o modelo 1 (R^2 -adj = 0.84), para o modelo 2 (R^2 -adj = 0.808), e para o modelo 3 (R^2 -adj = 0.808) nos mostram quão bem esses modelos generalizam a estimativa de biomassa das treze espécies.

Com bases nas estatísticas de ajuste, o modelo 1 que utiliza as variáveis preditivas múltiplas $D + \rho$ é o melhor para avaliar a biomassa das treze espécies estudadas. As equações alométricas mais comuns e amplamente utilizadas fazem uso das variáveis preditoras D e ρ e, suas combinações, para uma estimativa mais precisa da AGB. Esse modelo é mais complexo do que o segundo porque utiliza a densidade da madeira como variável explicativa. Vários estudos relatam modelos de regressão de biomassa formulados para AGB com os preditores D e ρ tanto para espécies mistas como individuais (Vahedi et al., 2014, Randrianasolo et al., 2019, Daba e Soromessa, 2019). Além disso, estudos também relatam o papel da densidade da madeira na melhoria da qualidade do ajuste do modelo quando usado como variável preditora em adição com D e H (Vahedi et al., 2014, Randrianasolo et al., 2019, Daba e Soromessa, 2019). Esses autores, introduziram a densidade da madeira em modelos lineares desenvolvidos somente com diâmetro e altura, e observaram o aumento de R^2 -adj, redução dos desvios médios e diminuição do valor de AIC. A importância da densidade da madeira se torna mais evidente na estimativa da biomassa quando se inclui uma variedade muito mais

ampla de tipos de vegetação (Chave et al. 2014). Esses estudos relatam fortes relações dimensionais entre (D-ρ) e suas equações fazem previsões robustas e melhoram as previsões da AGB. Portanto, a importância da densidade da madeira também se confirma durante seu uso para converter volume da madeira em biomassa seca (Picard et al., 2012, Kebede e Soromessa, 2018). Para a coleta da densidade da madeira um protocolo de campo deve ser seguido para incluir a árvore por inteiro. A coleta deve ocorrer na parte superior da árvore com madeira jovem e densidade da madeira diferente da parte inferior que possui madeira mais pesada (Burdon et al., 2004).

Quanto ao modelo 2, em geral, o diâmetro à altura do peito (D) é um bom preditor da biomassa das árvores. Além disso, é uma variável presente na maioria dos inventários florestais por ser de fácil obtenção e com medição precisa em campo (Segura and Kanninen 2005). Este modelo que depende apenas do diâmetro (D), também se ajusta bem à estimativa da biomassa acima do solo para as treze espécies. Essa equação teve bom desempenho quando comparada às equações 1, com bases em estatísticas de ajuste do modelo, incluindo coeficiente de determinação (R^2 ajustado), erro padrão residual (SRE) e critério de informação de Akaike (AIC). Esse resultado atendeu nossa expectativa, pois aguardávamos uma boa qualidade do ajuste do modelo semelhante ao relatado em outros estudos (Sampaio e Silva, 2005, Zianis, 2008, Vahedi et al., 2014; Xiang et al., 2016).

O diâmetro como variável preditora da biomassa tem a vantagem de ser fácil de medir em campo e com boa precisão (Segura e Kanninen, 2005; Kebede e Soromessa 2018; Feyisa et al., 2018). Por outro lado, quando utilizamos equações alométricas desenvolvidas com D como única variável preditivas podemos superestimar ou subestimar a biomassa florestal (Marshall et al., 2012; Alvarez et al., 2012). Isto ocorre porque a biomassa é subestimada em árvores com diâmetros menores e superestimada em árvores com diâmetros maiores (Aboal et al., 2005).

É interessante também ressaltar que nós desenvolvemos equações alométricas com diâmetros particularmente pequenos (8.0 ± 6.04 sd), pois 81,96% de nossos indivíduos foram incluídos nas duas primeiras menores classes de diâmetro. Esses indivíduos também puderam contribuir com semelhante acúmulo de biomassa pelo fato da maioria deles possuírem diâmetros semelhantes. Vários estudos informam que árvores com maior diâmetro contribuem com a maioria da biomassa da floresta (Lung e Espira, 2015, Gandhi e Sundarapandian, 2017, Srinivas e Sundarapandian, 2019). Portanto, entendemos que a biomassa acima do solo gerada pelo modelo 2 também é apropriada para uso em dados do inventário florestal da fazenda Santa Mônica. Modelos desenvolvidos com D, H e ρ para pequenas árvores e arbustos

revelaram bom desempenho na estimativa de AGB com árvores de diâmetros maiores exibindo maior heterocedasticidade das variâncias do que árvores menores (Litton e Kauffman, 2008). Por outro lado, árvores com maior diâmetro desempenham um papel vital na variação espacial dos estoques de biomassa e carbono, o que esclarece que os atributos estruturais das florestas determinam a biomassa lenhosa e o estoque de carbono das florestas tropicais sazonalmente secas (Gandhi e Sundarapandian, 2017).

O modelo 3 inclui as variáveis preditivas múltiplas (D) e (H). Medir a altura das árvores não é difícil na floresta tropical sazonal seca, em particular na Caatinga, porque as copas das árvores não se tocam. A luz do sol atinge o solo em qualquer época do ano porque as árvores não formam dossel como na floresta tropical úmida. Essa característica fisionômica da Caatinga permite medir a altura das árvores mais facilmente. Por isso, a maioria dos inventários florestais realizados na Caatinga incluem em seus dados de campo a altura das árvores. Para Vahedi et al. (2014) incluir a variável altura nos modelos de regressão aumenta a aplicabilidade da equação porque a altura é um bom índice para avaliar o crescimento da árvore no local estudado. Ademais, pesquisas realizadas em diferentes biomas constataram que a adição de altura ao diâmetro na modelagem alométrica como uma segunda variável independente melhora a precisão da avaliação da biomassa acima do solo (Chave et al., 2005, Basuki et al., 2009, Vahedi et al., 2014). Além do mais, o diâmetro e a altura são variáveis essenciais nos dados de inventário florestal para o cálculo do volume das árvores. Em vista disso, a inclusão da densidade da madeira como preditora de AGB não tem uso prático, visto que há necessidade de coletar material de cada árvore que se deseja prever a biomassa (Picard et al., 2012). No caso particular da Caatinga, a maioria dos inventários florestais realizados não incluem em seus dados de campo a coleta da densidade da madeira das árvores.

Em nossa pesquisa, nós desenvolvemos nove modelos com variáveis independentes D, H e ρ em diferentes combinações para encontrar o melhor modelo local para estimar a biomassa com base nas estatísticas de qualidade do ajuste (AIC, SER e R^2 -adj). Dos nove modelos estudados, o modelo 1 alcançou o melhor ajuste, seguindo pelos modelos 2 e 3. Embora dados de inventários florestais são difíceis de obter e ainda não existe um banco de dados dendométricos consistentes para a Caatinga, entendemos que os modelos 2 e 3 podem ser utilizados para lugares onde existam dados semelhantes aos usados em nosso estudo.

4.3 Modelo local versus modelos pantropicais

A avaliação de nosso modelo local e os modelos pantropicais fornecem boas estimativas

da AGB para a nossa área de estudo, porém não são equivalentes em termos de suas previsões.

Nosso modelo superestimou todos os modelos pantropicais de Sampaio e S. (2005) em 39,79%, o modelo de Chave et al. (2005) em 25,92%, em 37,07% o modelo de Zianis (2008), e em 24,07% o modelo de Brown et al. (1989). Nosso modelo local é mais complexo que os modelos de Zianis (2008) e Sampaio e S. (2005) porque estes utilizam uma variável a menos que é a densidade da madeira. Embora o modelo local seja menos complexo que os modelos Chave et al. (2005) e Brown et al. (1989) porque exige mais cálculos e trabalho de campo uma vez que necessita de mais variáveis preditivas, foram os modelos que mais se aproximaram para espécies mistas podem produzir estimativas consistentes da biomassa em escala local (Picard et al., 2012, Kebede e Soromessa, 2018).

4.4 Estoque de biomassa

Nosso melhor modelo estimou a biomassa acima do solo da fazenda Santa Mônica em 22,71kg por indivíduo. Para os 869.89 ha de vegetação nativa a serem manejados por um período de 15 anos, temos uma estimativa de total de 17.443,45Kg de biomassa acima do solo. A AGB estimada no presente estudo foi baixa se comparada a outras florestas tropicais sazonalmente secas (Gandhi e Sundarapandian, 2017, Padmakumar et al., 2018, Srinivas e Sundarapandian, 2019). No que se refere à recuperação de maneira mais ampla da área manejada, há que se levar em conta que essas taxas de recuperação variam entre atributos florestais, locais e biotas (Guariguata & Ostertag 2001, Chazdon 2003, Lebrija-Trejos et al. 2008) e estudos apontam que FTSS exigem períodos mais longos para se atingir níveis pré-distúrbios (Brown & Lugo 1990, Quesada et al. 2009, Maza-Villalobos et al. 2011, Alvarez-Añorve et al. 2012). Em termos de biomassa, FTSS possivelmente atingem um ponto de recuperação entre 20-70 anos após o abandono da área sem tantas perturbações do habitat e seus atributos estruturais como densidade, área basal e dossel se recuperam primeiro, seguidos pela quantidade e diversidade de espécies (Kennard 2002, Chazdon 2003, Colón & Lugo 2006, Lebrija-Trejos et al. 2008, 2010, Maza-Villalobos et al. 2011 Brown & Lugo 1990, Quesada et al. 2009, Alvarez-Añorve et al. 2012). Nesse sentido, para compreender as variações de crescimento das árvores na floresta precisamos avaliar com detalhes a composição das espécies, os distúrbios antropogênicos, o ambiente e fatores genéticos, a história ecológica e as práticas de gestão e manejo (Lavorel e Garnier, 2002, Padmakumar et al., 2018).

5 CONCLUSÃO

A equação $AGB = 0.382 * (D)^{2.389} * (\rho)^{1.104}$ obteve os melhores resultados das estatísticas de qualidade do ajuste e foi utilizada para quantificar a biomassa acima do solo da floresta Santa Mônica. O melhor modelo estimou a biomassa acima do solo em 86,27kg por indivíduo, enquanto o inventário florestal estimou em 22,71 kg por indivíduo. Portanto, nosso modelo subestimou em 379,87% a biomassa das áreas preservadas quando comparada a área antropomofizada do inventário florestal, o que demonstra que a biomassa ainda não se reestabeleceu em sua totalidade. Logo, o período de 15 anos dos PMSC parecem ser insuficientes para uma regeneração pré-distúrbio e indicam não serem sustentáveis do ponto de vista ecológico.

É necessário mais estudos a fim de inferir sobre o tempo de corte a partir de estudos que nos garanta visualizar com maior precisão a perda de biodiversidade nas áreas, acompanhando os processos regenerativos desde os primeiros inventários a assim possibilite visualizar com maior precisão a renovação e a permanência ou ausência do banco genético de nativas na área.

O estudo também aponta para a necessidade de políticas públicas que substituam o uso de dentrocombustíveis nos setores econômicos de alto consumo por tecnologias sustentáveis e, substitua os rendimentos da atividade pela preservação do bioma como projetos REDD+ e mercado de carbono como forma de cumprir com os acordos internacionais de redução de carbono e de perda de biodiversidade para a mitigação das alterações climáticas. Nosso melhor modelo foi validado comparando seu resultado com aqueles desenvolvidos por Brown et al. (1989), Sampaio e S. (2005), Zianis (2008) e Chave et al (2014) utilizando o teste t pareado e o tamanho do efeito (r).

Agradecimentos

O autor é grato aos proprietários da Reserva Particular do Patrimônio Natural – RPPN Fazenda Não me Deixes, Flávio de Queiroz Salek e Daniel Queiroz Salek, por permitirem a realização da pesquisa na área da Unidade de Conservação. O autor agradece ao Engenheiro agrônomo Luis Wilson Lima-Verde, pesquisador nas áreas de Taxonomia e Florística de Fanerógamas pela revisão e correção dos nomes científicos das espécies florestais estudadas. Também agradecem ao Engenheiro Florestal José Ivo Leitão de Lavor a concessão dos dados

do inventário florestal coletados na Fazenda Santa Mônica, município de Quixeramobim, Ceará e a colaboração fundamental da aluna Erika Kirsten Dobe.

REFERÊNCIAS

- Aboal, J.R., Arévalo, J.R., Fernández, A., 2005. Allometric relationships of different tree species and stand above ground biomass in the Gomera laurel forest (Canary Islands). *Flora*. 200, 264 – 274. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2004.11.001>.
- ANA. Agência Nacional de Águas. “Água e Floresta: uso sustentável na Caatinga”. (2014)
- Alvarez, E., Duque, A., Saldarriaga, J., Cabrera, K., de las Salas, G., del Valle, I., Lema, A., Moreno, F., Orrego, S., Rodríguez, L., 2012. Tree above-ground biomass allometries for carbon stocks estimation in the natural forests of Colombia. *For. Ecol. Manage.* 267, 297–308. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.12.013>.
- Alvarez-Añorve, M. Y., M. Quesada, G. A. Sanchez -Azofeifa, L. D. Avilacabadilla, And J. A. Gamon. 2012. Functional regeneration and spectral reflectance of trees during succession in a highly diverse tropical dry forest ecosystem. *Am. J. Bot.* 99: 816–826.
- Andrade, FN, Lopes, JB, Barros RFMD, Lopes CGR (2019) Caracterização dos planos de manejo florestal no estado do Piauí. *Ciência Florestal*, 29(1), 243- 254. doi: <https://doi.org/10.5902/1980509827998>
- APNE, MANEJO Florestal Sustentável da Caatinga: contribuição para segurança energética, alimentar e hídrica. n. 1 v. 1. p. 366. ed. Recife, ed. APNE, 2022.
- Basuki, T.M., Van Laake, P.E., Skidmore, A.K., Hussin, Y.A., 2009. Allometric equations for estimating the aboveground biomass in tropical lowland Dipterocarp forests. *For. Ecol. Manage.* 257, 1684 – 1694. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.01.027>.
- Batista, J.L.F., Maguire, D., 1998. Modeling the spatial structure of tropical forests. *For. Ecol. Manage.* 110, 293 – 314. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00296-5](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00296-5).
- Brasil (2009) Instrução Normativa nº 1 de 25 de junho de 2009, que dispõe sobre Procedimentos Técnicos para Elaboração, Apresentação, Execução e Avaliação Técnica de Planos de Manejo Florestal Sustentado da Caatinga. IBAMA – Instituto Brasileiro do

Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Disponível em: <https://www.diariodasLeis.com.br/busca/exibelink.php?numlink=216086>. Acesso: Outubro de 2022.

Brasil (2012) Lei nº. 12.651 de 25 de maio de 2012, que estabelece normas gerais sobre a Proteção da Vegetação Nativa. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/Lei/112651.htm. Acesso: Outubro de 2022.

Brown, S., And A. E. Lugo. 1990. Tropical secondary forests. *J. Trop. Ecol.* 6: 1–32.

Brown, S., Gillespie, A., Lugo, A.E., 1989. Biomass estimation methods for tropical forests with applications to forest inventory data. *For. Sci.* 35, 881–902. <https://doi.org/10.1093/forestscience/35.4.881>.

Burdon, R.D., Kibblewhite, R.P., Walker, J.C.F., Megraw, E.R., Cown, D.J., 2004. Juvenile versus mature wood: a new concept, orthogonal to corewood versus outerwood, with special reference to *Pinus radiata* and *P. taeda*. *For. Sci.* 50, 399–415. <https://doi.org/10.1093/forestscience/50.4.399>.

Chaves IDB, Lopes VL, Folliott PF, Peixoto PA (2008) Uma classificação morfo-estrutural para descrição e avaliação da biomassa da vegetação da caatinga. *Revista Caatinga*, 21(2): 204-213.

Chave J, Condit R, Aguilar S, Hernandez A, Lao S, Perez R (2014) Error propagation and scaling for tropical forest biomass estimates. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B*, 359, 409–420.

Chave, J., Andalo, C., Brown, S., Cairns, M.A., Chambers, J.Q., Eamus, D., Folster, H., Fromard, F., Higuchi, N., Kira, T., Lescure, J.P., Nelson, B.W., Ogawa, H., Puig, H., Riéra, B., Yamakura, T., 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia* 145, 87–99. <https://doi.org/10.1007/s00442-005-0100-x>.

- Chazdon, R. L. 2003. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.* 6: 51–71.
- Colón, S. M., And A. E. Lugo. 2006. Recovery of a subtropical dry forest after abandonment of different land uses. *Biotropica* 38: 354–364.
- Daba, D.E., Soromessa, T., 2019. Allometric equations for aboveground biomass estimation of *Diospyros abyssinica* (Hiern) F. White tree species. *Ecosyst. Health Sustain.* 5, 86-97. <https://doi.org/10.1080/20964129.2019.1591169>.
- Dias Júnior, A. F., Andrade, C. R., Protásio, T. P., Melo, I. C. N. A., Brito, J. O., & Trugilho, P. F. (2018). Pyrolysis and wood by-products of species from the Brazilian semi-arid region. *Scientia Forestalis*, 46(117), 65-75. <http://dx.doi.org/10.18671/scifor.v46n117.06>.
- Donohue, I., Hillebrand, H., Montoya, J.M., Petchey, O.L., Pimm, S.L., Fowler, M.S., Healy, K., Jackson, A.L., Lurgi, M., McClean, D., O'Connor, N.E., O'Gorman, E.J., Yang, Q., 2016. Navigating the complexity of ecological stability. *Ecology Letters*, v. 19, p. 1172-1185. <https://doi.org/10.1111/ele.12648>.
- Fernandes, M.F., Cardoso, D., Queiroz, L.P., 2020. An updated plant checklist of the Brazilian Caatinga seasonally dry forests and woodlands reveals high species richness and endemism. *Journal of Arid Environments*. 174, 104079. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2019.104079>.
- Feyisa, K., Beyene, S., Megersa, B., Said, M.Y., Jan, de L., Angassa, A., 2018. Allometric equations for predicting above-ground biomass of selected woody species to estimate carbon in East African rangelands. *Agrofor. Syst.* 92, 599 – 621. <https://doi.org/10.1007/s10457-016-9997-9>.
- Gandhi, D. S., Sundarapandian, S., 2017. Large-scale carbon stock assessment of woody vegetation in tropical dry deciduous forest of Sathanur reserve forest, Eastern Ghats, India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189(4), 187.

- Gillespie, T.W., Grijalva, A., Farris, C.N., 2000. Diversity, composition, and structure of tropical dry forests in Central América. *Plant Ecology*. 147, 37 – 47.
- Gariglio, M. A. et al. *Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da Caatinga*. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 2010. 368 p.
- Guariguata, M. R., And R. Ostertag. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *For. Ecol. Manag.* 148: 185–206.
- HAUFF, S. N. *Alternativas para a manutenção das unidades de conservação da Caatinga*. vol. 90. 2010
- Herrero-Jáuregui, C., Sist, P., Casado, M.A., 2012. Population structure of two low-density neotropical tree species under different management systems. *For. Ecol. Manage.* 280, 31 – 39. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2012.06.006>.
- Higman S, Mayers J, Bass S, Judd N, Nussbaum R (2015) *Manual do Manejo Florestal Sustentável*. Viçosa-MF: Editora UFV, 398p.
- Kennard, D. 2002. Secondary forest succession in a tropical dry forest: patterns of development across a 50-year chronosequence in lowland Bolivia. *J. Trop. Ecol.* 18: 53–66.
- Litton, C.M., Kauffman, J.B., 2008. Allometric models for predicting above-ground biome two widespread woody plants in Hawaii. *Biotropica* ,40, 313–320. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2007.00383.x>
- Kebede, B., Soromessa, T., 2018. Allometric equations for above-ground biomass estimation of *Olea europaea* L. subsp. *cuspidata* in Mana Angetu forest. *Ecosyst. Health Sustain.* 4, 1–12. <https://doi.org/10.1080/20964129.2018.1433951>.
- Krishnamurthy, Y. L., H. M. Prakash, A. Nanda, M. Krishnappa, H. S. Dattaraju & H. Suresh.

2010. Vegetation structure and floristic composition of tropical dry deciduous forest in Bhadra Wildlife Sanctuary, Karnataka, India. *Tropical Ecology* 51: 235-246.
- Lavorel, S., Garnier, E., 2002. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Func. Ecol.*16, 545 – 556. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2435.2002.00664.x>
- Lebrija-Trejos, E., F. Bongers, E. A. Perez-Garcia, And J. A. Meave. 2008. Successional change and resilience of a very dry tropical deciduous forest following shifting agriculture. *Biotropica* 40: 422–431.
- Lima, J. L. P. E. D. Há influência do ciclo de corte sobre a energia útil oriunda da madeira de espécies da caatinga? (Master's thesis, Universidade Federal do Rio Grande do Norte). 2022. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Macaíba, 2022.
- Lung, M., Espira, A.,2015. The influence of stand variables and human use on biomass and carbon stocks of a transitional African forest: Implications for forest carbon projects. *For. Ecol. Manage.* 351, 36–46. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2015.04.032>.
- Maza-Villalobos, S., P. Balmavera, And M. Martínez-Ramos. 2011. Early regeneration of tropical dry forest from abandoned pastures: contrasting chronosequence and dynamic approaches. *Biotropica* 43:666–675
- Marshall, A.R., Willcock, S., Platts, P.J., Lovett, J.C., Balmford, A., Burgess, N.D., Latham, J.E., Munishi, P.K.T., Salter, R., Shirima, D.D., Lewis, S.L., 2012. Measuring and modelling above-ground carbon and tree allometry along a tropical elevation gradient. *Bio. Con.*, 154, 20 – 33. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2021.03.017>.
- McDowell, N. G., Allen, C. D., Anderson-Teixeira, K., Aukema, B. H., Bond- Lamberty, B., Chini, L., Clark, J. S., Dietze, M., Grossiord, C., Hanbury- Brown, A., Hurtt, G. C., Jackson, R. B., Johnson, D. J., Kueppers, L., Lichstein, J. W., Ogle, K., Poulter, B., Pugh, T. A. M., Seidl, R., ... Xu, C. (2020). Pervasive shifts in forest dynamics in a changing world. *Science*, 368(964), eaaz9463. <https://doi.org/10.1126/science.aaz9463>

- Milliken, W., Gasson, P., Pareyn, F., Sampaio, E. V. S. B., Lee, M., Baracat, A., Lima Araújo, E., & Cutler, D. (2018). Impact of management regime and frequency on the survival and productivity of four native tree species used for fuelwood and charcoal in the caatinga of northeast Brazil. *Biomass and Bioenergy*, 116, 18-25.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2018.05.010>.
- Moro MF, Silva IA, Araújo FS, Nic Lughadha E, Meagher TR, Martins FR (2015b) The role of edaphic environment and climate in structuring phylogenetic pattern in seasonally dry tropical plant communities. *PLoS One* 10:119–166.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0119166>
- Moro MF, Lughadha EN, Araújo FSD, Martins FR (2016) A Phylogeographical Meta-analysis of the Semiarid Caatinga Domain in Brazil. *The Botanical Review*, 82(2): 1-59. doi:
<https://doi.org/10.1007/s12229-016-9164-z>
- Muvengwi, J., Ndagurwa, H.G.T., Mbiba, M., Witkowski, E.T.F., 2020. Structure and spatial interactions of savanna trees along a local stress gradient in a semi-arid environment. *Folia Geobotanica*. 55, 195 – 209. <https://doi.org/10.1007/s12224-020-09374-4>.
- Návar, J., 2009. Allometric equations for tree species and carbon stocks for forests of northwestern Mexico. *For. Ecol. Manage.* 257, 427 – 434.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.09.028>.
- Niklas, K.J., Midgley, J.J., Rand, R.H., 2003. Tree size frequency distributions, plant density, age and community disturbance. *Ecology Letters*. 6, 405 – 411.
<https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2003.00440.x>.
- Niu, S., Luo, Y., Li, D., Cao, S., Xia, J., Li, J., Smith, M. D., 2014. Plant growth and mortality under climatic extremes: An overview. *Environmental and Experimental Botany*. 98, 13 – 19. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2013.10.004>.
- Nogueira, F.C.B.; Dobe, E.K.; Silva Filho, J.B.; Rodrigues, L.S., 2021. Allometric equations to estimate aboveground biomass of *Dalbergia cearensis* species in the Brazilian

seasonally dry tropical forest. *For. Ecol. Manage.* 484, 1 – 11. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.118920>.

Paes, J. B., Lima, C. R., Oliveira, E., & Santos, H. C. M. (2012). Rendimento e caracterização do carvão vegetal de três espécies de ocorrência no semiárido brasileiro. *Ciência da Madeira*, 3(1), 1-10. <http://dx.doi.org/10.12953/2177-6830.v03n01a01>

Padmakumar, B., Sreekanth, N.P., Shanthiprabha,V., Paul, J., Sreedharan, K., Augustine, T., Jayasooryan, K.K., Rameshan, M., Mohan, M., Ramasamy, E.V., Thomas, A.P., 2018. Tree biomass and carbon density estimation in the tropical dry forest of Southern Western Ghats, India. *iForest – Biogeosci. For.* 11, 534 – 541. <https://doi.org/10.3832/ifor2190-011>.

Pennington RT, Prado DE, Pendry CA (2000) Neotropical seasonally dry forests and Pleistocene vegetation changes. *J Biogeogr* 27:261–273

Pennington RT, Lavin M, Oliveira-Filho AT (2009) Woody plant diversity, evolution and ecology in the tropics: perspectives from seasonally dry tropical forests. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 40:437–457

Pereira EDG, Lima EMA, Souza FCS, Paulino MSM, Santos JB, Silva WG, Bezerra GS, Nóbrega MLS, Silva DAM, Filha FGT, Oliveira MA, Martins JCV (2005) Desenvolvimento local e Manejo da Caatinga no Assentamento Hipólito em Mossoró-RN. *Revista Holos*, 1:85-96.

Pereira, M. L. T; Soares, M. P. A; Silva, E. A. Montenegro, A. A. A., Souza, W. M. (2017). “Variabilidade climática no Agreste de Pernambuco e os desastres decorrentes dos extremos climáticos”. *Journal of Environmental Analysis and Progress.* (2 - 4), pp. 394-402.

Picard, N., Saint-André, L., Henry, M., 2012. Manual for Building Tree Volume and Biomass Allometric Equations. From Field Measurement to Prediction. FAO, Rome, Italy and CIRAD, Montpellier, France. <http://www.fao.org/docrep/018/i3058e/i3058e.pdf>.

- Pommerening, A., 2002. Approaches to quantifying forest structures. *Forestry*. 75, 305 – 324. <https://doi.org/10.101093/forestry/75.3.305>.
- Poorter, L., Bongers, F., van Rompaey, R.S.A.R, Klerk, M., 1996. Regeneration of canopy tree species at five sites in West African moist forest. *For. Ecol. Manage.* 84, 61 – 69.
- Projeto MapBiomas – Mapeamento Anual de Cobertura e Uso da Terra no Brasil - Coleção 6, acessado em 22/09/2022 através do link: https://mapbiomas-br-site.s3.amazonaws.com/MAPBiomas_CAATINGA_06102010_OK-v2.pdf
- Queiroz, L.P., Cardoso, D., Fernandes, M.F., Moro, M., 2017. Diversity and evolution of flowering plants of the Caatinga domain. In: Silva, J.C., Leal, I., Tabarelli, M. (Eds.), *Caatinga: the Largest Tropical Dry Forest Region in South America*. Springer, Cham, pp. 23–63.
- Quesada, M., G. A. Sanchez-Azofeifa, M. Alvarez-Añorve, K. E. Stoner, L. Avila-Cabadilla, J. Calvo-Alvarado, A. Castillo, M. M. Espirito-Santo, M. Fagundes, G. W. Fernandes, J. Gamon, M. Lopezaraiza-Mikel, D. Lawrence, L. P. C. Morellato, J. S. Powers, F. S. Neves, V. Rosas-Guerrero, R. Sayago, And G. Sanchez Montoya. 2009. Succession and management of tropical dry forests in the Americas: review and new perspectives. *For. Ecol. Manag.* 258: 1014–1024.
- R Core Team (2022). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. Available in: <<https://www.R-project.org>> (Acessado em 22 de Novembro de 2022).
- Randrianasolo, Z. H., Razafimahatratra, A. R., Razafinarivo, R.N.G., Randrianary, T., Rakotovololonalimanana, H., Rajemison, A. H., Mamitiana, A., Andriamanalina, R.L., Rakotosoa, A., Ramananantoandro., 2019. Which allometric models are the most appropriate for estimating aboveground biomass in secondary forests of Madagascar with *Ravenala madagascariensis*? *Scientific African*. 6, e00147. <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2019.e00147>.

- RIBEIRO, E. M. S. et al. Chronic anthropogenic disturbance drives the biological impoverishment of the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Applied Ecology*, [s. l.], v. 52, n. 3, p. 611–620, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12420>
- RIBEIRO, E. M. S. et al. Functional diversity and composition of Caatinga woody flora are negatively impacted by chronic anthropogenic disturbance. *Journal of Ecology*, [s. l.], v. 107, n. 5, p. 2291–2302, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13177>
- RIEGELHAUPT, E. M.; PAREYN, F. G. C. A questão energética. In: GARIGLIO, M. A. et al. (org.). *Uso Sustentável e Conservação dos Recursos Florestais da Caatinga*. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 2010. p. 65–77.
- RMFC (2005) Rede de manejo florestal da Caatinga. Protocolo de Medições e Manejo Florestal da Caatinga, Medições por Parcela Permanente. Recife-PE: APNE/MMA, 30p.
- Rodal MJN, Nascimento LM (2006) The arboreal component of a dry forest in northeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 66(2A): 479- 491. doi: <https://doi.org/10.1590/S1519-69842006000300014>
- Rodal MJN, Barbosa MRV, Thomas WW (2008) Do the seasonal forests in northeastern Brazil represent a single floristic unit? *Brazilian journal of biology*, 68(3): 467-475. doi: <https://doi.org/10.1590/S1519-69842008000300003>
- Rubin, B.D., Manion, P.D., Faber-Langendoen, D., 2006. Diameter distributions and structural sustainability in forests. *For. Ecol. Manage.* 222, 427 – 438. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.10.049>.
- Sampaio, E.V.S.B., Silva, G.C., 2005. Biomass equations for Brazilian semiarid caatinga plants. *Acta Bot. Bras.* 19, 935–943. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062005000400028>.
- Santos CPS, Santos RC, Carvalho AJE, Castro RVO, Costa SEL, Lopes LI, Pareyn FGC, Dias Júnior AF, Trugilho PF, Carvalho NFO, Magalhães MA (2020) Estoque de energia da madeira em áreas sob manejo florestal no Rio Grande do Norte. *Scientia Forestalis*,

48(126), e3080. doi: <https://doi.org/10.18671/scifor.v48n126.06>

- Segura, M., Kanninen, M., 2005. Allometric models for tree volume and total aboveground biomass in a tropical humid forest in Costa Rica. *Biotropica*. 37, 2–8.
- SILVA, C. M. S. E.; LÚCIO, P. S.; CONSTANTINO, M. H. (2012). “Distribuição Espacial da Precipitação sobre o Rio Grande do Norte: Estimativas via Satélites e medidas por Pluviômetros.”. *Revista Brasileira de Meteorologia*, (3 – 27), pp. 337-346.
- SCHULZ, C. et al. Land change and loss of landscape diversity at the Caatinga phytogeographical domain – Analysis of pattern-process relationships with MODIS land cover products (2001–2012). *Journal of Arid Environments*, [s. l.], v. 136, p. 54–74, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2016.10.004>
- SCHULZ, K. et al. Grazing reduces plant species diversity of Caatinga dry forests in northeastern Brazil. *Applied Vegetation Science*, [s. l.], v. 22, n. 2, p. 348–359, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/avsc.12434>
- Srinivas, K., Sundarapandian, S., 2019. Biomass and carbon stocks of trees in tropical dry forest of East Godavari region, Andhra Pradesh, India. *Geology, Ecology, and Landscapes*.3,114 – 122. <https://doi.org/10.1080/24749508.2018.1522837>
- Stas, S. M., Rutishauser, E., Chave, J., Anten, N.P.R., Laumonier, Y., 2017. Estimating the aboveground biomass in an old secondary forest on limestone in the Moluccas, Indonesia: Comparing locally developed versus existing allometric models. *For. Ecol. Manage.* 389, 27 – 34. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2016.12.010>.
- Vahedi, A.A., Mataji, A., Babayi-Kafaki, S., Eshaghi-Rad, J., Hodjati, S.M., Djomo, A., 2014. Allometric equations for predicting aboveground biomass of beech-hornbeam stands in the Hyrcanian forests of Iran. *J. For. Sci.* 60, 236-247. <https://doi.org/10.17221/39/2014-JFS>.
- Xiang, W., Zhou, J., Ouyang, S., Zhang, S., Lei, P., Deng, X., Fang, X., Forrester, D.I., 2016. Species-specific and general allometric equations for estimating tree biomass components

of subtropical forests in southern China. *European Journal of Forest Research*. 135, 963 – 979. <https://doi.org/10.1007/s10342-016-0987-2>.

Zianis, D., 2008. Predicting mean aboveground forest biomass and its associated variance. *Forest Ecology and Management* 256, 1400–1407. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.07.002>.